



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

Ecole Doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement

UMR Nancy-Université – INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar

THESE

**Présentée et soutenue publiquement le 20 octobre 2008
en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'INPL
Spécialité : Sciences Agronomiques**

Boris CLERGUÉ

Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux :

**Approche globale et développement d'un indicateur
« résistance aux stress biotiques »**

Constitution du jury :

Françoise Burel , Directeur de recherche (CNRS, Rennes)	Rapporteur
Amedeo Napoli , Directeur de recherche (CNRS, Nancy)	Rapporteur
Estelle Langlois , Maître de conférences (Université de Rouen)	Examineur
Jérôme Cortet , Maître de conférences (INPL, Nancy)	Examineur
Sylvain Plantureux , Professeur, Directeur de thèse (INPL, Nancy)	Examineur
Bernard Amiaud , Maître de conférences (INPL, Nancy)	Examineur
Françoise Lasserre-Joulin , Maître de conférences (UHP, Nancy)	Invitée

Nos désirs sont les pressentiments des possibilités qui sont en nous.

J. W. von Goethe (1749 – 1842)

The most incomprehensible thing about the world is that it is at all comprehensible.

Albert Einstein (1879 - 1955)

Remerciements

A Sylvain Plantureux, pour la confiance qu'il m'a témoignée en m'accueillant dans son laboratoire et encadrant cette thèse jusqu'au bout, ainsi que pour ses conseils scientifiques.

A Bernard Amiaud, pour avoir co-encadré cette thèse et m'avoir fait bénéficier de ses conseils dans le travail.

A Françoise Lasserre-Joulin, pour avoir également co-encadré cette thèse, pour m'avoir guidé et encouragé, notamment sur le terrain et dans la rédaction.

A Amedeo Napoli, pour avoir accepté d'être rapporteur de mon mémoire de thèse, d'avoir été présent à mon comité de thèse, et ses conseils scientifiques sur la fouille de données.

A Françoise Burel, pour avoir accepté d'être rapporteur de mon mémoire, son expertise sur l'arbre à dire d'expert et de m'avoir fourni une base de données pour mon travail sur la fouille de données.

A Estelle Langlois et Jérôme Cortet, pour avoir accepté d'être membres de mon jury de thèse.

A Philippe Jeanneret, pour son expertise sur l'arbre à dire d'expert et de m'avoir fourni une base de données pour mon travail sur la fouille de données.

A Jacques Baudry et Marc Benoît, pour avoir participé à mon comité de thèse et apporté leurs conseils.

A Michel Pierre et Agrivair, pour m'avoir fourni des données sur le territoire de Vittel permettant de valider nos indicateurs et nous avoir permis de mener une campagne de piégeage de carabes sur ce même territoire.

A Norbert Amougou et Maud Walrich, pour leur efficacité et leur enthousiasme lors de leur stage et de leur participation à la campagne de recueil de données sur le terrain.

A Dominique Thierry, pour son professionnalisme et son aide technique sur le terrain.

A Béatrice Noirtin, pour son professionnalisme, son aide technique dans le traitement des données SIG, ainsi que pour ses qualités humaines.

A Michel Loubère, pour son travail technique dans détermination des carabes.

A l'Ecole doctorale RP2E, pour m'avoir alloué une bourse de thèse de trois ans qui m'a permis de réaliser ce travail.

A Maryse et Jean Lorimier, pour avoir été les premiers à me donner goût à la recherche scientifique.

Merci à tous les membres de l'équipe agriculture durable et au personnel du laboratoire agronomie et environnement. Je remercie plus particulièrement Tamara Olivier, pour ses qualités humaines et son professionnalisme. Je remercie également les résidents de Thésard Valley, notamment mes collègues de bureau successifs : Frank Pervanchon, Romain Larbat et Camille Bénard, ainsi que nos femmes de ménage Chantal et Danièle pour leur bonne humeur !

Enfin j'adresse mes remerciements à mes proches qui m'ont soutenu chacun à leur manière dans ce travail de thèse : mes parents, ma famille, tous mes amis.

Liste des publications et des communications

Clergué, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S. (2005). Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 25: 1-15.

Clergué, B., Amiaud, B., Plantureux, S. (2004). Evaluation de la biodiversité par des indicateurs agri-environnementaux à l'échelle d'un territoire agricole. Séminaire de l'Ecole Doctorale RP2E, Nancy, France, 56-63.

Clergué, B., Amiaud, B., Plantureux, S. (2005). Assessment of biodiversity functions with agro-ecological indicators in agricultural areas. 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, Greif printhouse, Tartu, Estonia, 65-68.

Clergué, B., Lasserre-Joulin, F., Amiaud, B., Plantureux, S. (2006). Comparison of methods to build an indicator of biological control in agricultural landscape. Séminaire de l'Ecole Doctorale RP2E, Nancy, France, 98-105.

Sommaire

Introduction générale.....	9
Chapitre 1. La biodiversité : un concept complexe et ses possibilités d'évaluation	17
1. LES FONCTIONS DE LA BIODIVERSITE.....	17
1.1. <i>Les fonctions patrimoniales</i>	20
1.1.1. La fonction patrimoniale à l'échelle du territoire.....	20
1.1.2. La fonction patrimoniale à l'échelle de l'habitat et de l'espèce.....	22
1.2. <i>Les fonctions agronomiques</i>	25
1.2.1. Résistance biotique.....	25
a. Le contrôle des ravageurs	25
b. Le contrôle des maladies et des nématodes.....	26
1.2.2. Résistance abiotique	27
a. Les propriétés du sol.....	27
b. Le microclimat	28
1.2.3. La pollinisation.....	29
1.2.4. Les productions animales et végétales	30
1.3. <i>Les fonctions écologiques</i>	31
1.3.1. L'habitat.....	31
1.3.2. Les espèces particulières	32
1.3.3. Les processus des écosystèmes et le recyclage des éléments.....	32
2. EVALUATION DE LA BIODIVERSITE	34
2.1. <i>Mesures directes de biodiversité</i>	34
2.1.1. Indices simples	34
2.1.2. Indicateurs biotiques	36
2.2. <i>Évaluation des fonctions de la biodiversité par les modèles</i>	36
2.2.1. Les modèles dynamiques	36
2.2.2. Les modèles d'impact potentiel.....	37
2.2.3. Les modèles experts	37
2.3. <i>Les mesures indirectes de la biodiversité : les paramètres du paysage</i>	39
2.4. <i>Les indicateurs agri-environnementaux</i>	40
Chapitre 2. Architecture générale des indicateurs de biodiversité fonctionnelle et détail d'un indicateur de fonction agronomique de la biodiversité.....	41
1. ARCHITECTURE GENERALE DES INDICATEURS DE BIODIVERSITE FONCTIONNELLE.....	41
2. L'INDICATEUR DE RESISTANCE AUX STRESS BIOTIQUES.....	43
2.1. <i>Architecture générale de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »</i>	43
2.1.1. Deux niveaux d'architecture de l'indicateur de résistance aux stress biotiques	45
a. Premier niveau d'architecture :	45
b. Deuxième niveau d'architecture :	45
2.1.2. La construction des arbres de décision correspondant aux différents niveaux d'architecture de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »	46
2.2. <i>Les différents sous-compartiments (arbre de décision) de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »</i>	47
2.2.1. Indicateur « rôle des auxiliaires »	47
a. Module « rôle de l'activité biologique du sol ».....	47
b. Module « rôle des auxiliaires terrestres».....	48
2.3. <i>Indicateur « lutte contre les organismes nuisibles des cultures »</i>	49

2.3.1. Indicateur « pression des organismes nuisibles des cultures à déterminisme parcellaire »	49
a. Indicateur « pression des maladies nécrotrophes et/ou biotrophes à dissémination lente »	49
b. Indicateur « pression des ravageurs à déterminisme parcellaire »	50
c. Indicateur « pression des adventices »	51
2.3.2. Indicateur pression des ennemis des cultures à déterminisme territorial »	52
a. Indicateur « pression des maladies nécrotrophes et biotrophes à dissémination large »	52
b. Indicateur « pression des ravageurs à déterminisme territorial »	53
Chapitre 3. Construction et validation de l'indicateur de rôle des auxiliaires terrestres	55
1. MATERIEL ET METHODES	57
1.1. Bases de données utilisées	57
1.2. Construction d'indicateurs selon deux méthodes	59
1.2.1. Méthode à dire d'expert	59
1.2.2. Méthode par fouille de données	60
1.1. Recueil de données de terrain pour la validation	61
1.3.1. Présentation du terrain	61
1.3.2. Type de données recueillies	65
1.3.3. Traitements des données biologiques	68
1.3.4. Méthode de validation	69
2. RESULTATS	70
2.1. Traitement des données biologiques	70
2.1.1. Sélection des 5 semaines de piégeage les plus abondantes en carabes	70
2.1.2. Validation de l'hypothèse : corrélation entre le poids total en arthropodes et l'abondance en carabes	71
2.1.1. Caractéristiques des données biologiques	72
2.2. Construction d'arbres de décision	72
2.2.1. Arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert	72
2.2.2. Arbres de décision issus de la méthode par fouille de données	78
a. Base de données Base 1 (Littérature)	79
b. Base de donnée Base 2 (Bretagne)	80
c. Base de donnée Base 3 (Suisse)	81
d. Base de données Base 4 (Ensemble)	83
2.3. Validation	90
2.3.1. Validation de l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert	90
a. Echelle parcellaire	90
b. Echelle des zones de rayon de 500m	92
c. Echelle des zones biogéographiques	92
d. Echelle du territoire	92
2.3.2. Validation des arbres de décision issus de la méthode par fouille de données ..	95
a. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 1	96
b. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 2	105
c. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3	108
d. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 4	111
3. DISCUSSION	113
3.1. Méthode à dire d'expert	113
3.1.1. Echelle parcellaire :	113
3.1.2. Autres échelles :	114
3.1.3. Conclusion :	114

3.2. Méthode par fouille de données	115
3.2.1. Au niveau de chaque arbre de décision:.....	115
a. Arbre de décision issu de la base 1 (Littérature) :	115
b. Arbre de décision issu de la base 2 (Bretagne) :	116
c. Arbre de décision issu de la base 3 (Suisse) :.....	117
d. Arbre de décision issu de la base 4 (Ensemble) :.....	117
3.2.2. Comparaison des 4 arbres de décision et leur niveau de validation.....	117
a. L'importance de l'habitat :	118
b. L'importance de l'échelle parcelle/territoire.....	120
c. La méthodologie de construction des arbres de décision	121
d. L'effet année	121
3.2.3. Conclusion.....	122
3.3. Comparaison des deux méthodes : arbre de décision à dire d'expert et arbre de décision issu de la fouille de données	123
Conclusion générale	125
1. QUELS ONT ETE LES PRINCIPAUX ACQUIS DE CES TRAVAUX ?	125
1.1. Architecture générale de l'indicateur	125
1.2. Construction de l'indicateur de résistance aux stress biotiques.....	126
1.3. Construction de l'indicateur de résistance aux stress biotiques par les arthropodes terrestres.....	126
2. QUELLES SONT LES NOUVELLES QUESTIONS SCIENTIFIQUES POSEES SUITE A CES TRAVAUX ?	128
2.1. Propositions d'amélioration de la méthode de fouille de données :	128
2.1.1. Les facteurs	128
2.1.2. Les étapes de la méthode.....	128
2.2. La confrontation des deux méthodes (à dire d'expert et fouille de données)	130
3. ET AU-DELA DE CES TRAVAUX.....	131
Liste des figures	133
Liste des tableaux	135
Liste des annexes	137
Références bibliographiques	163

Introduction générale

La biodiversité¹ est devenue un concept majeur dans les préoccupations environnementales depuis le sommet de Rio de Janeiro en 1992 (CBD, 1992). Cet événement a permis une prise de conscience internationale de l'importance de la protection de la biodiversité pour un développement durable de la planète. La préoccupation pour le développement durable² (*sustainable development*), prend sa source dans le rapport (Brundtland, 1987) publié par la Commission des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement. Le Rapport Brundtland constate que les problèmes environnementaux les plus graves à l'échelle de la planète sont essentiellement dus à la grande pauvreté qui prévaut dans le Sud et aux modes de consommation et de production non durables pratiqués dans le Nord. Il demande donc une stratégie qui permette de conjuguer développement et environnement. Toute activité anthropique a pour conséquence la modification de l'environnement et notamment de la biodiversité. Selon le degré d'influence des activités humaines, les écosystèmes s'adaptent ou disparaissent. La conférence internationale « Biodiversité : Science et Gouvernance » réunie à Paris (MDR, 2005) sous l'égide de l'UNESCO a de nouveau attiré l'attention sur l'urgence de protéger la biodiversité. La communauté scientifique est unanime sur le constat d'une érosion sans précédent de la biodiversité. Elle demande aux gouvernements de prendre rapidement des mesures afin d'atteindre les objectifs de la cible 2010 fixée par la décision VI/26 du Plan Stratégique de la Convention sur la Diversité Biologique (CBD, 2002) :

« Les Parties s'engagent à mettre en oeuvre de façon plus efficace et plus cohérente les trois objectifs de la Convention [conservation de la diversité biologique, utilisation durable de ses éléments, et partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques] en vue d'assurer d'ici à 2010 une forte réduction du rythme actuel de perte de diversité biologique aux niveaux mondial, régional et national à titre de contribution à l'atténuation de la pauvreté et au profit de toutes les formes de vie sur la planète. »

La protection de la biodiversité peut être motivée par des raisons pragmatiques. En effet, une part importante des activités humaines a pour base la biodiversité. Les bienfaits que l'homme reçoit de la biodiversité sont des services écosystémiques (*ecosystem services*). C'est dans cette optique que le Secrétaire Général des Nations Unies, Kofi Annan, a lancé en Juin 2001 le Millenium Ecosystem Assessment (MEA). L'idée de création du MEA provient de la communauté scientifique et des délégations de plusieurs conventions en relation avec les écosystèmes : la Convention pour la Diversité Biologique, la Convention contre la désertification et la Convention Ramsar sur les milieux humides. Le MEA se focalise sur les modifications des services écosystémiques qui affectent le bien-être humain actuel et dans les décennies à venir. Il doit proposer des alternatives qui peuvent être adoptées à l'échelle locale, nationale ou globale pour assurer le fonctionnement des écosystèmes et donc contribuer au bien-être humain et à la diminution de la pauvreté (MA, 2006).

¹ La définition et l'origine du terme « biodiversité » ainsi que quelques chiffres clés sont détaillés dans l'**Encadré 1**.

² «Le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la possibilité, pour les générations à venir, de pouvoir répondre à leur propres besoins» (Brundtland, 1987).

Encadré 1. La biodiversité : définition, origine du terme et chiffres.

Définition

La biodiversité ou diversité biologique est la diversité de toutes les formes du vivant, soit la totalité des gènes, des espèces, des écosystèmes et des processus écologiques.

La communauté scientifique a détaillé ces définitions dans certaines directions :

« La diversité biologique ou biodiversité, est la variété et la variabilité de tous les organismes vivants. Ceci inclut la variabilité génétique à l'intérieur des espèces et de leurs populations, la variabilité des espèces et de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs interactions, et celle des processus écologiques qu'ils influencent ou dont ils sont les acteurs [dite diversité écosystémique] » (UICN, 1988).

« Diversité biologique: variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (CBD, 1992).

Origine du terme

Le terme *biodiversité* a été proposé par Walter Rosen lors du premier « National Forum on Biodiversity » à Washington DC en septembre 1986 et vulgarisé par Wilson et Peter en 1988 en utilisant le terme de biodiversité dans le compte-rendu du forum. Le mot *biodiversité* lui a été suggéré en remplacement de diversité biologique, jugé moins efficace en terme de communication. Le terme *biological diversity* lui-même provient de Thomas Lovejoy en 1980, spécialiste des forêts tropicales devenu conseiller principal du Président de la Banque Mondiale pour la Biodiversité en 1998.

Chiffres

La diversité spécifique est estimée à 10 millions d'espèces sur notre planète. Environ 1 700 000 sont répertoriées à l'heure actuelle dont les trois quarts sont des insectes (MDR, 2005).

Les pertes de biodiversité (Europa, 2004):

- On estime que 80 % de la surface de la forêt originelle qui couvrait la surface de la Terre il y a 8000 ans a disparu, ou a été endommagée ou fractionnée.
- D'après certains experts, les espèces disparaissent aujourd'hui à un rythme 1000 à 10000 fois supérieur au rythme des cent dernières années.
- Sur l'ensemble du continent européen sont menacés : 42 % des mammifères, 15 % des oiseaux, 45 % des papillons, 30 % des amphibiens, 45 % des reptiles et 52 % des poissons d'eau douce.

Selon le MEA les services écosystémiques³ comprennent les **services d'approvisionnement** tels que la nourriture et l'eau, les **services de régulation** tel que la régulation des inondations et des maladies, les **services culturels** tels que les bénéfices spirituels, récréatifs et culturels, et les **services de soutien** qui maintiennent des conditions favorables à la vie sur Terre, tels que le cycle des éléments nutritifs.

La littérature scientifique utilise une classification proche pour définir les différents bénéfices de la biodiversité. Les services d'approvisionnement sont largement pris en compte par les auteurs (Paoletti et al., 1992; Peeters et Janssens, 1995; Altieri, 1999; Duelli et Obrist, 2003) notamment d'un point de vue agronomique. Par exemple, le rôle de la biodiversité dans la gestion des ravageurs et des maladies est un thème récurrent. D'autres aspects sont également abordés comme, le rôle de la diversité à l'échelle du paysage (haies, talus, fossés,...) face à l'érosion, ou la complexité des relations entre la biodiversité et la production agricole. Les services de régulation et les services de soutien sont souvent regroupés dans le rôle écologique de la biodiversité (Lovett et al., 2005). En effet, la distinction établie par le MEA au sein des services écologiques de la biodiversité est basée sur la manière dont les sociétés humaines en retirent des bénéfices. Les services de régulation sont des services écologiques dont l'être humain bénéficie directement, c'est le cas par exemple, des mécanismes d'auto-épuration des écosystèmes. Tandis que les services de soutien sont des services écologiques contribuant au maintien de la biosphère. L'être humain en reçoit également des bénéfices, mais de manière plus indirecte. Les études sur les fonctions écologiques de la biodiversité n'utilisent pas ces distinctions car elles sont basées sur la compréhension des processus écologiques sans forcément prendre en compte les bénéfices humains.

Enfin, la prise en compte de l'importance des services culturels de la biodiversité est également abordée par certains auteurs (Schüpbach, 2003; Dramstad et al., 2006). Par exemple, la biodiversité à l'échelle du paysage contribue à la valeur esthétique de ce paysage. La diversité rend un paysage plus attractif pour ses habitants et les touristes. La biodiversité d'un paysage a donc des retombées économiques selon qu'il est plus ou moins attractifs pour les populations. La diversité des écosystèmes environnant les sociétés humaines façonnent leur culture. Ainsi, en Extrême-Orient, les sociétés se sont construites à partir de l'utilisation du bambou. Le bambou est présent dans tous les aspects de la vie quotidienne, en tant que matériau de construction de bâtiments et des échafaudages, du mobilier, des ustensiles et même dans l'alimentation.

La biodiversité est également à considérer d'un point de vue éthique. En effet, elle constitue un héritage de l'humanité et l'être humain ne peut pas décider de l'existence ou non d'une espèce (Serres, 1990). L'être humain a donc le devoir moral d'assurer la conservation de ces espèces même s'il n'en perçoit pas les bénéfices directs. De plus, une croissance économique infinie n'est pas compatible avec un espace fini, notre planète. Une gestion durable de la biodiversité est donc une nécessité pour laisser une planète habitable pour les générations futures (Cairns, 1997).

Les efforts de conservation de la biodiversité ont, jusqu'à présent, porté essentiellement sur des milieux protégés dits « naturels » (Lomolino, 1994; Bootsma et al., 1999; Chiarucci et al., 2001; Oldfield et al., 2004; Partel et al., 2004) alors que les territoires agricoles contiennent également de la biodiversité. Cette biodiversité est qualifiée de banale

³ L'Encadré 2 représente de manière exhaustive les services écosystémiques selon ces quatre grands types de services.

Encadré 2. Les services écosystémiques (MA, 2005)

Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning, regulating, and cultural services that directly affect people and the supporting services needed to maintain other services. Many of the services listed here are highly interlinked. (Primary production, photosynthesis, nutrient cycling, and water cycling, for example, all involve different aspects of the same biological processes.)

Provisioning Services

There are the products obtained from ecosystems, including:

Food. This includes the vast range of food products derived from plants, animals, and microbes.

Fiber. Materials included here are wood, jute, cotton, hemp, silk and wool.

Fuel. Wood, dung, and other biological materials serve as sources of energy

Genetic resources. This includes the genes and genetic information used for animal and plant breeding and biotechnology.

Biochemicals, natural medicines, and pharmaceuticals. Many medicines, biocides, food additives such as alginates, and biological materials derived from ecosystems.

Ornamental resources. Animal and plant products, such as skins, shells, and flowers, are used as ornaments, and whole plants are used for landscaping and ornaments.

Fresh water. People obtain fresh water from ecosystems and thus the supply of fresh water can be considered a provisioning service.

Fresh water in rivers is also a source of energy. Because water is required for other life to exist, however, it could also be considered a supporting service.

Regulating Services

There are the benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, including:

Air quality regulation. Ecosystems both contribute chemicals to and extract chemicals from the atmosphere, influencing many aspects of air quality.

Climate regulation. Ecosystems influence climate both locally and globally. At a local scale, for example, changes in land cover can affect both temperature and precipitation. At the global scale, ecosystems play an important role in climate by either sequestering or emitting

greenhouse gases.

Water regulation. The timing and magnitude of runoff, flooding, and aquifer recharge can be strongly influenced by changes in land cover, including, in particular, alterations that change the water storage potential of the system, such as the conversion of wetlands or the replacement of forests with croplands or croplands with urban areas.

Erosion regulation. Vegetative cover plays an important role in soil retention and the prevention of landslides.

Water purification and waste treatment. Ecosystems can be a source of impurities (for instance, in fresh water) but also can help filter out and decompose organic wastes introduced into inland waters and coastal and marine ecosystems and can assimilate and detoxify compounds through soil and subsoil processes.

Disease regulation. Changes in ecosystems can directly change the abundance of human pathogens, such as cholera, and can alter the abundance of disease vectors, such as mosquitoes.

Pest regulation. Ecosystem changes affect the prevalence of crop and livestock pests and diseases.

Pollination. Ecosystem changes affect the distribution, abundance, and effectiveness of pollinators.

Natural hazard regulation. The presence of coastal ecosystems such as mangroves and coral reefs can reduce the damage caused by hurricanes or large waves.

Cultural Services

There are the nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences, including:

Cultural diversity. The diversity of ecosystems is one factor influencing the diversity of cultures.

Spiritual and religious values. Many religions attach spiritual and religious values to ecosystems or their components.

Knowledge systems (traditional and formal). Ecosystems influence the types of knowledge systems developed by different cultures.

Educational values. Ecosystems and their components and processes provide the basis for both formal and informal education in many societies.

Inspiration. Ecosystems provide a rich source of inspiration for art, folklore, national symbols, architecture, and advertising.

Aesthetic values. Many people find beauty or aesthetic value in various aspects of ecosystems, as reflected in the support for parks, scenic drives, and the selection of housing locations.

Social relations. Ecosystems influence the types of social relations that are established in particular cultures. Fishing societies, for example, differ in many respects in their social relations from nomadic herding or agricultural societies.

Sens of place. Many people value the "sense of place" that is associated with recognized features of their environment, including aspects of the ecosystem.

Cultural heritage values. Many societies place high value on the maintenance of either historically important landscapes ("cultural landscapes") or culturally significant species.

Recreation and ecotourism. People often choose where to spend their leisure time based in part on the characteristics of the natural or cultivated landscapes in a particular area.

Supporting Services

Supporting services are those that are necessary for the production of all other ecosystem services. They differ from provisioning, regulating and cultural services in that their impacts on people are often indirect or occur over a very long time, whereas changes in the other categories have relatively direct and short-term impacts on people. (Some services, like erosion regulation, can be categorized as both a supporting and a regulating service, depending on the time scale and immediacy of their impact on people.) These services include:

Soil formation. Because many provisioning services depend on soil fertility, the rate of soil formation influences human well-being in many ways.

Photosynthesis. Photosynthesis produces oxygen necessary for most living organisms. Primary production. The assimilation or accumulation of energy and nutrients by organisms.

Nutrient cycling. Approximately 20 nutrients essential for life, including nitrogen and phosphorus, cycle through ecosystems and are maintained at different concentrations in different parts of ecosystems.

Water cycling. Water cycling through ecosystems and is essential for living organisms.

ou d'ordinaire par rapport à des habitats naturels⁴. Etant utilisée pour la production agricole, cette biodiversité est considérée comme plus courante par rapport à la biodiversité des espaces naturels qui a souvent un caractère de rareté. La biodiversité des zones agricoles n'est pas pour autant dénuée de valeur, bien au contraire, elle apporte, entre autre, de nombreux services agronomiques (Paoletti et al., 1992; Paoletti, 1995; Peeters et Janssens, 1995; Altieri, 1999). A l'échelle de la communauté européenne, les surfaces agricoles sont bien plus importantes (44%) que les secteurs protégés, qui représentent moins de 5% (Piorr, 2003). La biodiversité des zones agricoles n'est donc pas à négliger.

Historiquement, l'activité agricole a permis une création de biodiversité dans les paysages par la mise en place de nouveaux habitats par rapport aux écosystèmes forestiers. Dans l'imaginaire collectif, il est considéré qu'au Moyen Age, l'Europe était constituée de grands ensembles forestiers qui ont été déboisés au profit de l'agriculture. Les récentes découvertes de l'archéogéographie permettent désormais d'affirmer que cette conception est un mythe. Des paysages ouverts existaient déjà au Moyen Age, ainsi que des preuves de la présence d'une forme de sylviculture (Muxart et al., 2003). Même si des paysages ouverts comme ceux présent de nos jours ont pu exister par le passé, les haies étaient par contre omniprésentes dans les paysages agricoles du Moyen Age. Au XIX^{ème} siècle, l'agriculture pré-industrielle a créé elle aussi des paysages attractifs de type bocager avec une hétérogénéité de milieu (Haber, 2004). La diversité des cultures dans l'espace (l'assolement) et le temps (la rotation) participe également à la formation de la biodiversité. Les agrosystèmes hébergent toute une gamme d'espèces messicoles qui sont uniquement inféodées à ces milieux. Des milieux à forte richesse spécifique comme les pelouses calcaires ne pourraient exister sans les pratiques de fauche et de pâturage qui entretiennent ces habitats. Les territoires agricoles sont donc des milieux à préserver contenant une biodiversité d'intérêt.

Depuis les années 50, afin d'assurer l'autonomie alimentaire dans les pays occidentaux, les pratiques agricoles se sont intensifiées s'accompagnant d'une érosion de la biodiversité et d'une dégradation des paysages. Aujourd'hui, à l'échelle du territoire français, une augmentation des surfaces boisées est observée. La surface des forêts françaises a doublé depuis 1850 et couvre plus du quart de notre territoire. De nos jours, la forêt s'accroît d'environ 40 000 ha par an (MAP, 2006). Ce sont principalement les terres peu productives, notamment sur les reliefs, qui ont été laissées à l'enfrichement puis à la reforestation. Ces surfaces boisées augmentent la présence de milieux naturels dans le territoire, et favorisent une partie de la biodiversité. Cependant, les zones agricoles restantes étant des lieux de pratiques intensives, elles sont souvent caractérisées par des paysages très ouverts et pauvres en zones semi-naturelles, limitant ainsi fortement le maintien de la biodiversité.

Considérer le rôle de l'agriculture dans la conservation de la biodiversité constitue donc une question importante. Cette conservation dans les zones agricoles génère un nouveau défi : concilier des besoins de production avec le respect de l'environnement (Peeters et Janssens, 1995; Vereijken *et al.*, 1997; Altieri, 1999; Buchs, 2003b). (Peeters et Janssens, 1995) constatent à travers le système prairial que les deux objectifs : conserver la biodiversité et maintenir une production fourragère performante sont opposés. Afin de concilier ces deux objectifs des compromis doivent être réalisés. Par exemple, une exploitation agricole peut intégrer une proportion de prairies riches en espèces grâce à des lieux naturellement peu productifs. C'est le cas de prairies en pente, en zones humides, ayant un sol superficiel ou

⁴ L'usage de l'adjectif « naturel » doit être précisé. Ne devrait être qualifié de naturel *sensu stricto* que les habitats comme la forêt vierge qui n'ont pas, ou très peu, subi de modifications par les humains. De tels habitats sont devenus très rares. Nous emploierons ici l'adjectif « naturel » dans son sens large, décrivant ainsi des habitats peu perturbés comme des zones protégées, et l'adjectif « semi-naturel » pour des habitats perturbés, comme des haies, des bandes enherbées, mais sensiblement moins perturbés par rapport aux zones arables.

encore en bordure de forêt. Mais pour que cette extensification partielle ait lieu, (Peeters et Janssens, 1995) soulignent la nécessité de soutenir l'agriculture par des primes agri-environnementales. D'autres auteurs (Paoletti et al., 1992; Paoletti, 1995; Altieri, 1999), considèrent que les objectifs d'une agriculture et d'une biodiversité durables sont économiquement compatibles et doivent être activement poursuivis. A l'échelle de l'exploitation agricole, l'intégration de certaines pratiques, comme la rotation et la diversité des cultures, augmentent la biodiversité et maintient le niveau de production. (Altieri, 1999) ajoute que la stratégie d'une agriculture durable est la restauration de la biodiversité fonctionnelle des territoires agricoles. La biodiversité fonctionnelle assure, selon lui, des services écologiques clés permettant aux agrosystèmes de gérer la fertilité des sols, la protection des cultures et la productivité. (Altieri, 1999) considère ici uniquement les services d'approvisionnement assurés par la biodiversité. En réalité, la biodiversité fonctionnelle correspond à l'ensemble des services écosystémiques précédemment décrits.

La biodiversité présente dans les zones agricoles assurant de nombreuses fonctions, elle doit être préservée. Sa protection nécessite de disposer d'outils d'évaluation des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. De tels outils doivent permettre de suivre l'état la biodiversité, de vérifier la pertinence des mesures agri-environnementales et d'aider à la prise de décision de gestionnaires. Les gestionnaires concernés sont des administrations qui sont en charge de la gestion de territoires. C'est le cas d'organismes comme la DDA, la DIREN, l'Agence de l'eau ou de collectivités comme le Conseil général et les communautés de communes.

Les inventaires d'espèces ou les bioindicateurs dont on dispose actuellement permettent de connaître l'état de la biodiversité. Il existe un grand nombre de bioindicateurs généralement utilisés à l'échelle locale ou parcellaire (Paoletti, 1995). Certaines espèces sont également sensibles à des échelles supérieures, comme le paysage ou la région. Sont utilisés à cet effet certaines espèces parmi les insectes ailés comme les lépidoptères, les hyménoptères, des diptères (*Syrphidae*) mais aussi certaines araignées (*Linyphiidae*), des oiseaux ou certains mammifères (*Muridae*). Cependant, les bioindicateurs ont l'inconvénient de ne pas être corrélés à toutes les pressions exercées par l'agriculture. Par exemple, les lépidoptères et les Carabidae sont tous les deux sensibles au niveau d'utilisation des pesticides dans des zones cultivées. Les lépidoptères seront cependant de meilleurs bioindicateurs pour mesurer la quantité et la qualité des surfaces naturelles (forêt) dans ces espaces (Jeanneret *et al.*, 2003c). Selon leur stade de développement (chenille/imago), les lépidoptères ont des besoins alimentaires très précis qui conditionnent leur présence dans un milieu, alors que les Carabidae, autant au stade larvaire qu'au stade adulte, sont mieux adaptés pour trouver leur nourriture dans des cultures. Lorsque plusieurs bioindicateurs sont utilisés leurs réponses peuvent donc être contradictoires en raison des besoins écologiques propres à une espèce donnée. De plus, ils ne sont pas toujours généralisables à tous les territoires, leur utilisation nécessite les compétences de spécialistes et représente un coût en temps en raison de l'observation ou du piégeage *in situ* et de l'identification. Bien que les bioindicateurs constituent des outils sensibles en écologie pour évaluer les perturbations d'un écosystème, ils sont plus difficilement valorisables directement par les gestionnaires des territoires ruraux. En effet, les bioindicateurs donnent l'image de l'état du milieu à un instant donné et ne sont pas prédictifs.

Les modèles de prévision de la biodiversité pourraient constituer de bons outils d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles. De nombreux modèles sont disponibles pour expliquer ou prédire la dynamique des écosystèmes (Pacala et Crawley, 1992; Loreau, 1998; Ejrnaes et Bruun, 2000; Koleff et Gaston, 2001; Laterra et Solbrig, 2001; Peters, 2002; Wilson *et al.*, 2002). Cependant aucun modèle n'évalue l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.

Les indicateurs agri-environnementaux constituent une alternative intéressante au développement de modèles (Girardin et al., 2000). Ces indicateurs sont des systèmes de notations qui évaluent des impacts environnementaux à partir des pratiques de gestion, sans nécessiter que des modèles mathématiques aient été développés sur tous les impacts des pratiques de gestion. La construction des indicateurs est faite à l'aide de règles de décisions définies à partir des connaissances scientifiques et de l'avis d'experts.

Le cahier des charges de construction des indicateurs est de pouvoir fournir des outils d'aide à la décision pour des gestionnaires environnementaux. Les indicateurs permettent à la fois d'établir un diagnostic du territoire, mais aussi de permettre de tester, par simulation, des scénarii d'utilisation du territoire, et ainsi, de prédire les effets de modification de pratiques agricoles. Afin d'être utilisables par des gestionnaires, les données nécessaires au calcul des indicateurs doivent être facilement accessibles, peu coûteuses et ne doivent pas nécessiter l'intervention de spécialistes.

Le développement d'indicateurs pose aux scientifiques une série de questions relatives à la construction d'outils scientifiquement validés et à leur pertinence. Dans ce cadre, l'objectif de la thèse peut se résumer à trois questions principales :

Comment traduire le concept général de biodiversité en éléments précis influencés par les pratiques de gestion des territoires ruraux ?

La biodiversité est un ensemble très complexe se situant à plusieurs échelles (espèces, communauté, écosystème, les processus écologiques) en interaction. La biodiversité n'est pas seulement un concept qui exprime la "diversité de la vie" mais elle est également une construction socio-politique et une entité écologique mesurable (Gaston, 1996). La biodiversité rend de nombreux services à l'activité humaine. En effet, la biodiversité peut être vue selon sa composition : richesse spécifique, diversité des écosystèmes,... mais aussi selon les services, les fonctions qu'elle assure. Nous avons donc fait le choix d'étudier l'impact des pratiques de gestion sur les fonctions de la biodiversité. *Nous posons l'hypothèse que les fonctions de la biodiversité se déclinent en trois ensembles : la fonction patrimoniale, la fonction agronomique et la fonction écologique.* Ces différentes fonctions de la biodiversité regroupent une partie des services écosystémiques décrits par le MEA. En effet, les fonctions de la biodiversité que nous décrivons se limitant aux territoires agricoles, la biodiversité présente n'assure pas tous ces services.

La fonction patrimoniale de la biodiversité est formée par des éléments de la biodiversité constituant un patrimoine d'un point de vue culturel et/ou écologique. C'est le cas d'espèces ou d'habitats emblématiques d'une région (la cigogne en Alsace, les tourbières,...). La fonction agronomique de la biodiversité reprend une partie des services d'approvisionnement. Elle concerne le rôle de la biodiversité dans les agrosystèmes notamment via le maintien de la fertilité du sol et la gestion des ravageurs. La fonction écologique de la biodiversité regroupe les services de soutien et les services de régulation.

Nous sommes conscients que cette classification comporte certaines limites. En effet, certaines fonctions assurées par la biodiversité peuvent se retrouver dans plusieurs fonctions majeures à la fois. Par exemple, les espèces-clés ont un rôle écologique important dans le maintien d'un écosystème. Or si cette espèce est également emblématique⁵, elle aura alors également une valeur patrimoniale et culturelle.

⁵ Les **espèces-amirales** ou espèces emblématiques (*flagship species*) sont des espèces souvent menacées ayant une forte valeur écologique et/ou culturelle. Pour plus de détails voir § 1.3.2.

Que proposer comme outil permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité ?

Nous avons constaté précédemment que les indicateurs agri-environnementaux sont des alternatives intéressantes aux mesures de biodiversité, aux indicateurs biotiques et aux modèles. *Nous posons donc l'hypothèse que la méthode des indicateurs agri-environnementaux est une approche appropriée pour évaluer l'impact des pratiques de gestions sur les différentes fonctions de la biodiversité.*

La construction des indicateurs peut être réalisée selon deux approches, une approche à dire d'expert ou une approche statistique. Dans l'approche à dire d'expert, les règles de décision constitutives de l'indicateur sont définies à partir de la littérature scientifique et de l'expérience d'experts. Dans l'approche statistique, les règles de décisions sont fournies par une analyse discriminante appliquée à des bases de données contenant des informations sur la biodiversité de milieux et les pratiques agricoles présentes. Les choix d'agrégation et de validation des indicateurs sont spécifiques à chaque fonction de la biodiversité. Les indicateurs doivent être validés à la fois sur leur construction par expertise scientifique, et sur leur sensibilité avec des données de terrain.

Quelle échelle choisir pour construire de tels indicateurs ?

Nous avons vu que la biodiversité se situe à plusieurs échelles. La biodiversité est étudiée selon certaines échelles : parcelle, exploitation agricole, territoire. Notre objectif scientifique étant de construire des outils pouvant être utilisables par des gestionnaires, *nous posons l'hypothèse que l'échelle territoriale est la plus adaptée.*

L'échelle du territoire ajoute des niveaux de complexité par rapport à l'échelle de la parcelle ou de la station. Malgré cette complexité, afin que les indicateurs à l'échelle du territoire soient utilisables par des non-spécialistes, les données d'entrée doivent être facilement accessibles tout en restant suffisamment pertinentes.

Dans un premier chapitre, nous traiterons de la première et la deuxième question, à savoir d'une part, la présentation du concept de multi-fonctionnalité de la biodiversité et du détail des différentes fonctions assurées par elle, d'autre part, les possibilités d'évaluation des fonctions de la biodiversité dans les territoires agricoles.

Dans un second chapitre, nous proposerons un schéma général des fonctions de la biodiversité et détaillerons l'élaboration d'un indicateur d'impact des pratiques agricoles sur une fonction agronomique de la biodiversité : la résistance aux stress biotiques.

Dans un troisième chapitre nous présenterons de manière plus approfondie une des composantes de la résistance aux stress biotiques par la proposition d'un indicateur de lutte biologique par les Carabidae. Deux approches de construction de cet indicateur seront comparées : une méthode à dire d'expert et une méthode par fouille de données. Ces indicateurs seront validés à l'aide de données de terrain du territoire de Vittel.

Enfin, nous conclurons par une discussion générale de ce travail et de ses perspectives. Il nous permettra d'émettre nos conclusions sur la construction d'indicateurs de biodiversité fonctionnelle.

Chapitre 1. La biodiversité : un concept complexe et ses possibilités d'évaluation

La protection de la biodiversité exige des méthodes d'évaluation afin de comprendre les effets de perturbations sur celle-ci ; cette protection exige également de surveiller l'état de la biodiversité et la pertinence de mesures agri-environnementales. Cependant, la biodiversité est une entité très complexe se situant à plusieurs échelles (espèces, communauté, écosystème et processus écologiques) en interaction. La biodiversité n'est pas seulement un concept qui exprime la "diversité de la vie" mais elle est également une construction socio-politique et une entité écologique mesurable (Gaston, 1996). Des définitions opérationnelles de la biodiversité sont donc nécessaires pour déterminer des stratégies de recherches, des mesures de conservation biologique et pour définir des politiques environnementales.

Par exemple, (Noss, 1990) a décrit la biodiversité par une approche hiérarchique basée sur la distinction entre la "composition", la "structure" et la "fonction" appliquée à différentes échelles (Figure 1.1.). Le travail de Noss est une référence dans les études écologiques sur le suivi de la biodiversité. La "composition" de la biodiversité est un inventaire des caractéristiques, tel que l'abondance des espèces, la présence d'espèces menacées ou la proportion des habitats. La "structure" de la biodiversité est l'organisation des composants de la biodiversité et des relations entre eux. Ces composants tiennent compte des données structurales d'une population (sex ratio, variabilité morphologique...), de l'habitat (pente, densité de couverture au sol,...) et du paysage (connectivité, fragmentation, taille des îlots...). Le troisième niveau, la "fonction" de la biodiversité, est l'ensemble des processus écologiques, tels que la production de biomasse, le recyclage des éléments ou encore les flux de gènes. La théorie des groupes fonctionnels est une autre approche opérationnelle qui relie la biodiversité aux processus de l'écosystème. Chaque groupe fonctionnel est lié à un processus d'écosystème tel que la décomposition de la matière organique ou la minéralisation de l'azote (Tilman, 1999; Walker et al., 1999; Lehman et Tilman, 2000; Loreau, 2000; Loreau, 2001; Loreau et al., 2002). Un processus d'un écosystème devient un service (*ecosystem service*) selon un point de vue humain. Par exemple, la production de biomasse de l'écosystème prairial représente une production de fourrage pour le bétail. Les services des écosystèmes forment donc une base pour la vie humaine (Schläpfer, 1999).

Les zones agricoles contiennent une biodiversité d'intérêt et utile qui résulte de l'utilisation des terres. Afin de favoriser une agriculture durable, la connaissance de la biodiversité et sa conservation requiert des clarifications sur deux points : 1) le concept de biodiversité, notamment la prise en compte de ses services, et 2) les méthodes d'évaluation pour mesurer la biodiversité et suivre son évolution.

1. Les fonctions de la biodiversité

La biodiversité est une entité complexe qui peut être répartie sur plusieurs niveaux. Les auteurs ont donc proposé différentes approches pour définir la biodiversité comme somme de plusieurs fonctions.

Noss a proposé une approche hiérarchique impliquant le concept de "fonction" de la biodiversité. Il l'utilise pour définir tous les processus qui se produisent à différentes échelles : gène, espèce-population, communauté-écosystème et paysage régional (**Figure 1.1.**). Le cycle des éléments et les flux d'énergie sont particulièrement pris en considération. Mais Noss s'est concentré sur les fonctions écologiques de la biodiversité.

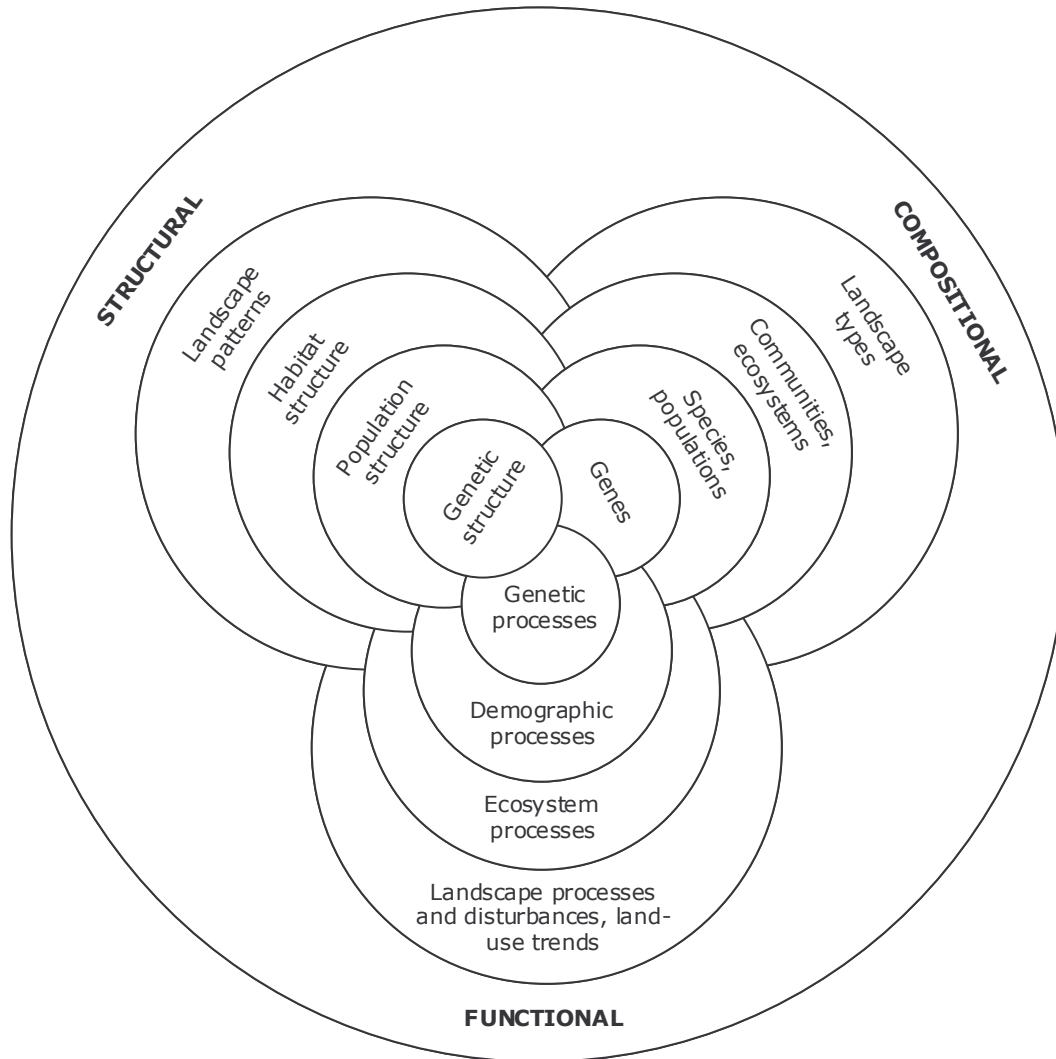


Figure 1.1. La composition, la structure et la fonction de la biodiversité selon plusieurs échelles, représentées par des sphères interconnectées (Noss, 1990).

(Peeters et al., 2004) ont exprimé les fonctions de biodiversité essentiellement en rapport avec les activités agricoles. La biodiversité est alors répartie en trois parties : i) la **biodiversité agricole**, ii) la **biodiversité para-agricole**, iii) la **biodiversité extra-agricole**. La "**biodiversité agricole**" représente la diversité du vivant directement utilisée pour la production agricole. Elle implique des espèces d'animales et végétales, des races et des variétés. La "**biodiversité para-agricole**" (également appelée "la biodiversité fonctionnelle") est la diversité du vivant indirectement utilisée par la production agricole, telle que la flore et la faune de sol, la faune auxiliaire, les pollinisateurs, la diversité végétale d'une prairie et plus généralement les services des écosystèmes. La "**biodiversité extra-agricole**" représente la biodiversité dans les zones de production agricole qui ne contribue pas à la production. Ce sont principalement des espèces particulières comme par exemple les espèces menacées (orchidées, papillons, grands mammifères...).

(Gurr et al., 2003b) ont également passé en revue les avantages de la biodiversité pour la production agricole tels que la gestion des ravageurs favorisée par la présence des ennemis naturels. Ils ont également proposé une hiérarchie des avantages de la biodiversité basée sur les différentes échelles de la biodiversité.

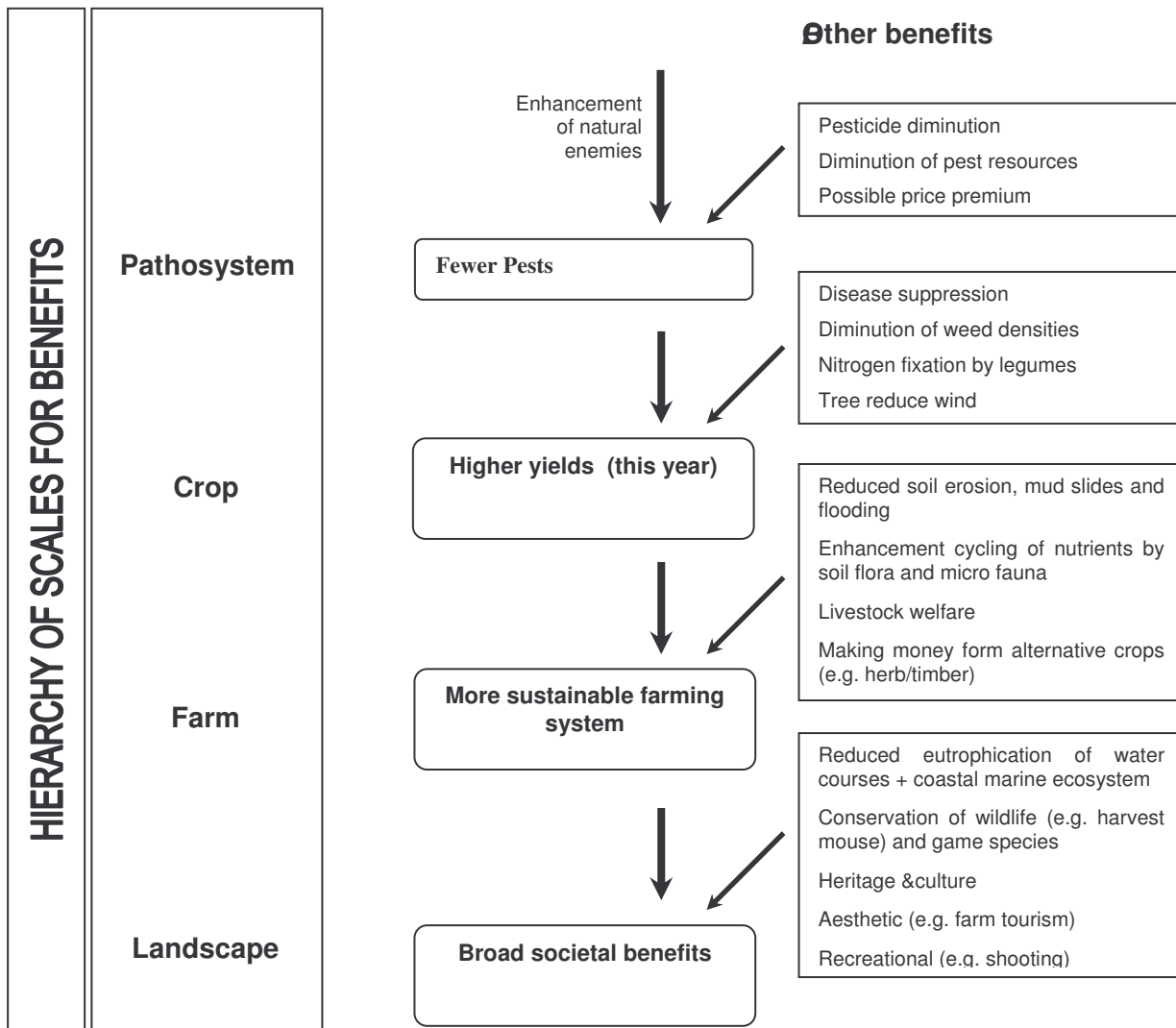


Figure 1.2. Hiérarchie des bénéfices potentiels de la biodiversité agricole (Gurr et al., 2003 modifié).

Par exemple, la gestion des ravageurs est obtenue à l'échelle parcellaire par la modification des pratiques, et à l'échelle du paysage par l'intégration d'habitats naturels, ce qui augmente la diversité (**Figure 1.2.**). Les définitions de (Peeters et al., 2004) et de (Gurr *et al.*, 2003b) montrent que les activités agricoles sont fortement liées aux composants de la biodiversité. (Paoletti et al., 1992; Paoletti, 1995) ont également souligné que la production agricole peut être fortement favorisée par la biodiversité. (Duelli et Obrist, 2003) ont définis trois axes majeurs qui motivaient la conservation et l'étude de la biodiversité : (i) conservation (protection des espèces menacées), (ii) lutte biologique (diversité des espèces d'antagonistes), et (iii) résilience (processus des écosystèmes). Les approches de Duelli et Obrist (2003) présentent un concept de la biodiversité qui recouvre plusieurs fonctions ou services écologiques. Les trois axes correspondent à trois fonctions principales : les fonctions patrimoniales, les fonctions agronomiques et les fonctions écologiques, de la biodiversité.

La conservation des espèces est présentée par Duelli et Obrist (2003) d'un point de vue écologique, mais ces mêmes espèces ont bien souvent une valeur culturelle (voir § 1.1.2). La valeur patrimoniale regroupe à la fois l'intérêt écologique et l'intérêt culturel d'une espèce.

D'autre part, la valeur patrimoniale de la biodiversité est présente à d'autres échelles ; celle des habitats et celle des paysages. La biodiversité assure donc une fonction patrimoniale.

La lutte biologique assurée par des auxiliaires naturellement présents dans les agrosystèmes est un argument souvent présenté pour illustrer les bienfaits de la biodiversité d'un point de vue agronomique. Comme l'ont illustré Gurr *et al.* (2003), les bénéfices de la biodiversité sont nombreux et se retrouvent à plusieurs échelles. La biodiversité permet autant de maintenir la fertilité du sol, de lutter contre l'érosion que de modifier le microclimat. Tous ces bénéfices se regroupent dans ce que nous appellerons la fonction agronomique de la biodiversité.

Enfin, Duelli et Obrist (2003) ont présenté sous le terme de résilience, les services purement écologiques de la biodiversité. Le concept de résilience renvoie à la capacité d'un écosystème à retourner à son état initial suite à une perturbation. Mais ce troisième axe correspond à l'ensemble des processus des écosystèmes comme par exemple le recyclage des éléments ou la pédogénèse.

1.1. Les fonctions patrimoniales

La biodiversité d'un lieu est liée à son histoire et constitue donc un patrimoine. Ce patrimoine est un héritage commun qui est un patrimoine naturel ou du moins biologique et qui a une dimension culturelle. Les fonctions patrimoniales sont présentes à différentes échelles : à l'échelle du paysage, la biodiversité contribue à la valeur esthétique et à des échelles inférieures, la biodiversité correspond à des habitats, des espèces ou à un patrimoine génétique.

1.1.1. La fonction patrimoniale à l'échelle du territoire

La biodiversité contribue à la valeur esthétique du paysage, également appelée qualité visuelle ou scénique. À l'échelle du paysage, le patrimoine a donc une fonction esthétique. La fonction esthétique crée un sentiment d'identité pour les résidents et un objet de récréation pour les touristes.

Pour la Convention Européenne pour le Paysage (Europe, 2000), le "paysage signifie une aire géographique perçue par les personnes, dont le caractère est le résultat de l'action et de l'interaction de facteurs humains et/ou naturels ". Ainsi, la valeur esthétique inclut les éléments naturels et culturels du paysage. (Steiner, 1991) a établi que "habituellement, un paysage est une portion de terre ou de territoire que l'œil peut comprendre par un simple regard, y compris toutes ses caractéristiques naturelles."

Les valeurs esthétiques résultent du rapport entre le paysage et un observateur. L'observation provoque chez ce dernier une perception visuelle qui est associée à un ressenti et à des pensées. L'Académie européenne pour la culture du paysage PETRARCA attribue la première description de paysage en Europe au poète italien Francesco Petrarca (1304 -1374). Au sommet de "Mont Ventoux" (Vaucluse, France) Petrarca a relaté une expérience d'observation de son environnement. En observant le panorama, il a perçu la nature comme une totalité : un paysage.

Cette observation est considérée comme une perception esthétique. Nohl (2001) explique avec précision le processus de perception esthétique (**Figure 1.3.**). Il différencie plusieurs niveaux de perception notamment entre, d'une part, les résultats d'observation et d'interprétation, et d'autre part, les approches objectives (aspect narratif) et subjectives (aspect poétique). Weinstoerffer et Girardin (2000) ont souligné que les premières études sur le

paysage, qui ont commencé dans les années 70, ont seulement employé "le pôle objectif" à l'aide une science descriptive. Ce point de vue inclut des approches naturalistes et des approches agri-environnementaux : la première approche étudie le structure du paysage par des inventaires de caractéristiques (végétation, relief, sol, géologie, climat) ; la deuxième approche est une prise en compte des éléments agricoles et semi-naturels (Weinstoerffer et Girardin, 2000). Depuis les premiers travaux de Shafer *et al.* (1969), des études plus récentes sur le paysage associent des approches objectives et subjectives (Arthur *et al.*, 1977; Briggs et France, 1980; Bosshard, 1997; Palmer, 1997; Vereijken *et al.*, 1997; Palmer, 2004). Colquhoun (1997) et Bosshard (1997) ont précisé que les approches subjectives ont la même rigueur scientifique que les approches objectives. En effet, les connaissances scientifiques sont habituellement basées sur la pensée, la réflexion intellectuelle or, le ressenti peut également être source de connaissances tout aussi sûres. Cette conviction est basée sur les travaux du poète et scientifique allemand Goethe (1749-1832) en botanique avec *La métamorphose des plantes* (1789) et en optique avec son *Traité des couleurs* (1810). Le philosophe américain Emerson (1803-1882) a également soutenu ce point de vue particulièrement dans son essai *Nature* (1836).

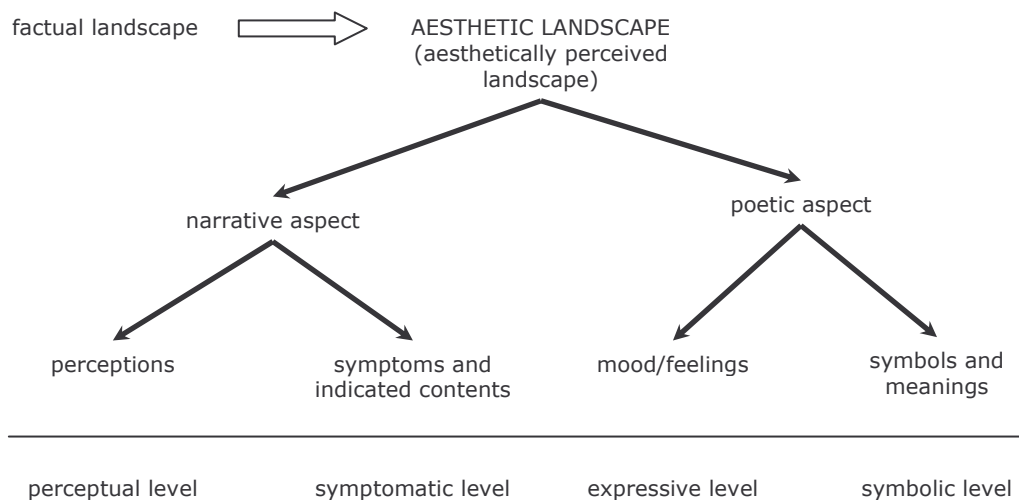


Figure 1.3. La perception esthétique du paysage et les niveaux de lecture du paysage (Nohl, 2001).

De plus, Schüpbach (2003) souligne le fait que l'industrie du tourisme et les organisations de protection du paysage (SOS-Arvel) utilisent les perceptions esthétiques afin d'élever la conscience du public pour le paysage.

Les analyses de ces perceptions montrent que les humains ont "une attraction naturelle pour la diversité qui est source de plaisir, de satisfaction, ou de bonheur" (Weinstoerffer et Girardin, 2000). Un paysage naturel préservé provoque les mêmes sentiments (Palmer, 1997 ; Arriaza et autres, 2004 ; Palmer, 2004).

La biodiversité est donc à l'origine de la fonction esthétique à l'échelle du paysage toutefois, (Nohl, 2001) a montré un autre niveau de complexité : "*si l'on compare l'aspect du paysage actuel à celui du début des temps modernes, on identifie que le paysage a non seulement perdu sa richesse des éléments mais également son sens de l'unité qui a donné la forme à cette variété*". L'esthétique du paysage est ainsi un résultat de la diversité des éléments et de leur cohésion ou organisation.

Un paysage agricole est un assemblage complexe de zones agricoles, de zones semi-naturelles et de zones rurales (Piorr, 2003) et constitue une mosaïque de nombreux éléments. L'hétérogénéité est un paramètre qui aide à comprendre l'organisation d'une mosaïque paysagère. L'hétérogénéité correspond à la diversité des éléments de paysage (îlots) et de la complexité de leurs rapports spatiaux. La fragmentation et la connectivité sont des mesures qui caractérisent l'hétérogénéité de paysage. La fragmentation fournit l'information sur l'organisation spatiale d'un habitat par taille des îlots, alors que la connectivité décrit les rapports spatiaux entre les îlots (Burel et Baudry, 1999). Ces paramètres spatiaux permettent de comprendre les préférences des observateurs.

Un paysage peut offrir plusieurs qualités esthétiques à l'habitant ou au touriste cependant, les paysages contiennent d'autres éléments qui attirent également l'attention du public notamment à l'échelle de l'habitat et de l'espèce. Ces éléments ont également une valeur patrimoniale.

1.1.2. La fonction patrimoniale à l'échelle de l'habitat et de l'espèce

La biodiversité peut également avoir un intérêt patrimonial qui est plus dû à son contexte historique et socio-culturel que sa qualité visuelle. À de petites échelles, le patrimoine inclut des habitats, des espèces et le patrimoine génétique.

Au niveau européen, la Directive Habitat (92/43/EEC), répondant aux objectifs de la Convention de Berne sur la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvage, et les zones importantes pour les espèces migratrices, a établi le réseau écologique européen Natura 2000. Ce dernier vise à maintenir les éléments essentiels du patrimoine naturel. Les zones naturelles du réseau sont également reliées à des activités économiques (agro-foresterie, tourisme rural), à des loisirs (chasse, pêche, activités en extérieurs...), et contribuent à maintenir la qualité de la vie rurale.

Les principes de la Convention de Berne s'étendent également au-delà de l'espace communautaire à travers le réseau écologique Emeraude lancé par le Conseil de l'Europe. Le réseau Emeraude s'adresse aux pays européens non-communautaires et à plusieurs pays d'Afrique.

Afin de définir les habitats ayant une valeur patrimoniale à protéger, la France a mis en place une typologie, en prenant en compte la diversité des habitats à l'échelle de la communauté européenne. Cette typologie aboutit en 1991 par la mise en œuvre du programme européen CORINE biotope (COOrdination de l'INformation sur l'Environnement). CORINE biotope propose une typologie arborescente à six niveaux maximum. La typologie s'appuie sur la description de la végétation (formes et composition en espèces). Le premier niveau de la typologie caractérise les grands paysages naturels :

- 1 – Habitats littoraux et halophiles
- 2 – Milieux aquatiques non marins
- 3 – Landes, fruticées et prairies
- 4 – Forêts
- 5 – Tourbières et marais
- 6 – Rochers continentaux, éboulis et sables
- 7 – Terres agricoles et paysages artificiels.

La typologie CORINE biotope est utilisée dans la grande majorité des études, inventaires et publications concernant les milieux naturels. L'objectif de CORINE Biotope était dans un premier temps de disposer d'un catalogue des habitats naturels et semi-naturels

du territoire européen, pour permettre, dans un deuxième temps, une meilleure connaissance de ceux-ci, dans un but de protection et de conservation. La version de 1991 ne couvrant à l'origine que les pays de l'Europe de l'Ouest, a été étendue à toute l'Europe dès 1993, pour finalement être publiée sous le nom de « Classification des habitats du paléarctique » en 1996.

La typologie CORINE biotope est progressivement remplacée par la future typologie européenne EUNIS (European Union Nature Information System), dont elle sert de base. Cet outil a été mis en place par l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE), développé et maintenu par le Centre Thématique Européen pour la conservation de la nature et la biodiversité. La classification des habitats EUNIS a été développée afin de faciliter l'harmonisation des descriptions et des collectes de données à travers l'Europe grâce à l'utilisation de critères d'identification. Il doit permettre le développement du réseau Natura 2000 et ainsi que celui du réseau Emerald.

A l'échelle française, les sites remarquables ayant un intérêt patrimonial et écologique font l'objet d'une autre classification, les sites classés ZNIEFF (zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique). L'inventaire des ZNIEFF est un programme initié par le Ministère de l'Environnement et lancé en 1982 par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Il correspond au recensement d'espaces naturels terrestres remarquables dans les vingt-deux régions métropolitaines ainsi que les DOM. On distingue deux catégories de zones :

- Les ZNIEFF de type I, de superficie réduite, sont des espaces homogènes d'un point de vue écologique et qui abritent au moins une espèce et/ou un habitat rares ou menacés, d'intérêt aussi bien local que régional, national ou communautaire.
- Les ZNIEFF de type II sont de grands ensembles naturels riches, ou peu modifiés, qui offrent des potentialités biologiques importantes. Elles peuvent inclure des zones de type I et possèdent un rôle fonctionnel ainsi qu'une cohérence écologique et paysagère.

Ces zones I et II, prises ensemble, représentent un quart de la superficie de la France métropolitaine, soit presque 13,8 millions d'hectares sur plus de 14 750 sites. Outil de la connaissance de la biodiversité, l'inventaire ZNIEFF n'est pas juridiquement un statut de protection. Les ZNIEFF constituent cependant un élément d'expertise pour évaluer les incidences des projets d'aménagement sur les milieux naturels. L'inventaire de la flore et de la faune de ces zones est une base de connaissances utile pour améliorer la prise en compte de l'espace naturel. Réalisé par des spécialistes et actualisé en permanence, il est disponible à la DIREN (Direction Régionale de l'Environnement) de chaque région.

Outre ces sites référencés, un territoire contient d'autres habitats à valeur patrimoniale résultant des pratiques agricoles. Par exemple, une pelouse calcaire est un habitat à forte valeur patrimoniale, étant donné sa richesse spécifique élevée, dont la pâture et/ou la fauche permet son entretien et évite son enrichissement. Un réseau de haies, anciennement établies mais rajeunies par des coupes régulières, ou un cours d'eau avec sa ripisylve et ses courbures naturelles, sont des habitats hébergeant tout un cortège d'espèces. Dans le cas d'un réseau de haies, il permet d'inclure des essences forestières, dans une zone agricole, augmentant ainsi la diversité végétale. La présence d'arbres permet également l'installation de l'avifaune, notamment d'oiseaux de proie comme la buse ou l'épervier, permettant de réguler les populations de campagnols. Un réseau de haies sert aussi de corridor à de nombreuses espèces

notamment des mammifères, mais également à certains insectes comme les coléoptères carabiques. Ces corridors permettent à la fois la circulation des espèces, mais aussi le maintien des métapopulations de ces espèces dans le territoire (Burel et Baudry, 1999). Enfin, la présence de haies représentant l'ajout de la strate arborée dans le territoire, elles sont des éléments paysagers attractifs. Dans le cas des cours d'eau, le maintien de ses courbures naturelles et de la ripisylve permet la préservation de l'écosystème aquatique dans le territoire. Les espèces aquatiques étant très sensibles aux pollutions, l'écosystème aquatique a une forte valeur patrimoniale. Les études d'esthétique du paysage démontrent également l'importance de la présence de l'eau dans le paysage. D'autre part, la préservation des cours d'eau permet le maintien de lieux de loisir comme la pêche. Ce type de milieu a donc également une valeur culturelle.

Le territoire contient donc des habitats classés ou non qui ont une valeur patrimoniale. La valeur patrimoniale de la biodiversité peut également être vue depuis le niveau de l'espèce.

Selon la Convention sur la Diversité Biologique, les Etats signataires doivent contribuer à la conservation des espèces ; ceci est particulièrement le cas pour les espèces menacées qui appartiennent au patrimoine naturel (CBD, 1992). Basé sur le concept de la Red List de l'IUCN, les espèces menacées sont inscrites pour des zones particulières.

Les **espèces « amirales »** ou espèces emblématiques (*flagship species*) sont utilisées pour éveiller l'intérêt du public et pour attirer des financements pour des problématiques écologiques (Caro, 2000). Ces espèces sont souvent des espèces menacées. Les espèces amirales peuvent être végétales (orchidées,...) ou animales (papillons, aigle, ours, loup...) avec parfois une valeur cynégétique (perdrix, lièvre, ...). Les espèces-amirales appartiennent, donc, à la fois au patrimoine culturel et naturel.

Les **espèces « parapluie »** (*umbrella species*) appartiennent également au patrimoine naturel et culturel. Ce sont des espèces ayant besoin de grands espaces pour survivre. Leur protection permet donc de protéger les espaces constituant leur habitat et les espèces associées. C'est le cas du grand tétras ou de l'ours qui ont besoin de territoires étendus. Ces espèces menacées étant fortement médiatisées, elles sont aussi à la fois des espèces amirales.

A partir d'une enquête auprès des gestionnaires des Parc Naturels Régionaux, Pervanchon (2004) a constaté que la rareté caractérise la valeur patrimoniale dans les prairies permanentes. Les critères de rareté d'une espèce sont basés sur l'index de rareté de Janssens (Janssens, 1998). Pervanchon a proposé une définition de l'**espèce patrimoniale** qui couvre à la fois les concepts d'espèce amirale et d'espèce menacée. Une espèce patrimoniale est "une espèce rare ou menacée, qui a besoin d'une gestion locale, qui peut être une espèce emblématique et peut avoir une importance culturelle." (Pervanchon, 2004). Le concept de valeur patrimoniale est employé dans des études écologiques dans ce sens (Fustec et Lefeuvre, 2000; Lefeuvre et al., 2003; Pasche et al., 2004).

Les **espèces-clés** ou « **clé de voûte** » (*keystone species*) sont à la base d'une importante fonction écologique, à la fois, les fonctions de maintien de l'écosystème ou dans le maintien des populations d'autres espèces. Par exemple, la construction de barrages par les castors crée une zone humide. L'entretien du barrage par cet animal permet le maintien de ce nouvel habitat et de ses espèces animales et végétales associées. Dans le cas du pivert, ses cavités creusées dans les arbres peuvent être utilisées pour la nidification d'autres espèces d'oiseaux. Les espèces-clés sont donc des outils précieux pour la conservation des écosystèmes (Simberloff, 1998). Cependant, les espèces-clés ne constituent pas la panacée pour cette tâche. En effet, tous les écosystèmes ne contiennent pas forcément des espèces-clés. Selon Bengtsson (1998), les « ingénieurs de l'écosystème » (*ecosystem engineer*) tels que les vers de terre dans le sol ou les daphnies en milieu aquatique, sont proches du concept

d'espèces-clés. Les espèces-clés étant des organismes maintenant un écosystème, elles ont essentiellement une valeur patrimoniale écologique.

À l'échelle des gènes, les espèces naturelles et les espèces agronomiques ont une valeur génétique patrimoniale. La diversité génétique permet la pérennité des espèces et leur adaptation aux changements de l'environnement. De plus, la connaissance de la diversité génétique donne des mesures pour l'amélioration et la conservation des plantes (Bataillon et al., 2003), des animaux (De Rochambeau et al., 2003) et peut également aider à la conservation des espèces sauvages et de la gestion de la forêt (Gerber et al., 2003). La conservation des ressources génétiques a été établie au niveau international notamment par le Global Programme for the Management of Farm Animal Genetic Resources (FAO) et le Global Plan of Action for the Conservation and Sustainable Utilization of Plant Genetic Resources for Food and Agriculture (FAO, Leipzig, June 1996).

Certains indicateurs prennent en compte cette valeur génétique. Par exemple, l'indicateur IDEA utilise le recensement des races animales et des cultivars végétaux pour évaluer la biodiversité d'un territoire (Briquet et al., 2001). Cette donnée peut paraître limitée pour mesurer le niveau de biodiversité, étant donnée sa complexité. Cependant, elle donne une première idée de l'intensification des pratiques agricoles dans un territoire. Une agriculture plus intensive privilégiera des races et des cultivars plus productifs, alors qu'une agriculture extensive recherchera une rusticité et une typicité.

1.2. Les fonctions agronomiques

La biodiversité assure des fonctions importantes dans les productions agricoles. La biodiversité agit sur les paramètres agronomiques à différentes échelles : à l'échelle locale, à l'échelle de la parcelle qui inclut des bordures semi-naturelles (talus, fossés, haies), et à l'échelle du paysage avec les réseaux de haies (connectivité et fragmentation) ou des zones boisées. Elle peut contrôler les stress biotiques et abiotiques des cultures et des prairies (les ravageurs, les maladies, la sécheresse, les carences...), contribuer aux fonctions essentielles de la plante tel que la reproduction par l'intermédiaire des pollinisateurs et jouer un rôle dans la qualité des productions animales et végétales.

1.2.1. Résistance biotique

a. Le contrôle des ravageurs

La biodiversité peut contrôler la population en ravageurs par deux mécanismes : d'une part, la diversité floristique implique une diminution des espèce-hôtes (effet bottom-up), alors que d'autre part, une plus grande diversité de prédateurs contrôle la population en ravageurs (effet top-down) (Gurr *et al.*, 2003b) (**Figure 1.4**). Les arthropodes et les oiseaux sont les principaux auxiliaires présents naturellement dans l'environnement. La présence de cette faune utile est fortement corrélée avec les zones semi-naturelles (Jeanneret *et al.*, 2003a; Jeanneret *et al.*, 2003c). Dans le cas du campagnol, sa pullulation est fortement corrélée avec l'occupation des sols. Les valeurs élevées du rapport entre les surfaces en prairies et les zones cultivées indiquent un risque élevé de pullulation (Giraudoux et al., 1997). Millán de la Peña et al. (2003b) ont montré qu'un territoire avec une connectivité élevée permet une diversité de

rongeurs par rapport à un paysage d'openfield. Les espèces généralistes⁶ à risque pullulant dans les espaces ouverts sont donc moins abondantes, et les risques de pullulation de leur population sont limités.

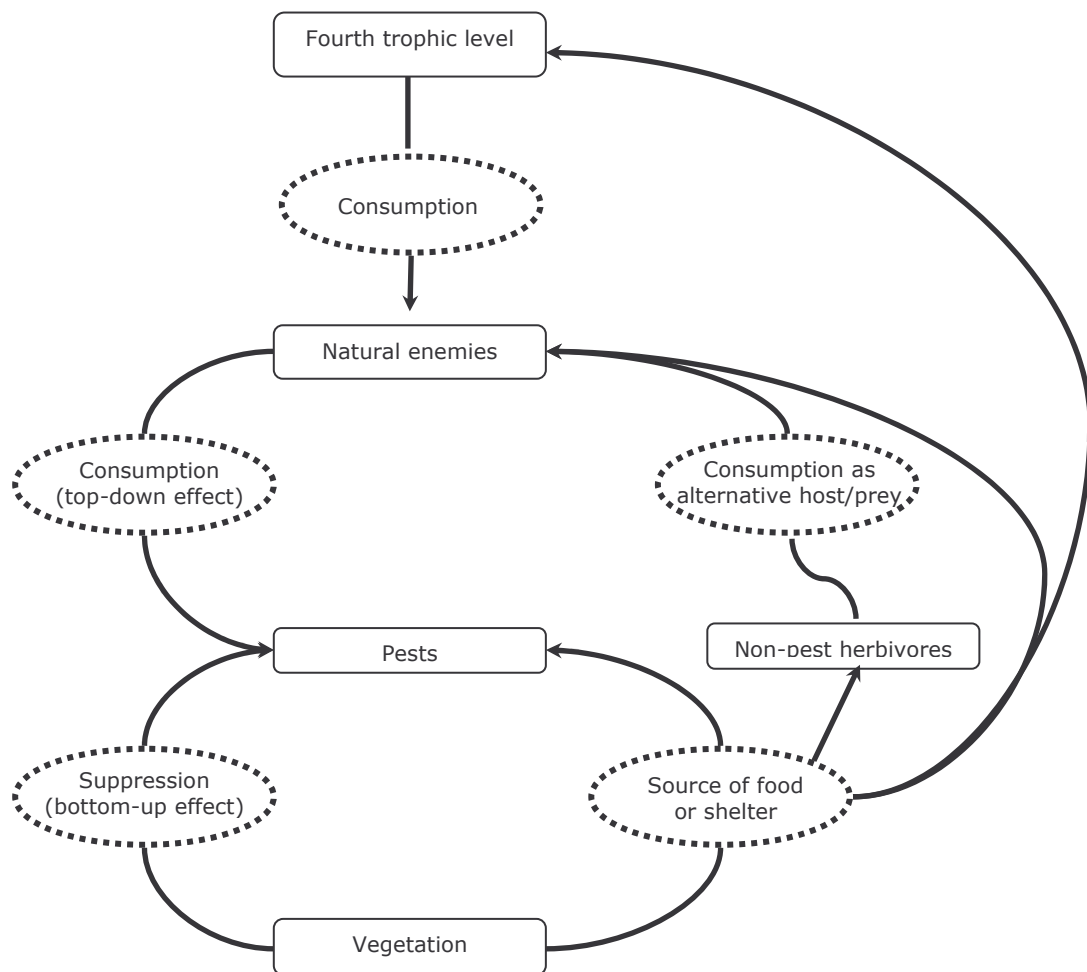


Figure 1.4. Effets potentiels de la végétation sur des niveaux trophiques supérieurs et les conséquences sur la gestion des nuisibles (Gurr *et al.*, 2003b).

b. Le contrôle des maladies et des nématodes

La protection des cultures contre les maladies est une part importante de budget de l'activité agricole. La diversité des plantes et des organismes du sol peut aider à contrôler les micro-organismes pathogènes, particulièrement les champignons (Reeleder, 2003; Alabouvette *et al.*, 2004) et les nématodes parasites des plantes (Widmer, 2002). De plus, le contrôle des maladies par la biodiversité permet de réduire les intrants en pesticide. La rotation des cultures (diversité dans le temps), la diversité des espèces végétales, et l'amendement organique sont des procédures de gestion qui augmentent l'activité biologique de sol. Par exemple, les maladies du blé peuvent être réduites par un mélange de cultivars

⁶ Les espèces généralistes sont des espèces qui peuvent se développer sur une large gamme de milieux ; contrairement aux espèces spécialistes qui sont inféodées à un milieu et à un régime alimentaire particulier.

(Jackson et Wennig, 1997), ou une plus grande activité biologique du sol, favorisée par un amendement organique, contrôle les maladies des gazons (Nelson, 2003).

La présence de haies limite la dissémination de certaines maladies (par exemple, l'oïdium) en réduisant le vent, mais peut induire d'autres maladies si leur présence crée des zones trop ombragées et humides (CNRS, 1976).

1.2.2. Résistance abiotique

a. Les propriétés du sol

La biodiversité des organismes du sol régule de nombreux processus écologiques : la décomposition de la litière, le recyclage des éléments, le contrôle des micro-organismes pathogènes, l'altération des minéraux.... D'un point de vue agronomique, les processus de décomposition, d'immobilisation et de minéralisation, assurés notamment par les bactéries et les champignons, libèrent progressivement les éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes (Paoletti et al., 1992). Ainsi, les pertes d'éléments par lessivage sont limitées.

Parmi les champignons, les champignons mycorhiziens forment des associations symbiotiques avec les racines des plantes. Ces associations augmentent la disponibilité en éléments nutritifs notamment du phosphore, ainsi que l'augmentation de l'absorption en eau des plantes. Ces symbioses sont présentes chez toutes les espèces végétales à l'exception des plantes de la famille des *Brassicaceae* (Strullu, 1985).

A court terme, les micro-organismes du sol, soit une part de la biodiversité du sol, contribuent à la croissance des végétaux ; à long terme, ils font partie des processus permettant la formation des sols (pédogénèse).

La diversité des organismes du sol et leur abondance sont également impliquées dans les processus qui affectent la structure du sol. Crossley et al. (1989) a défini l'influence de chaque catégorie d'organismes (microflore, microfaune, mésofaune, macrofaune) sur chaque structure du sol. Ces organismes agissent autant sur l'agrégation des particules et l'humification, que sur la création de la porosité et le mélange de la phase organique avec la phase minérale. La structuration d'un sol augmente la croissance des racines des plantes, leur ancrage et la circulation des fluides (l'air et la solution du sol). La structuration d'un sol permet également une meilleure pénétration de l'eau de pluie, évitant ainsi les phénomènes de ruissellement trop abondant, et par là, d'érosion.

Au sein des micro-organismes sur sol, l'accent est souvent mis sur l'action des bactéries dans les processus du sol et la nutrition de la plante. Cependant, depuis les travaux québécois sur le BRF (Bois Raméal Fragmenté), permettant de reproduire la qualité d'une litière forestière dans un sol agricole, l'action des champignons a été mieux comprise (Guay et al., 1982). En effet, les champignons, notamment les basidiomycètes, sont les seuls micro-organismes capable de dégrader la lignine. Ils sont donc des organismes clés dans la dégradation de la litière. Par rapport à une litière forestière, dans les sols agricoles, les plantes cultivées apportent une litière plus riche en cellulose qu'en lignine. Cette richesse en cellulose favorise la présence de bactéries dans les sols agricoles et limite la présence des champignons. L'apport de BRF, qui est en fait un mulch issu du broyage de rameaux d'un diamètre inférieur à 7 cm, permet d'augmenter la part de lignine de la litière du sol agricole. La population en champignons est alors plus forte et utilise ce matériau pour structurer le sol et augmenter le taux d'humus. Les sols agricoles utilisant cette technique obtiennent des rendements supérieurs par rapport aux techniques conventionnelles ; par exemple une augmentation de 1000% pour la culture de tomates au Sénégal et de 300% pour la culture de fraises au Québec.

Les plantes présentent également une meilleure résistance aux maladies, aux stress hydriques ainsi qu'une meilleure qualité organo-leptique (Caron et al., 1998). Certaines pratiques agricoles permettent donc de tirer profit des bénéfices potentiels de la diversité des organismes du sol.

À l'échelle du paysage, la diversité et l'organisation des éléments paysagers jouent un rôle dans l'érosion des sols et la disponibilité du sol en eau. Ces influences ont des conséquences sur la croissance et le rendement des plantes.

Parmi les différentes érosions du sol, l'érosion éolienne est un problème souvent négligé. Dans le paysage d'openfield sans couverture végétale, un vent à vitesse réduite (4 m.s^{-1}) peut provoquer une érosion des petites particules du sol. L'humus est principalement présent dans les couches supérieures de sol et peut être ainsi emporté par le vent. La présence de haies limite la vitesse du vent et donc de l'érosion du sol. La teneur en carbone des sols de en bordure de haies est la plus haute (CNRS, 1976). L'ensemble haies/talus/fossé crée une discontinuité latérale qui limite les transferts latéraux de l'eau et des particules de sol. Ce processus réduit l'érosion de sol par transfert hydrique dû notamment à l'écoulement superficiel (ruissellement) et à l'écoulement hypodermique. Dans les sols affectés par cette érosion, particulièrement pour les parcelles inclinées, le sol est toujours plus profond dans la zone supérieure du talus par rapport au contre-bas (Ruellan, 1976). L'érosion modifie les proportions des fractions du sol (sable, limon, argile) qui ont des conséquences sur la structure et la fertilité de sol. D'ailleurs, la présence de l'ensemble haies/talus/fossé permet une meilleure infiltration, ainsi qu'une plus grande réserve hydrique par rapport à un paysage d'openfield (Ruellan, 1976).

b. Le microclimat

Les microclimats sont fortement reliés au climat régional mais ils sont également reliés à la géomorphologie locale (pente, aspect, relief limitant les vents) et aux activités humaines. La diversité des éléments de paysage, tels que les haies, agit sur des paramètres climatiques : la vitesse du vent, l'évapo-transpiration potentielle,...

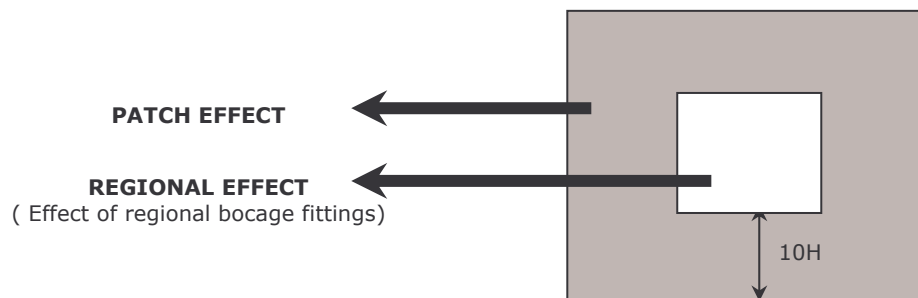


Figure 1.5. Le microclimat d'une parcelle est formé par l'effet microclimatique du bocage à l'échelle régionale et à l'échelle parcellaire. (CNRS, 1976). Avec H : hauteur totale de la haie (talus compris), soit environ 10 m dans les bocages de l'Ouest de la France.

À la l'échelle parcellaire et à l'échelle régionale, la structure bocagère diminue la vitesse du vent d'environ 30 à 50% (CNRS, 1976). L'effet du bocage sur le microclimat de la parcelle est dû à la structure de paysage à la fois à l'échelle parcellaire et régionale (**Figure 1.5.**). Cette diminution de la vitesse du vent diminue l'évapo-transpiration potentielle de 4 à 6%. Plusieurs effets du bocage, comme sur le vent, sont bien connus, cependant il est difficile

de mesurer ces effets sur la production agricole. Dans un bocage, les températures de l'air en journée sont plus hautes et les températures nocturnes sont inférieures en comparaison avec des espaces ouverts. De plus, la pluviométrie est supérieure en présence d'un réseau de haies que dans une zone boisée (Soltner, 1973).

1.2.3. La pollinisation

La fonction de pollinisation est à la fois une fonction agronomique et une fonction écologique de la biodiversité car elle joue un rôle crucial pour le fonctionnement de la plupart des écosystèmes terrestres, dont les agrosystèmes, à travers la reproduction des plantes (Kevan, 1999; Sepp et al., 2004). La pollinisation est une fonction de la biodiversité lorsqu'elle est assurée par des organismes, le plus souvent des insectes (pollinisation entomophile), mais également par d'autres animaux comme des oiseaux ou des chauves-souris. Un tiers des productions végétales mondiales nécessitent une pollinisation entomophile pour produire des graines et des fruits, et la grande majorité est pollinisée par près de 25000 espèces d'abeilles. La valeur annuelle de ce service est évaluée à 6-8 milliards de dollars aux Etats-Unis et estimée à 65-70 milliards de dollars au niveau mondial (Dias et al., 1999). L'importance de la pollinisation au sein des différents services rendus par la biodiversité agricole a été soulignée par plusieurs instances internationales :

- La décision III/11 de la Conférence des Parties de la Convention pour la Diversité Biologique, établissant le programme de travail sur la biodiversité agricole, appelle à une attention prioritaire aux composants de la biodiversité responsables du maintien des services écosystémiques importants pour la durabilité de l'agriculture. Ces composants incluent les insectes pollinisateurs.
- La Déclaration de São Paulo sur les pollinisateurs (Dias et al., 1999) fait le constat de l'importance économique de la pollinisation à l'échelle mondiale et du déclin de la population en pollinisateurs. Elle recommande la création de l'International Initiative for the Conservation and Sustainable Use of Pollinators afin de répondre à plusieurs objectifs : dépasser les obstacles taxonomiques, suivre les populations en pollinisateurs, rechercher les causes du déclin de ces populations, évaluer l'importance économique de la pollinisation et proposer des mesures de conservation et de restauration des populations en pollinisateurs.

Dans le cas de la fonction agronomique, la pollinisation entomophile pourrait être limitée aux plantes cultivées, le cas de la pollinisation entomophile des plantes sauvages pouvant être dans le cadre de la fonction écologique. Mais une telle partition de cette fonction est quelque peu artificielle. En effet, la fécondation des végétaux constituant les structures non productives (SNP) du territoire contribue indirectement à la production agricole (Mineau et McLachlin, 1996): réservoirs d'auxiliaires, effet abri, maintien d'une population de pollinisateurs sur place pour les cultures,... La pollinisation entomophile des plantes sauvages peut parfois apparaître en concurrence par rapport aux cultures, cependant, il semble que le bilan soit largement favorable à ces dernières: la présence d'un contingent important de fleurs au même endroit constitue un facteur primordial de la présence des apoïdés (Vallet, communication personnelle). La pollinisation entomophile doit donc être abordée pour l'ensemble des plantes.

En plus de l'abeille domestique (*Apis mellifera*), la pollinisation est réalisée par une diversité d'insectes : bourdons, abeilles solitaires,... Une diversité élevée en habitats augmente le taux d'occupation en bourdons (Barron et al., 2000). Ces pollinisateurs sont plus efficaces que les abeilles domestiques lorsque les conditions climatiques deviennent défavorables pour ces dernières: froid, temps couvert.

Les cultures concernées par la pollinisation entomophile sont le tournesol, le colza, certaines légumineuses à grosses graines (soja) ou les espèces fourragères (luzerne, trèfle...). D'autre part, la plupart des petits fruits (framboise, fraise, groseille,...) et des arbres fruitiers nécessitent la présence de pollinisateurs. Dans le cas du colza, sa fécondation est nettement améliorée par la présence de pollinisateurs, mais ne l'exige pas strictement. D'ailleurs, ce n'est pas le rendement qui est le plus affecté par l'absence d'abeilles, mais plutôt certaines composantes comme le nombre de graines dans les siliques (Pesson et Louveaux, 1984).

Dans les prairies, la pollinisation par les insectes permet la reproduction des espèces entomophiles. La pollinisation a pour conséquence, en permettant la reproduction sexuée, de maintenir la diversité génétique. La reproduction végétative ne produisant que des clones, ne peut pas être le mode de reproduction exclusif. La diversité génétique des plantes augmente leurs capacités d'adaptation aux stress de l'environnement.

Ces remarques concernent également les zones semi-naturelles comme les bordures de champs et les haies. La pollinisation entomophile permet le maintien des espèces constitutives de ces habitats, et donc du maintien des fonctions qu'ils assurent dans les territoires agricoles (lutte contre l'érosion, maintien d'auxiliaires naturels,...).

1.2.4. Les productions animales et végétales

La régulation des stress biotiques, abiotiques, et la pollinisation sont quelques unes des fonctions agronomiques de la biodiversité. L'agrégation de ces fonctions montre l'effet de la biodiversité sur la production végétale. Cependant, d'autres facteurs sont reliés à la production végétale. Par exemple, la richesse spécifique et l'abondance de certaines espèces d'une prairie sont corrélées à sa production fourragère. Chaque espèce prairiale a une valeur fourragère estimée selon différents critères les caractérisant, notamment la production potentielle de matière sèche, la valeur nutritive (la référence étant les bovins), l'appétence, ou la digestibilité (Daget et Poissonet, 1971). D'autre part, la diversité en espèces des prairies influence également la qualité des produits laitiers (lait et fromage) qui en sont issus.

L'Appellation d'Origine Contrôlée (AOC) des fromages est caractérisée par les propriétés sensorielles typiques (goût, odeur, texture). Afin de comprendre les liens entre les propriétés d'un fromage et de son secteur géographique (son terroir), plusieurs études chimiques ont été effectuées. Ces études démontrent clairement que plusieurs composés odorants (des aldéhydes, des esters, et des composés terpénoïdes) trouvés dans des espèces prairiales peuvent être transférés dans le lait et le fromage (Jeangros et al., 1997; Buchin et al., 1999; Vaillon et al., 2000; Cornu et al., 2001; Carpino et al., 2004). La qualité des produits laitiers est donc reliée à la diversité floristique. La diversité de ces composés est produite par les espèces végétales adaptées à un habitat particulier (prairies de haute montagne, pratiques extensives), notamment des espèces dicotylédones telles que *Achillea sp.*, *Meum sp.*, *Thymus sp.*, *Geranium sp.* (Mariaca et al., 1997; Dorioz et al., 2000). Les composés odorants forment une empreinte digitale d'un produit laitier qui peut être utilisée pour la traçabilité (Vaillon et al., 2000).

L'impact de la diversité végétale sur la qualité des productions animales est également observée pour la viande. Par exemple, la filière « agneaux de pré-salé de la baie de Somme »

a obtenu l'AOC en 2006 pour la typicité de la viande dû à la flore saline et iodée du pâturage côtier. Ces pâturages sont appelés « herbus » et recouverts périodiquement par la mer. Une végétation spécifique (obione, puccinelle, spartine, salicorne, glaux maritime, armoise maritime, fétuque littorale, plantain maritime,...) se développe dans ces conditions, donnant à la chair de l'agneau un grain très fin et une saveur particulière.

Dans le cas des effets des haies sur les composantes de la production, les effets doivent être observés à l'échelle parcellaire et à l'échelle du paysage. Dans une mosaïque bocagère, la réponse des cultures aux effets des haies montre une hétérogénéité spatiale. Pour l'effet climatique, le centre de la parcelle est contrôlé par le contexte régional et ses frontières par contexte local (**Figure 1.5**).

La présence de haies influence également les rythmes de croissance et le rendement des cultures. Une hétérogénéité spatiale est observée pour la précocité et le rendement dans des bandes qui sont perpendiculaires aux vents dominants. Les secteurs favorables s'étendent sur 2 à 6 fois la taille de la haie.

À l'échelle du paysage, le bocage augmente la précocité des cultures en comparaison avec des espaces ouverts. Cependant, les effets sur le rendement sont souvent contradictoires parce qu'il y a également une interaction entre le cultivar et la région.

1.3. Les fonctions écologiques

Selon (Duelli et Obrist, 2003), la biodiversité qui est impliquée dans le fonctionnement écologique est utilisée en partie pour l'activité agricole, mais la diversité est également reliée à plusieurs aspects écologiques. La biodiversité crée des habitats typiques, inclut des espèces particulières, et est relié au fonctionnement d'écosystèmes.

1.3.1. L'habitat

L'habitat est l'endroit où un organisme ou une population apparaît naturellement. L'habitat d'une espèce – animale ou végétale - est son "lieu de résidence" (*place of residence*) (Odum, 1971), qui correspond à l'aire dans laquelle elle est adaptée et qu'elle peut occuper. Un type d'habitat inclut les facteurs particuliers (des conditions écologiques) qui permettent à l'espèce de survivre et se reproduire avec succès. Si la qualité de l'habitat change (par exemple, en raison d'actions anthropiques) ou que les besoins écologiques de l'espèce se modifient, l'espèce est forcée de quitter ce lieu de résidence (Buchs, 2003a).

De plus, dans certaines zones agricoles, la présence des pratiques extensives permet la formation d'habitats avec une biodiversité particulière (Burel et Baudry, 1995). L'abandon de ces pratiques extensives est la cause d'un appauvrissement en espèces. Afin d'empêcher ce phénomène, les zones environnementales sensibles (ESAs) ont été définies par la Politique Agricole Commune (CE 797/85). Les directives européennes « Habitat » (92/43/EEC) et « Oiseaux » (79/409/EEC) ont permis l'établissement du réseau Natura 2000. Les zones Natura 2000 sont des habitats particuliers ou des paysages qui sont choisis pour leur diversité biologique, présence d'habitats et d'espèces particuliers ou menacés. Du point de vue de la diversité végétale, ces habitats sont également caractérisés par une communauté phytosociologique particulière (Muller, 2002).

La biodiversité, par le biais de diversité spécifique joue un rôle dans la résistance d'un habitat face à l'intrusion d'espèces invasives étrangères. Cependant, les résultats des études à

ce sujet sont souvent contradictoires (Levine et al., 2002). Les travaux de Levine et al. (2002) et Shea et Chesson (2002) ont passé en revue les différentes études examinant cette théorie. Dans le cas de communautés contrôlées, une diversité élevée en espèces est souvent associée à une augmentation de la résistance à l'invasion des espèces invasives. Dans les communautés naturelles, selon les études, la diversité spécifique peut favoriser la résistance ou au contraire la diminuer. Levine et al. (2002) en concluent que la diversité spécifique favorise généralement la résistance aux espèces invasives ; cependant, d'autres facteurs comme le niveau de perturbation de l'habitat, le niveau de concurrence entre les espèces ou encore l'apparition de stress jouent également sur la capacité d'une communauté à résister aux espèces invasives. La majorité des études sur la résistance aux espèces invasives étant effectuée sur des communautés végétales de prairies, les théories avancées sont soumises à des évolutions.

1.3.2. Les espèces particulières

Parmi l'ensemble des espèces constitutives d'un écosystème, la biodiversité inclut des espèces particulières. La littérature leur a donné plusieurs noms et les définit selon leur relation avec certaines fonctions écologiques. Ces différents noms peuvent se recouvrir.

Les **espèces indicatrices** (indicator species) sont des espèces qui sont utilisées, pour plusieurs raisons : pour mesurer indirectement la santé de l'écosystème (*condition indicator*), identifier une zone de diversité spécifique élevée (*biodiversity indicator*) ou en tant que marqueurs de la taille de la population d'autres espèces (*population/guild indicator*). (Landres et al., 1988).

Les espèces-parapluie, les espèces-amirales et les espèces clés sont différentes dénominations d'espèces selon leur fonction écologique. Elles ont été décrites dans le § 1.1.2.

D'autres dénominations d'espèces particulières peuvent porter à confusion. L'utilisation des termes d'**espèce focale** (*focal species*) et d'espèce « indirecte » (*surrogate species*) a provoqué une polémique sémantique et scientifique (Caro, 2000; Armstrong, 2002). De plus, les espèces focales et les espèces « indirectes » sont parfois aussi utilisées comme espèce indicatrice ou comme autre espèce particulière.

1.3.3. Les processus des écosystèmes et le recyclage des éléments

De nombreuses études (de Ruiter et al., 1994; Kromp, 1999; Smeding et Joenje, 1999; Hinsley et Bellamy, 2000; de Ruiter et al., 2002; Smeding et de Snoo, 2003) ont montré clairement que les pratiques agricoles (fertilisation, pesticides, labour) affectent la taille et la dynamique de population de plusieurs groupes d'organismes : bactéries, protozoaires, plantes vasculaires, nématodes, arthropodes, annélides et vertébrés. Face aux pertes de biodiversité, les écologues ont commencé à étudier ces dommages sur le fonctionnement des écosystèmes. La relation entre la diversité et la stabilité de l'écosystème a été étudiée et débattue depuis les années 50 (Loreau et al., 2002).

Selon plusieurs auteurs (de Ruiter et al., 1994; de Ruiter et al., 2002; Loreau et al., 2002), la biodiversité est reliée aux processus de l'écosystème : les cycles de matière, et d'énergie. Bien que ces relations soient connues, notamment par le concept de réseau trophique, leur compréhension sont limitées. La majorité des études et des modèles s'appuie sur la relation entre la diversité et la stabilité (stabilité de la communauté et stabilité des

processus de l'écosystème) (Tilman, 1999; Lehman et Tilman, 2000; Loreau, 2000; Loreau, 2001), mais est souvent menée à un niveau trophique simple et à de petites échelles.

(Loreau et al., 2002) supposent que les premières études théoriques ont appliqué la sagesse populaire : « ne pas mettre tous ses oeufs dans le même panier ». Dans cette vision, la diversité des voies du réseau trophique fournit la stabilité. Au-dessous d'un seuil de perte de biodiversité, la stabilité est rompue et entraîne une réaction en cascades de perte d'espèces, et l'écosystème est donc menacé. Mais beaucoup de résultats montrent que la diversité est liée à différentes propriétés de la stabilité. Une plus grande diversité n'est pas toujours favorable à la stabilité de la communauté et à la stabilité des processus. Trois classes d'hypothèses sur les liens entre le fonctionnement des écosystèmes et la biodiversité peuvent être identifiés (Naeem et al., 2002):

- Les espèces sont majoritairement redondantes : les fonctions assurées par les espèces de l'écosystème sont, au moins partiellement, assurées par d'autres espèces. Les pertes en espèces sont donc compensées par d'autres espèces ou l'ajout d'une espèce n'apporte rien de nouveau au système. Le fonctionnement de l'écosystème est donc peu sensible aux pertes de biodiversité.
- Les espèces sont majoritairement singulières (*singular*) : chaque espèce apporte une contribution unique à l'écosystème. Les pertes ou les ajouts en espèces provoquent des changements sensibles dans le fonctionnement de l'écosystème. Les espèces-clés sont souvent citées comme exemple d'espèce singulière (*singular species*).
- Les impacts des espèces dépendent du contexte et sont donc idiosyncratiques ou imprévisibles : les espèces apportent différentes contributions à l'écosystème qui dépendent des facteurs externes ou internes. En cas d'ajout ou de perte en espèces, les changements dans le fonctionnement de l'écosystème varient selon plusieurs conditions, par exemple la composition de la communauté, la fertilité du site ou le niveau de perturbation.

Griffiths (2000; 2001) illustre la redondance des groupes fonctionnels par une expérience d'une suite de plusieurs stress sur un écosystème. Le premier stress est une perturbation appliquée sur des échantillons de sol. Ce stress diminue la biodiversité en organismes du sol mais tous les processus de l'écosystème ne sont pas affectés. Par exemple, la décomposition de matière organique peut être plus grande qu'avant la perturbation. Au deuxième stress, les processus de l'écosystème diminuent fortement. Ces expériences montrent que le premier stress a affecté la stabilité de la biodiversité tandis que le deuxième stress a affecté la stabilité des processus. Par conséquent, les processus de l'écosystème ne sont pas reliés directement à la biodiversité. Comme une redondance fonctionnelle dans la communauté de sol est présente, une distinction doit être observée entre la communauté et les processus.

Loreau et al. (2002) ont passé en revue les différentes propriétés de stabilité telles que la résilience ou la résistance. La résilience est "*une mesure de la vitesse à laquelle un système revient à un état [stable] après une perturbation*". Tandis que la résistance est "*une mesure de la capacité d'un système de maintenir son état face à une force externe perturbatrice*". Par exemple, la résistance est la propriété de stabilité de l'écosystème contrant l'invasion par des espèces étrangères.

Raffaelli et al. (2002) suggère qu'il y a un besoin urgent d'orienter la modélisation sur les cycles biogéochimiques et donc la recherche à de plus larges échelles. "Il y a eu très peu de tentatives d'exploration de l'effet de la biodiversité sur le fonctionnement d'écosystèmes entiers comportant des niveaux trophiques plus élevés, des décomposeurs et recyclage des éléments, et jusqu'ici aucune n'a considéré explicitement la stabilité " (Loreau et al., 2002). Les études écologiques considèrent deux divisions de l'écosystème : le terrestre (*above-*

ground) et le souterrain (*below-ground*), soit respectivement l'ensemble plante-herbivore-predateur et la communauté du sol. Mais les études sont souvent limitées à la petite échelle du sol et de la plante associée (de Ruiter et al., 1994; Smeding et de Snoo, 2003)) où les mammifères ou les oiseaux ne sont pas inclus. Une approche multi-trophique est nécessaire pour examiner le processus d'écosystème dans son ensemble.

Beaucoup d'auteurs (Tilman, 1999; Lehman et Tilman, 2000; Spehn et al., 2000) fournissent des informations sur la relation entre la diversité végétale et la biomasse du sol de prairies. La production de biomasse est plus grande avec des communautés riches en espèces qu'avec la monoculture la plus productive.

Selon de Ruiter et al. (2002) la recherche future doit se concentrer sur ces liens entre la stabilité de la biodiversité et la stabilité des processus. La connaissance de ces propriétés clés permettra une compréhension des risques et des effets des perturbations humaines.

2. Evaluation de la biodiversité

Des outils d'évaluation sont nécessaires pour mesurer et évaluer l'impact des activités agricoles sur la biodiversité. De nombreuses méthodes ont été proposées, soit par des mesures directes sur place, soit par des mesures indirectes. Par ailleurs, les études sur la biodiversité sont généralement concentrées sur une seule échelle : à l'échelle de l'habitat, de la parcelle, ou du paysage.

2.1. Mesures directes de biodiversité

2.1.1. Indices simples

La définition de la biodiversité établie par la Convention pour la Diversité Biologique prend en compte la composition (espèces, écosystèmes...) et la structure (processus écologiques). La richesse taxonomique est la première mesure de la biodiversité qui donne le nombre de taxa (famille, genre, espèce, variété, écotype) par unité de surface. Cette méthode est la plus fréquemment employée et représente l'expression la plus simple de la diversité. Néanmoins, la valeur de ce critère utilisé seul est limité car le nombre d'espèces doit être comparé à une valeur de référence pour un habitat donné.

Les indices de diversité sont une autre méthode qui utilise le nombre de taxa et leur abondance (**Tableau 1.1.**). Par exemple, les communautés qui ont le même nombre d'espèces peuvent différer dans l'abondance de chaque espèce.

L'**indice de Shannon-Weaver** (Shannon et Weaver, 1949) (h) est l'indice le plus utilisé. Il fournit des informations sur la complexité de la communauté et varie de 0 (une seule espèce) à $\ln S$ (où toutes les espèces ont la même abondance). Mais cet indice n'est pas sensible aux fortes variations de l'abondance. Dans le cas de deux écosystèmes qui ont le même nombre d'espèces mais que l'un a deux fois plus d'individus que l'autre, l'indice de Shannon-Weaver donne la même valeur (Pitkänen, 1998). L'indice de Shannon-Weaver est également utilisé à l'échelle du paysage pour évaluer la diversité des éléments du paysage (Forman 1995; Nagendra, 2002). L'indice de Shannon-Weaver correspond à un indice d' **α -diversité**, parce qu'il fournit l'information au niveau des espèces.

La **β -diversité** a pu être définie comme la différence de composition en espèces entre différentes communautés. La β -diversité est plus grande quand il y a peu d'espèces communes entre différentes communautés (Fang et Peng, 1997). L'**indice de Whittaker** (Whittaker,

1972) semble être le plus approprié parmi les indices de β -diversité disponibles. Cet indice est notamment facile à calculer et à interpréter (Wilson et Shmida, 1984). Il varie de 0 à 2.

La **γ -diversité** ou diversité régionale est le nombre d'espèces présentes dans un système (Whittaker, 1975; Magurán, 1988).

L'**équitabilité** (*evenness*) (Pielou, 1966) est une mesure d'hétérogénéité de l'abondance entre les espèces d'une communauté. Ce paramètre varie de 0 à 1. Le maximum est obtenu quand toutes les espèces ont la même abondance dans le site d'étude. L'équitabilité est calculée à partir de l'index H de Shannon-Weaver.

Touzard et Clément (2001) ont employé d'autres paramètres pour décrire la diversité des communautés végétales : la dominance. La **dominance** est mesurée à partir de l'inverse de l'indice de diversité de Simpson (Simpson, 1949). Quand la valeur de la dominance est élevée, le site contient des espèces dont l'abondance est élevée.

Janssens (1998) a utilisé un autre paramètre : l'**indice de rareté** qui est un paramètre important pour la conservation de la biodiversité. L'indice de rareté peut être employé pour donner la valeur patrimoniale d'un site (Pervanchon, 2004). Peeters et al. (2004) ont proposé la **vulnérabilité** comme paramètre qui donne le risque d'extinction d'un taxon.

Ces différentes méthodes montrent l'abondance des mesures de diversité, cependant l'efficacité de leur utilisation dans des domaines différents (la communauté microbienne du sol, les arthropodes, les plantes, les éléments du paysage) n'est pas toujours claire (Wilson et Shmida, 1984; Fang et Peng, 1997; Hill et al., 2003).

Indices	Formule	Abbreviations
1 - Richesse spécifique (S)	$S = \sum n_i$	n_i = espèces i
2 - Alpha diversité (H_α') (Shannon et Weaver, 1949)	$H_\alpha' = -\sum p_i \log_2 p_i$	p_i = fréquence de l'espèce i
3 - Beta diversité (H_β') (Whittaker, 1972)	$H_\beta' = S/m - 1$	S = nombre total d'espèces (toutes les communautés) m = nombre moyen d'espèce par communauté
4 - Equitabilité (J) (Pielou, 1966)	$E = H_\alpha' / \log_2 S$	
5 - Dominance (D) (Simpson, 1949)	$D = \sum p_i^2$	
6 - Indice de rareté (I_R) (Janssens, 1998; Pervanchon, 2004)	$I_R = \sum C_i/S$	C_i = coefficient de rareté de l'espèce i (entre 1 et 13)

Tableau 1.1. Les indices utilisés dans la description de la biodiversité.

2.1.2. Indicateurs biotiques

La mesure directe de la diversité biologique est fréquemment utilisée pour les études de la biodiversité. Mais cette mesure a un inconvénient dû à son coût élevé en temps et en argent, et la nécessité de compétences élevées dans la détermination d'espèces très diverses (arthropodes de sol, faune aquatique, plantes, oiseaux...). De plus, un échantillon représente une image de la biodiversité qui change perpétuellement (espèces diurnes/nocturnes, conditions météorologiques, saison, effet année). Ainsi, les scientifiques ont essayé de trouver des mesures indirectes pour déterminer la biodiversité. Au lieu de mesurer toute la biodiversité, beaucoup de scientifiques estiment que la dynamique de certains taxa donne une image de la dynamique de la biodiversité entière (Landres et al., 1988; Duelli et Obrist, 1998; Kati et al., 2002; Doring et al., 2003; Duelli et Obrist, 2003; Perner, 2003; Perner et Malt, 2003; Kati et al., 2004; Mac Nally et Fleishman, 2004). Une contribution importante sur l'emploi des indicateurs biotiques a été faite par une revue de Buchs (2003b). (Duelli et Obrist, 1998) ont suggéré que les niveaux taxonomiques supérieurs (ordre, genre) des arthropodes sont de meilleurs indicateurs biotiques en raison de leur facilité de prélèvement et de leur relation avec la biodiversité totale.

Tous ces outils d'évaluation doivent être facilement utilisables afin de pouvoir être généralisés pour d'autres études, et aider les décideurs impliqués dans l'aménagement du territoire.

2.2. Évaluation des fonctions de la biodiversité par les modèles

2.2.1. Les modèles dynamiques

La plupart des modèles en écologie sont basés sur une approche physique des différents organismes, populations ou écosystèmes. Les êtres vivants ne sont pas considérés dans toute leur complexité, mais en tant que systèmes dynamiques qui sont déterminés par leur état, comme établi par la physique (Stewart, 2002). Par exemple, c'est le cas des modèles de compétition des espèces végétales (Gounot et Bouché, 1974; Schippers et Joenje, 2002). Le modèle de Gounot est un des premiers modèles théoriques d'écosystème. Il est basé sur des compartiments qui correspondent aux éléments de la prairie tels que le bétail, les nutriments du sol, les micro-organismes et la biomasse végétale. La matière et l'énergie fluent selon un cycle entre ces compartiments. Les variables indépendantes du modèle sont le climat et la gestion de la prairie. Le modèle de Gounot (1974) était théorique, non calculable en raison des lacunes bibliographiques de l'époque. Le modèle de (Schippers et Joenje, 2002) (VEGPOP 2) est un modèle plus récent également basé sur des compartiments. C'est un modèle basé sur une réflexion théorique analogue à celle de Gounot (1974), mais qui est opérationnel puisqu'il permet de faire des simulations et qu'il est en partie validé avec des résultats satisfaisants (Schippers et Joenje, 2002). VEGPOP 2 a besoin d'expériences sur le terrain pour les paramètres des espèces végétales au sujet de la physiologie, ressources nécessaires, flux d'azote, la floraison ou la dynamique de population (voir le tableau II pour des détails). Ce modèle prédit l'indice de Shannon, la biomasse végétale et la dynamique spatiale de la végétation (Schippers et Joenje, 2002). De nombreux autres modèles sont basés sur des analyses statistiques pour quantifier les flux et les compartiments (Bai et al., 2001). Trois types d'analyses peuvent être différenciés : les modèles classiques de régression linéaire, les relations linéaires généralisées parmi lesquelles la distribution gaussienne, binomiale et de Poisson (Yee et Mitchell, 1991) et les modèles additifs généralisés. Ces

modèles sont jusqu'ici utilisés en grande partie en écologie et ils ont été déjà décrits (Guisan et al., 2002).

A côté de ces modèles, plusieurs modèles ont été inspirés par l'application de concepts de la physique. Par exemple, la thermodynamique (Zhang et Wu, 2002) ou l'automatique (Matsinos et Troumbis, 2002) peuvent aider à prédire la structure, la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes.

Depuis les années 90, la concomitance de la théorie du chaos, du taux d'interactions entre les écosystèmes et de l'amélioration des performances informatiques fut à l'origine, en écologie, de nombreux modèles basés sur l'individu (Judson, 1994). Maintenant, les nombreux modèles différents sont disponibles pour expliquer ou prédire la structure de la végétation et la dynamique des écosystèmes (Pacala et Crawley, 1992; Loreau, 1998; Ejrnaes et Bruun, 2000; Koleff et Gaston, 2001; Lateral et Solbrig, 2001; Peters, 2002; Wilson *et al.*, 2002). Aucun de ces modèles n'évalue l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité, ils expliquent seulement ou prédisent la structure de la végétation ou les dynamiques des écosystèmes.

2.2.2. Les modèles d'impact potentiel

Les modèles d'impact potentiel sont issus des travaux allemands des années 70 sur les risques écologiques (Freyer et al., 2000). L'impact signifie le niveau auquel les ressources et/ou les fonctions écologiques sont menacées par une utilisation néfaste à la santé des écosystèmes. Le potentiel signifie que non seulement les modèles d'impact sont en partie basés sur des mesures sur le terrain, mais qu'ils sont limités par des données et des approximations disponibles inhérentes à la modélisation (Freyer et al., 2000). Le modèle de Freyer et al. (2000) prédit le niveau de risque des ressources naturelles dû aux activités humaines telles que les intrants en pesticides et en azote ou l'action mécanique (par ex., le labour). Ce modèle peut être appliqué à plusieurs échelles (voir le **Tableau 1.2.** pour les détails).

2.2.3. Les modèles experts

Les modèles experts sont une approche nouvelle de modélisation: ils sont basés seulement sur la connaissance de certains traits ou caractéristiques biologiques des espèces animales ou végétales. Il n'y a pas besoin d'analyses statistiques ou de relations empiriques pour élaborer de tels modèles, mais seulement des observations sur le terrain et des mesures biométriques pour établir une base de données. Une fois que la base de données est établie, les modèles experts peuvent prédire très efficacement la présence d'espèces dans tous les écosystèmes. Ces approches de modélisation sont les premières applications concrètes de la théorie des groupes fonctionnels. Selon cette dernière, les traits vie des espèces végétales permettent de prédire la présence d'animaux ou de plantes en fonction des activités humaines et des facteurs environnementaux (Pervanchon, 2004).

Par exemple, (Pervanchon, 2004) a développé un modèle expert qui prédit la présence d'espèces végétales dans tous les écosystèmes herbacés. Ce modèle est basé sur une base de données de 17 traits de la vie ou de caractéristiques biologiques déjà identifiés dans la littérature pour 2912 espèces végétales. Afin de prédire la probabilité de présence des espèces végétales d'une prairie, les informations sur les traits et les caractéristiques sont agrégées avec des données sur les pratiques agricoles et les facteurs d'environnement par la logique floue liée à un système expert (Bockstaller et al., 1997). La prédiction de la probabilité de présence

Characteristics of the models		Model of Freyer <i>et al.</i> (2000)	VEGPOP2 (Schippers & Joenje, 2002)	Model of Pervanchon, 2004
Model type		Potential impact model	Vegetation dynamic model	Expert based model associated with fuzzy logic
Model objectives		Evaluation of human activities impacts on ecological functions	Evaluation of human activities impacts on plant diversity (biomass, Shannon Index)	Evaluation of human activities impacts on ecological and agronomic function of any kind of herbaceous surfaces
Targeted users		Unknown	Unknown	Agricultural development managers
Model structure				
Parameters	Human activities	Pesticides inputs, ploughing, drainage, proportion of the different activities at landscape scale	Hay cutting, N fertilisation, herbicides	Hay cutting, grazing, water management (drainage, irrigation), N and P fertilisation, calcareous inputs
	Environment characteristics	Groundwater, soil, climate, species, biotopes, landscape and amenities.	Field perimeter	Corine habitat, N and P soil fertility, soil depth, pH, soil moisture, temperature
	Studied species	Unknown: species and biotopes are together in the frame of "environment protection".	Parametrisation for 4 plant species (<i>Poa annua</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Anthoxantum odoratum</i> , <i>Festuca ovina tenuifolia</i>)	2912 European plant species
Model outputs		Potential impact of human activities on resources	Shannon index, plant biomass,	Plant species lists (names) according to agricultural practices
Input data		Measured data, maps, statistical data	Fertilisation and disturbance levels	Data given by farmers and maps.
Scale		Landscape, field, biotope or species	Field boundary	Herbaceous surface (e.g.: grassland)
Calculation methodology				
	Statistical analysis	None	Yes: relations for spatial representation of plant competition	None
	Fuzzy logic	Yes: exponential, logarithmic, multilinear and linear functions	None	Equivalent of sigmoid functions
Other methods	Type of equation	Ratio and average of weighted parameters.	None	Choice of the minimum: plant species presence probability is the minimum of the all probabilities.
	Justification	None	/	Precaution principle and limiting factor theory
Application area		Various biotopes or landscapes	Areas where the 4 species are parameterised	4 French Regional Natural Parks
Model generalisation		Unknown	Unknown	Any herbaceous surfaces where some of the 2912 species are potentially present
Validation		Unknown	Satisfying results for some parts of the model	Satisfying results for French permanent grasslands; not tested for other surfaces
Computerised version		yes	yes	yes

Tableau 1.2. Comparaison entre différents modèles et indicateurs évaluant l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité et la valeur agronomique des prairies.

des espèces n'étant pas toujours connue dans la totalité des cas, la logique floue permet de calculer une probabilité à partir des cas dont les facteurs sont proches. Le système expert permet de choisir les règles de décision du modèle à partir de connaissances bibliographiques mais aussi de l'expérience d'experts. Avec un tel modèle, il est possible de prédire une liste d'espèces végétales avec leur valeur patrimoniale, sans réaliser de relevés floristiques. Les résultats de la validation de ce modèle soulignent qu'il est seulement nécessaire d'améliorer la connaissance des traits de vie des plantes pour augmenter les performances des modèles experts (Pervanchon, 2004). L'utilisation des traits de vie pour prédire la présence des espèces en fonction des activités humaines et des facteurs d'environnementaux a été également développée avec succès pour prévoir la présence de *Syrphidae* dans n'importe quel écosystème (Speight et Castella, 2001). Si pour les plantes, la connaissance scientifique sur des traits biologiques a encore de grandes lacunes, pour les *Syrphidae*, les traits sont bien détaillés. Les listes d'espèces prédites en *Syrphidae* par le modèle et la liste d'espèces observées dans les écosystèmes sont très proches.

2.3. Les mesures indirectes de la biodiversité : les paramètres du paysage

Les écologues ont suspecté pendant longtemps que la composition et l'organisation du paysage sont fortement corrélées à la diversité en espèces. Cependant, la manière dont la diversité spécifique se comporte dans les paysages avec des organisations spatiales différentes est en grande partie non expliquée (Steiner et Kohler, 2003).

Une solution est de mesurer les éléments qui sont reliés à la biodiversité. Les paramètres du paysage peuvent être corrélés avec la diversité spécifique de beaucoup de taxons (Jeanneret *et al.*, 2003a; Jeanneret *et al.*, 2003b; Jeanneret *et al.*, 2003c). Dans un premier temps, un paramètre de la biodiversité est étudié par rapport à l'information spatiale. Par exemple, des données sont recherchées sur la présence d'une espèce cible dans différents habitats. Après détermination du lien entre l'abondance de l'espèce et la structure spatiale, ce lien est modélisé puis validé. Finalement, les données sur le paysage sont seulement nécessaires pour surveiller l'espèce cible. En fait, la diversité d'un niveau supérieur, soit à l'échelle du paysage, est utilisée pour prédire la diversité d'un niveau inférieur, soit la richesse spécifique (Jeanneret *et al.*, 2003a). Même si la biodiversité est reliée à des paramètres paysagers, en raison de la complexité de cette relation, il n'y a aucun modèle général.

Pour cette raison, un grand nombre d'indicateurs basés sur l'information spatiale a été construit. (Piorr, 2003) a passé en revue les indicateurs agri-environnementaux et les indicateurs paysagers utilisés dans l'Union européenne.

L'OCDE a produit des indicateurs agri-environnementaux selon la structure Pression-Etat-Réponse (OECD, 1997; OECD, 1999; OECD, 2001). Ces indicateurs se concentrent sur les causes du changement des conditions environnementales dans une zone agricole (Pression), les effets de l'agriculture sur l'environnement (Etat) et l'efficacité de toutes les mesures prises (Réponse). Mais une réunion d'experts de l'OCDE a suggéré la nécessité d'indicateurs plus concrets (Morard *et al.*, 1999). L'un des buts étaient de choisir les indicateurs paysagers pertinents pour que les données soient disponibles. Un exemple pour le suivi du territoire européen est la base de données CORINE Land Cover (CORINE-Land-Cover, 2000). Ce suivi à l'échelle de l'Union européenne, dans le cadre du programme CORINE, permet la détermination de l'impact anthropique sur les paysages. C'est un véritable référentiel d'occupation des sols. Des initiatives visant à préserver la qualité des paysages peuvent alors être réalisées au niveau communautaire.

La Communauté européenne a proposé un projet sur les indicateurs agri-environnementaux, le projet PAIS. Ce projet contient des indicateurs dans le domaine du paysage, du développement rural et des pratiques agricoles qui sont applicables au niveau de l'Union européenne. 36 indicateurs territoriaux ont été choisis comme appropriés. Pour le moment, ces indicateurs ne peuvent pas donner des réponses concernant la biodiversité. Les futures étapes de réalisation seront de déterminer les indicateurs territoriaux pertinents qui sont reliés à la biodiversité et aux objectifs de protection de la nature (Piorr, 2003).

Afin de suivre le développement du paysage, plusieurs pays européens ont produit des programmes de conservation du paysage et des indicateurs paysagers. Ces programmes de suivi ont aidé dans la planification des mesures et dans la délimitation des secteurs de conservation.

2.4. Les indicateurs agri-environnementaux

Girardin et al. (2000) ont adopté la matrice d'interaction (Leopold et al., 1971) pour une méthodologie d'évaluation de l'impact sur l'environnement. Cette méthode évalue les effets des pratiques agricoles sur différents composants de l'agrosystème. Des modules d'évaluation, qui caractérisent l'impact d'une pratique agricole sur un composant environnemental, peuvent être agrégés pour former deux types d'indicateurs. Les indicateurs agri-environnementaux reflètent l'impact d'une pratique agricole sur tous les composants environnementaux concernés, alors que les indicateurs d'impact environnemental reflètent l'impact de toutes les pratiques agricoles concernées sur un composant de l'environnement (Van der Werf et Petit, 2002).

Pervanchon et al. (2002) ont proposé une méthodologie pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité des prairies. Les indicateurs agri-environnementaux sont des outils prédictifs et qui aident à la prise de décision. Ces indicateurs utilisent les données facilement accessibles qui peuvent être recueillies par des non-spécialistes. Cependant, la construction des indicateurs dépend de la connaissance scientifique et les indicateurs sont seulement réellement utilisables s'ils sont validés sur leur sensibilité (Girardin et al., 1999).

Conclusion

La vision fonctionnelle est une approche opérationnelle qui permettent une clarification du concept complexe de biodiversité. La biodiversité est trop étendue pour être entièrement évaluée par un seul critère. La diversité biologique doit donc être évaluée selon des objectifs précis : l'approche patrimoniale, agronomique ou écologique. Beaucoup d'outils ont été élaborés pour évaluer la biodiversité mais ils mesurent seulement quelques parties de biodiversité. Par exemple, les modèles sont souvent limités à des systèmes simples, alors que la validation des indicateurs montre la complexité de ces systèmes. Les futures études doivent aborder la compréhension des rapports entre la biodiversité et les agrosystèmes avec des approches complémentaires (agronomie et écologie) et produire les outils appropriés qui permettent la prise de décision. Fréquemment, les études examinent la biodiversité seulement à une échelle, alors que son étude doit être réalisée à plusieurs échelles.

Chapitre 2. Architecture générale des indicateurs de biodiversité fonctionnelle et détail d'un indicateur de fonction agronomique de la biodiversité

Le premier chapitre a permis de montrer la multiplicité des fonctions assurées par la biodiversité dans les territoires agricoles. Les possibilités d'évaluation de l'impact des pratiques de gestion sur ces fonctions ont été également explorées. Les indicateurs simples et les modèles ne permettant pas de fournir une information facilement utilisable pour des gestionnaires de territoire, l'approche des indicateurs agri-environnementaux nous semble une méthode mieux adaptée pour répondre aux problèmes de ce type d'évaluation.

1. Architecture générale des indicateurs de biodiversité fonctionnelle

L'étude des différentes fonctions assurées par la biodiversité nous a permis de produire un schéma général des indicateurs de l'impact des pratiques de gestion sur les fonctions de la biodiversité (Clergué et al., 2005). Ce schéma est présenté en **Figure 2.1**. L'indicateur de biodiversité fonctionnelle se compose de trois indicateurs principaux : l'indicateur de la fonction patrimoniale, l'indicateur de la fonction agronomique et l'indicateur de la fonction écologique. L'agrégation de ces trois indicateurs principaux n'est pas envisagée car l'information de la contribution de la biodiversité à ces trois fonctions serait alors en partie perdue. En effet, étant donné que la note de chaque indicateur principal résulte déjà de l'agrégation de plusieurs sous-indicateurs, dont le résultat peut provenir d'une ou plusieurs agrégation(s), il est préférable d'éviter une agrégation supplémentaire. Chaque sous-indicateur correspond à l'évaluation de l'impact des pratiques de gestion sur une fonction précise de la biodiversité.

Par ailleurs, le choix des sous-unités composant chacun des trois sous-indicateurs de base (**Figure 2.1** ; fonction patrimoniale, fonction agronomique et fonction écologique) repose sur le descriptif des différentes fonctions de la biodiversité énoncé précédemment (Cf. Chapitre 1). Ainsi, l'indicateur fonction patrimoniale a été bâti selon les différentes échelles de la composition de la biodiversité, à savoir le paysage, l'habitat et l'espèce. Nous avons volontairement écarté l'échelle du gène, même si cette dernière n'est pas à négliger, mais parce que cette dernière n'est pas perceptible directement par des non-spécialistes, si ce n'est par le biais de l'espèce: cette dernière semble donc constituer l'échelle minimale la plus pertinente.

L'indicateur fonction écologique repose sur quatre sous-unités de base. Leur sélection repose sur

- l'importance de la diversité des habitats et des espèces dans l'architecture générale des écosystèmes (indicateur « diversité des habitats » et indicateur « diversité spécifique ») : ces deux échelles sont incontournables. Nous avons écarté les autres échelles existantes, comme celles des communautés ou des populations pour une nécessité de simplification et de non-redondance des informations.
- Les relations entre les différents niveaux trophiques (indicateur « processus écologiques ») sont déterminantes dans le maintien d'un écosystème. De nombreux auteurs ont établi des relations directes entre la multiplicité et la diversité de ces relations et la robustesse des écosystèmes qui en résultent (Tilman, 1999; Lehman et Tilman, 2000; Loreau, 2000; Loreau, 2001).

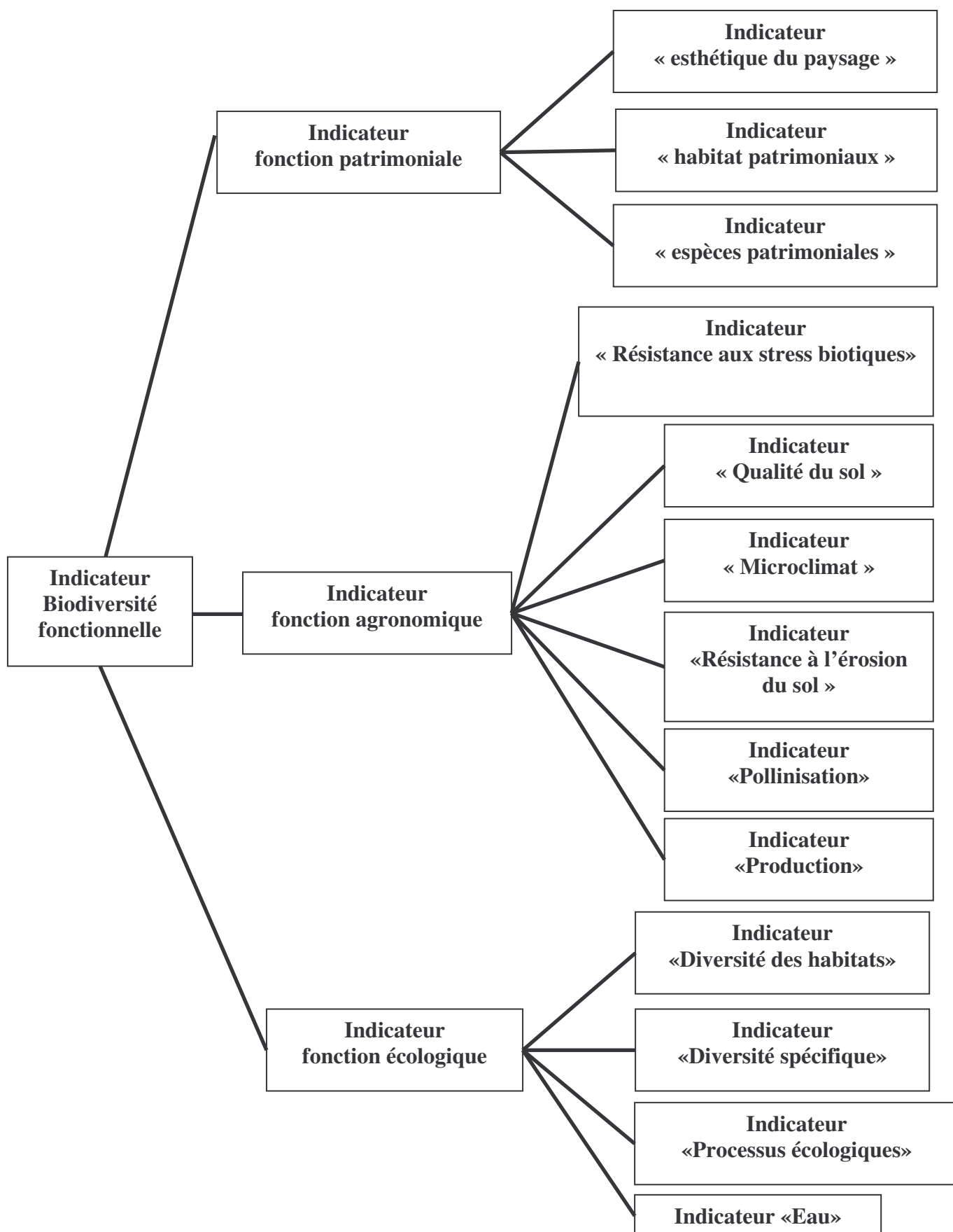


Figure 2.1. Architecture générale de l'indicateur « biodiversité fonctionnelle » (Clergué et al., 2005)

- Enfin, la qualité de l'eau, élément de base pour le maintien de la biodiversité, mérite qu'un sous-module lui soit entièrement consacré. En effet, une grande partie des relations trophiques au sein des écosystèmes est à la fois dépendante et déterminante par rapport à la qualité des eaux, avec un effet très important des pratiques agricoles sur ses composantes.

La construction de l'ensemble des indicateurs et leur validation dépassant le cadre de notre thèse, nous faisons le choix de ne présenter ici que la logique de construction d'un sous-indicateur.

Les différentes fonctions de la biodiversité étant explorées dans les territoires agricoles, il est donc intéressant d'évaluer la contribution de la biodiversité d'un point de vue agronomique. En conséquence, nous nous proposons d'approfondir ici la construction d'un des indicateurs de la fonction agronomique de la biodiversité. Parmi les fonctions agronomiques de la biodiversité, le premier abordé dans la littérature est le rôle de la biodiversité dans la lutte biologique. Nous avons élargi cette fonction au concept de « résistance aux stress biotiques » qui fait l'objet d'un sous-indicateur.

2. L'indicateur de résistance aux stress biotiques

L'objet de cet indicateur est d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la contribution de la biodiversité à la résistance aux stress biotiques en vue de l'aide à la décision. Le stress biotique se traduit essentiellement par la pression d'organismes nuisibles constituée par les maladies, les adventices et les ravageurs sur les cultures. La biodiversité peut jouer un rôle dans la régulation de cette pression des organismes nuisibles. Par exemple, dans une expérience sur la présence de la Mèligèthe (*Meligethes aeneus* Fabricius), un important ravageur du colza (*Brassica napus* L.), à plusieurs échelles, (Thies et Tscharrntke, 1999) concluent que « *dans les paysages dont la structure est complexe, le parasitisme est supérieur et les dégâts dans les cultures sont moindres par rapport aux paysages dont la structure est plus simple avec un pourcentage élevé d'utilisation agricole* ». La présence de bordures de champ autour des cultures de colza favorise la présence de parasitoïdes de ce ravageur. A l'échelle du territoire, ces bordures de champ contribuent à une plus grande biodiversité. (Gurr *et al.*, 2003a) précisent que « *cependant, la biodiversité n'est pas une garantie de suppression des ravageurs (van Emden et Williams, 1974; Andow *et al.*, 1986; Gurr *et al.*, 1998; Landis *et al.*, 2000). Une compréhension des mécanismes par lesquels la biodiversité peut favoriser la régulation des ravageurs est donc importante* ».

2.1. Architecture générale de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »

Cette architecture de l'indicateur servira de fil conducteur pour la description de chacun des sous-indicateurs qui le constitue. D'un point de vue agronomique, la biodiversité est considérée selon son aspect favorable ou défavorable. En effet, les études sur les fonctions agronomiques de la biodiversité ne présentent que les organismes favorables à la régulation des stress biotiques, autrement les auxiliaires. Qu'ils soient présents dans le sol ou dans les milieux terrestres, ces organismes contribuent directement à la régulation des organismes nuisibles. Cette régulation se fait notamment par la prédation des espèces nuisibles, ou de la compétition des ressources nécessaires aux espèces nuisibles et aux auxiliaires. Cependant,

bien que d'un point de vue agronomique, les organismes nuisibles soient défavorables aux productions végétales, d'un point de vue écologique, ils ont un rôle dans un écosystème et font partie de la biodiversité. Par exemple, les champignons qui provoquent des maladies sur les cultures font partie des décomposeurs permettant ainsi le recyclage des matières organiques. Par contre, leur pullulation sur les cultures est le symptôme d'un déséquilibre au sein de l'agrosystème ou les résultats des aléas climatiques. Cela est facilement observable sur certaines cultures comme les plantes de la familles des Cucurbitacées où l'oïdium apparaît naturellement en fin de culture. Ces plantes légumières étant annuelles, après la production des graines assurant leur descendance, l'appareil végétatif meurt et est dégradé par les champignons. Les « attaques » d'oïdium apparaissent seulement au cours du cycle de culture lors d'années plus pluvieuses, de l'utilisation de cultivar plus sensible ou inadaptés au milieu, ou encore de la sensibilité de la plante résultant d'un déséquilibre du milieu.

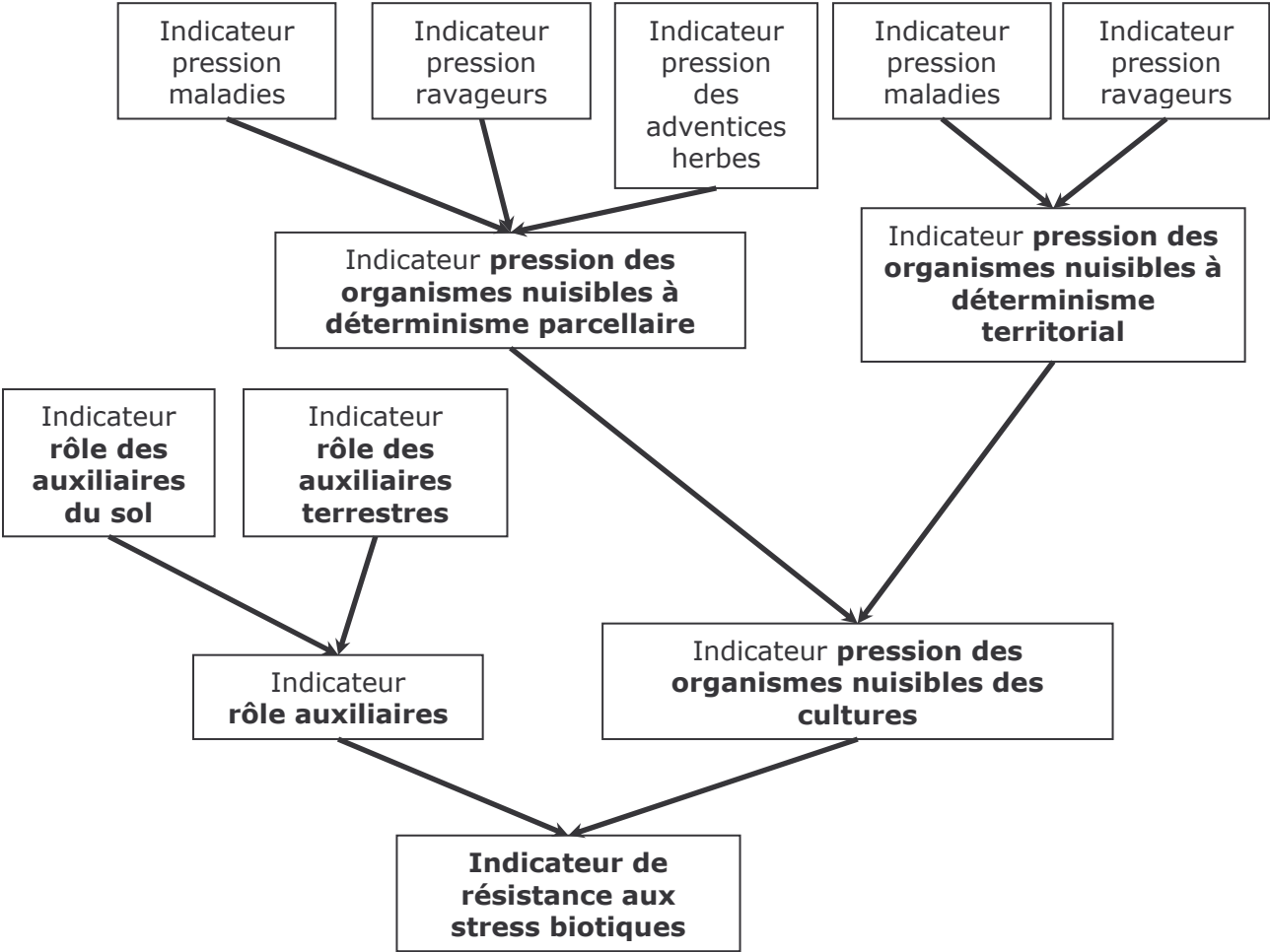


Figure 2.2. Architecture générale de l'indicateur de résistance aux stress biotiques

2.1.1. Deux niveaux d'architecture de l'indicateur de résistance aux stress biotiques

a. Premier niveau d'architecture :

L'indicateur de résistance aux stress biotiques se composera donc de deux indicateurs (**Figure 2.2.**), l'un concernant l'impact positif de la biodiversité sur l'agriculture via les organismes auxiliaires (Indicateur « rôle des auxiliaires »), et d'autre part un indicateur de pression des organismes nuisibles (Indicateur « pression des organismes nuisibles des cultures »).

La résistance aux stress biotiques passe par deux stratégies majeures illustrée par la **Figure 1.4.** (voir Ch 1.,p. 27):

- L'approche ascendante (*bottom-up*) : la lutte contre l'invasion des cultures par ces organismes biologiques nuisibles. En jouant notamment sur les ressources nécessaires à la présence de ces organismes.
- L'approche descendante (*top-down*) : la stimulation de l'activité biologique des organismes auxiliaires qui permettent de lutter contre les organismes nuisibles. La présence de milieux favorisant le maintien de ces auxiliaires doit alors être recherchée.

Nous proposons donc de faire reposer l'architecture de l'indicateur sur cette première distinction majeure. Cela se traduit par la définition de deux sous-compartiments de l'indicateur « résistance aux stress biotiques » (**Figure 2.2.**):

- indicateur lutte contre les organismes nuisibles (correspondant à l'approche ascendante)
- indicateur rôle des auxiliaires (correspondant à l'approche descendante)

b. Deuxième niveau d'architecture :

La distinction des organismes nuisibles selon que leur biologie présente un déterminisme à l'échelle de la parcelle agricole à celle du paysage apparaît également importante. En effet, l'expression de la nuisibilité de ces organismes repose sur des fondements très distincts :

- pour les organismes à déterminisme parcellaire, la succession culturale (rotation) constitue un facteur primordial de leur densité. Ces organismes sont principalement des organismes telluriques, ou du moins, dont une partie clé de leur cycle biologique se déroule dans le sol (cycle larvaire le plus souvent).
- pour les organismes à déterminisme spatial plus large, ils sont régis par une combinaison de facteurs plus complexes, notamment la répartition spatiale des cultures, le climat et les zones semi-naturelles. Cependant, une hiérarchie entre ces facteurs est difficile à établir clairement. Ce sont surtout des organismes aériens, fortement conditionnés par des facteurs indépendants de l'historique parcellaire. Généralement, l'association complexe de facteurs climatiques régionaux ainsi que de facteurs liés à la structuration du paysage sont les principaux facteurs influençant la présence des ces organismes.

Nous proposons donc de faire reposer l'architecture de l'indicateur sur cette deuxième distinction, avec deux sous-indicateurs correspondants (**Figure 2.2.**)

- résistance aux organismes nuisibles à déterminisme parcellaire, d'où l'indicateur « lutte contre les organismes nuisibles à déterminisme parcellaire »
- résistance aux organismes nuisibles à déterminisme territorial, d'où l'indicateur « lutte contre les organismes nuisibles à déterminisme territorial »

Dans chacun de ces sous-indicateurs, nous avons choisi de distinguer les différentes catégories d'ennemis des cultures, à savoir maladies, ravageurs et adventices du fait de leurs caractéristiques biologiques très différentes.

D'autre part, le poids du pool semencier du sol étant vraiment déterminant par rapport au panel de mauvaises herbes présentes dans une parcelle agricole, nous avons choisi de ne pas prendre en compte les mauvaises herbes parmi les organismes à déterminisme territorial : celles-ci présentent en très grande majorité un déterminisme à caractère parcellaire (même si un filtre environnemental préalable intervient à une échelle régionale plus large sur la composition de ce pool....).

2.1.2. La construction des arbres de décision correspondant aux différents niveaux d'architecture de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »

Avant de rentrer dans le détail de chaque arbre de décision, correspondant à chacun des sous-indicateurs décrits précédemment (**Figure 2.2.**), il est important de préciser selon quel principe général ces derniers ont été construits.

Ainsi, chaque arbre de décision a été construit sur la base du choix concret d'un type d'organisme biologique plus ciblé (échelle de la famille ou de l'espèce) afin d'affiner au mieux les facteurs pris en compte dans les arbres (au maximum trois). Dans le cas contraire, les arbres auraient été trop généraux et sans véritable pertinence et/ou efficacité quant à leur utilisation future.

Par conséquent, afin de rendre l'indicateur final extrapolable à d'autres territoires, les organismes nuisibles ciblés doivent être choisis selon deux critères :

- les organismes nuisibles doivent exprimer un fort degré de nuisibilité, ayant une extension géographique significative, et une forte sensibilité aux pratiques agricoles qui influencent la biodiversité du territoire (biodiversité des cultures et/ou biodiversité du milieu environnant la culture)
- l'action des organismes auxiliaires sur les organismes nuisibles ne doit pas être trop spécialisée, donc choisir des prédateurs polyphages. Ces organismes auxiliaires doivent avoir une extension géographique assez significative et doivent exprimer une forte sensibilité aux pratiques agricoles.

Plus qu'une liste d'espèces, nous avons choisi de prendre une espèce ou un groupe d'espèces représentatif du territoire étudié et qui réponde aux exigences énoncées précédemment.

2.2. Les différents sous-compartiments (arbre de décision) de l'indicateur « résistance aux stress biotiques »

Il convient de décrire la logique d'élaboration de chaque sous-indicateur selon le schéma général d'architecture de l'indicateur global (**Figure 2.2.**). Notre objectif s'est concentré sur la définition des deux ou trois facteurs essentiels pour la construction de l'arbre de décision correspondant. Nous n'avons pas cherché à définir, dans le cadre de ce travail, les valeurs prises par l'indicateur selon les différentes combinaisons possibles de ces mêmes facteurs.

2.2.1. Indicateur « rôle des auxiliaires »

a. Module « rôle de l'activité biologique du sol »

L'activité biologique du sol contribue très souvent à établir un écran de protection des racines des plantes face aux organismes pathogènes. Par exemple, la présence de champignons à endomycorhizes permet de protéger les racines de la plupart des cultures (excepté le colza et les autres Brassicacées, et la betterave) contre l'invasion par les diverses espèces de champignons et de nématodes nuisibles (Garmendia *et al.*, 2004).

L'activité de la biomasse microbienne du sol, notamment rhizosphérique, joue un rôle essentiel dans la stimulation de la croissance racinaire. Cette population bactérienne procure également une protection contre des agents pathogènes. Ainsi, certaines bactéries du genre *Pseudomonas*, très courantes dans les sols agricoles, protègent les racines de maïs contre l'agression des champignons du type *Fusarium sp.* (Benizri *et al.*, 1995).

Deux facteurs de perturbations d'origine anthropique semblent fortement influencer ce niveau d'activité :

- les amendements en fertilisants riche en azote minéral et autres minéraux (phosphore), qui le plus souvent diminuent, à haute doses, l'activité et donc l'inoculum en champignons à ectomycorhizes ou à endomycorhizes (Viaux *et al.*, 2002; Mohammad *et al.*, 2004).
- l'usage de certains pesticides à large spectre, notamment certains fongicides, exercent une influence négative sur l'activité de ces organismes.

Ce sont ces deux facteurs qui ont été choisis pour bâtir l'arbre de décision correspondant (**Figure 2.3.**)

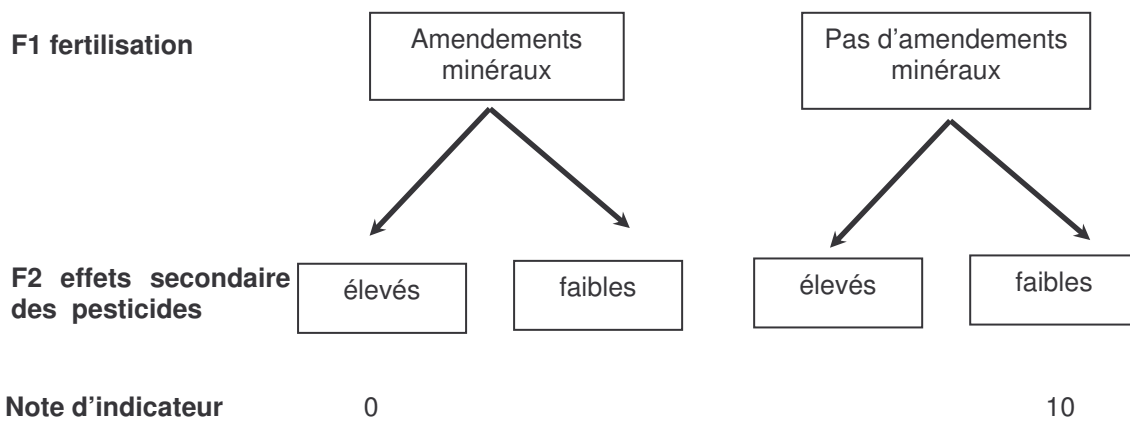


Figure 2.3. Niveau de protection des cultures exercée par les organismes du sol « utiles » (ex. :Ectomycorhizes sur céréales ou *Pseudomonas sp.*) vis à vis des ennemis des cultures à déterminisme parcellaire (tellurique), en fonction de certaines pratiques agricoles (avec un niveau de protection maximale quand la note est de 10 et une absence de protection lorsque la note est de 0).

b. Module « rôle des auxiliaires terrestres»

Les organismes auxiliaires constituent une autre partie de la biodiversité dont les bénéfiques se répercutent sur la production des cultures. La complexité des facteurs déterminant la dynamique des populations des organismes auxiliaires est du même ordre que pour les ravageurs. Toutefois, le rôle de la structuration du paysage, tout particulièrement le rôle des haies, et, dans certains cas, leur niveau de connectivité avec des lisières de forêt, est apparu essentiel pour la présence de certains auxiliaires (Burel et Baudry, 1999) : c'est le cas de diverses espèces d'acariens prédateurs d'autres acariens (typhlodromes, metaséïdae...) ainsi que de *Carabidae* et *Syrphidae* prédateurs de pucerons et d'autres ravageurs nuisibles.

Les organismes auxiliaires candidats à cet indicateur doivent être choisis pour :

- leur niveau élevé de polyphagie (consommateur de plusieurs sorte de ravageurs)
- leur relative « ubiquité »
- leur sensibilité aux pratiques de gestion (pesticides et structuration du paysage)

Le groupe des *Carabidae* semble présenter le meilleur profil car les connaissances scientifiques sur ces espèces sont abondantes. Ces espèces sont courantes dans la plupart des agrosystèmes et sont sensibles aux variations des pratiques de gestion, comme à la présence de haies dans le paysage et à l'application de pesticides.

Le groupe des *Syrphidae* peut également constituer un candidat potentiellement intéressant. Cependant, en raison de sa forte mobilité, ce groupe est essentiellement utilisé comme indicateur à des territoires relativement vastes (Sommagio, 1999).

Le groupe des acariens prédateurs (typhlodromes, metaséïdae) s'avère surtout pertinent dans des territoires où la viticulture et/ou l'arboriculture sont prépondérantes.

Ces organismes sont fortement sensibles aux pratiques agricoles, notamment l'application de pesticides. Une liste des pesticides utilisés sur un secteur et la connaissance de leur toxicité permet d'évaluer leurs effets secondaires potentiels sur certaines espèces (ou groupes d'espèces) d'auxiliaires. Une base de données complète permettant de connaître l'impact réel des pesticides sur le territoire existe en fonction d'une liste d'espèces susceptibles d'être présentes (« recueil des effets non intentionnels des produits phytosanitaires » groupe « actions secondaires » DGAL/SDQPV-UIPP-ACTA 8^{ème} édition 2002 ACTA).

L'arbre de décision « rôle des auxiliaires terrestres » basé sur les Carabidae sera présenté de manière plus approfondie dans le Chapitre 3. (**Figure 3.13.**)

2.3. Indicateur « lutte contre les organismes nuisibles des cultures »

2.3.1. Indicateur « pression des organismes nuisibles des cultures à déterminisme parcellaire »

Ces organismes nuisibles sont considérés à « déterminisme parcellaire » car l'expression de leur nuisibilité dépend fortement de l'historique parcellaire. La rotation des cultures constitue la composante principale.

a. Indicateur « pression des maladies nécrotrophes et/ou biotrophes à dissémination lente »

Les maladies nécrotrophes et/ou biotrophes sont causées par des champignons pathogènes. Les parasites obligatoires et biotrophes, tel que celui de la rouille brune du blé, doivent obtenir leurs nutriments à partir de cellules vivantes. Ils sont très spécifiques d'un hôte et ne le tuent pas immédiatement. Les parasites facultatifs et nécrotrophes, sont des champignons parasites qui tuent leur hôte en libérant des toxines avant ou au moment de l'invasion, puis continuent de vivre en tant que saprophytes sur les tissus en décomposition.

La pression des maladies nécrotrophes et/ou biotrophes repose sur les effets de la rotation culturale. En effet, la rotation est le facteur qui joue un rôle central sur l'expression de ces maladies (Delos *et al.*, 2002; Delos *et al.*, 2003). La résistance variétale constitue également un point important dans le développement de ces maladies, mais elle reste trop peu utilisée pour évaluer la pression de ces maladies. En effet, la résistance variétale aux maladies n'est pas le premier critère de choix des agriculteurs même si sa prise en compte a augmenté. Il est surtout primordial de prendre en compte les interactions possibles avec le travail du sol qui peut complètement modifier les effets de la rotation (Delos *et al.*, 2004).

L'indicateur de pression des maladies nécrotrophes et/ou biotrophes doit reposer sur le choix de maladies fortement nuisibles et très sensibles à la rotation, dont l'extension est significative. Le choix des maladies du pied des céréales (piétin verse, piétin échaudage et fusarioses) apparaît pertinent pour plusieurs raisons (Colbach *et al.*, 1997) :

- les céréales sont très présentes dans les assolements et les rotations de la majorité des agrosystèmes

- l'expression de ces maladies est très courante, (notamment celle du piétin verse), et certaines posent des problèmes préoccupants, comme les mycotoxines alimentaires produite par *Fusarium*.
- elles dépendent très fortement de la rotation et du travail du sol : toutefois, le déterminisme du piétin verse semble le moins complexe et le plus facile à utiliser par rapport à celui des fusarioses.

En partant du déterminisme du piétin verse, nous proposons un exemple d'arbre de décision en **Figure 2.4**.

b. Indicateur « pression des ravageurs à déterminisme parcellaire »

Il s'agira de choisir des ravageurs oligophages, assez répandus (par exemple des ravageurs de céréales) dont l'expression de la nuisibilité dépend fortement des espèces cultivées présentes dans la succession culturale. Or beaucoup de ravageurs nuisibles du sol à extension large sont assez spécialisés (insectes du colza) ou très polyphages (hannetons).

Parmi les organismes oligophages telluriques, le modèle du taupin pourrait être très intéressant car sa nuisibilité est forte et dépend beaucoup de la part en prairies et en céréales dans la rotation. De plus, sa nuisibilité peut souvent atteindre des niveaux dramatiques notamment dans certaines situations particulières du Nord Ouest de la France.

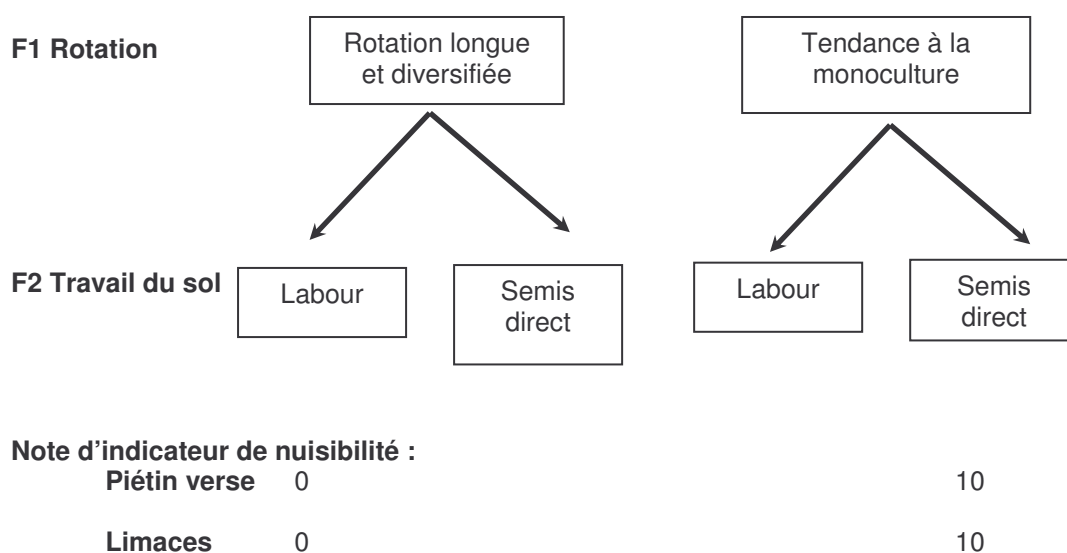


Figure 2.4. Niveau de nuisibilité d'une maladie nécrotrophes et biotrophes à dissémination lente, le piétin verse, et d'un ravageur à déterminisme parcellaire, les limaces, en fonction de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale des ravageurs lorsque la note est de 10).

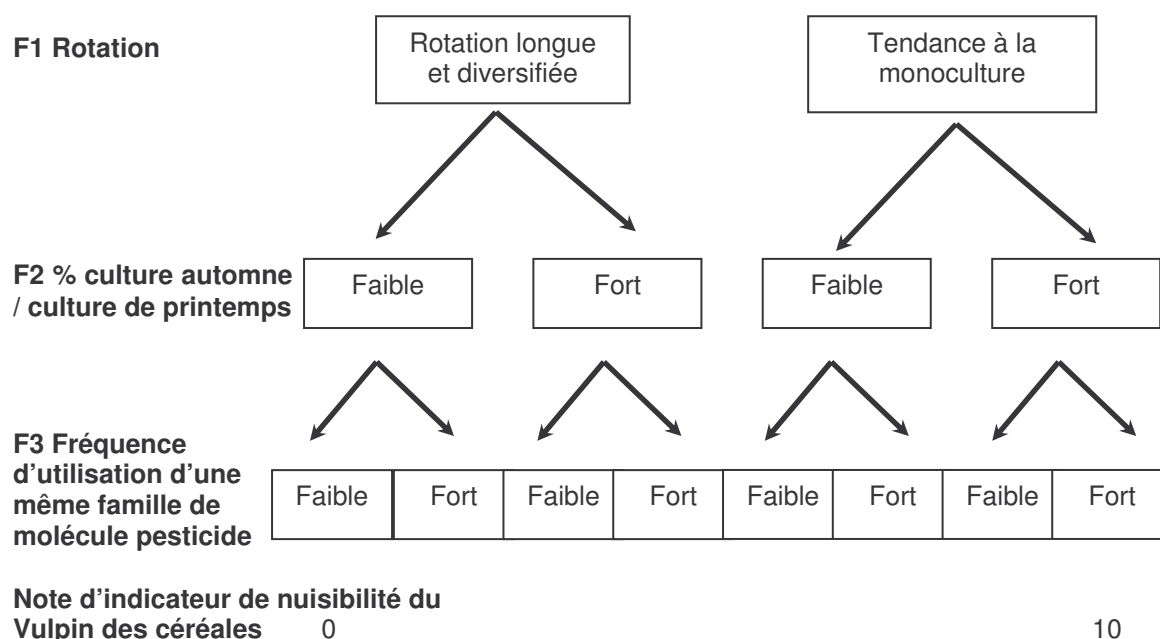


Figure 2.5. Niveau de nuisibilité d’une adventice, le vulpin des céréales, en fonction de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale des ravageurs lorsque la note est de 10).

Dans le cas des territoires où le colza est fortement présent, le cas des limaces pourrait également présenter un intérêt en terme de nuisibilité, d’impact de la rotation, avec un effet interactif du travail du sol (**Figure 2.4.**). Une autre espèce de ravageur présente un profil très intéressant dans les territoires où elle est déjà présente : il s’agit du chrysomèle du maïs : même si cette espèce très invasive n’est pas encore présente sur tous les territoires, son extension géographique devient sérieuse. C’est une espèce aérienne mais à déterminisme parcellaire, dépendant fortement de la proportion de maïs dans la rotation. Mais celle-ci ne pourrait être prise en compte que sur les quelques territoires où elle s’est déjà installée (nord de la France).

c. Indicateur « pression des adventices »

Les adventices sont prises en compte dans l’indicateur « résistance aux organismes à déterminisme parcellaire » car la présence de la majorité d’entre elles dépend fortement de l’historique de la parcelle. En effet, le pool semencier d’une parcelle détermine fortement le cortège d’adventices susceptibles de s’y installer même s’il y également des apports exogènes de graines par les vents et/ou les animaux.

Le cas des adventices de la famille des graminées dans des champs de céréales apparaît comme un exemple de portée assez large, et où la rotation exerce un rôle majeur (déterminisme parcellaire fort). Ainsi, la présence d’adventices telles que les vulpins (ou le raygrass) est souvent préoccupante pour les agriculteurs, et difficile à résoudre. Or celle-ci dépend en premier lieu de la rotation, ainsi que de la proportion de cultures automnales par rapport aux cultures de printemps (Charbonaud, 2002). De plus, l’utilisation fréquente des mêmes molécules d’herbicide engendre des problèmes récurrents de résistances aux

herbicides, donc de mauvaises herbes extrêmement invasives (Charbonaud, 2002). L'interaction avec l'utilisation d'herbicides, et notamment de l'usage des mêmes matières actives sur plusieurs cultures successives doit donc être prise en compte (**Figure 2.5.**).

2.3.2. Indicateur pression des ennemis des cultures à déterminisme territorial »

Nous avons distingué deux sous-modules, l'un relatif aux maladies, l'autre aux ravageurs.

a. Indicateur « pression des maladies nécrotrophes et biotrophes à dissémination large »

Dans ce cas, l'expression des maladies dépend de la répartition spatiale des cultures (assolement) à l'échelle du territoire. Plus les parcelles d'une même culture seront rapprochées, et plus la maladie présentera le risque d'exprimer une forte nuisibilité et de s'étendre. Toutefois, le déterminisme d'expression de la nuisibilité de ces maladies s'avère le plus souvent difficile à expliquer par seulement un ou deux facteurs.

Un deuxième facteur important à prendre en compte réside dans la résistance variétale, très importante par rapport à l'expression de ces maladies, mais là aussi, il n'est que très peu pris en compte (il n'a donc pas été retenu dans l'arbre de décision).

Par contre, il faudrait intégrer le niveau d'enfouissement des résidus de culture: le caractère collectif d'une telle mesure est primordial car celle-ci ne fonctionne que si tous les agriculteurs d'un même secteur le pratiquent en même temps (Delos *et al.*, 2002).

Les cas du phoma ou du sclerotinia du colza pourraient être pris en compte dans les agrosystèmes où ces cultures sont fortement représentées (Lorraine), car la répartition spatiale de cette culture intervient pour beaucoup dans l'extension de la maladie (**Figure 2.6.**).

Le cas des rouilles et/ou des septorioses sur blé serait intéressant à prendre en compte, car ce sont des maladies courantes, du fait de l'extension des surfaces en céréales, et très nuisibles là où elles s'expriment (incitant souvent les agriculteurs à la tentation des traitements d'assurance). Cependant, le rôle de la répartition spatiale des cultures n'apparaît pas de façon évidente, surtout à des échelles relativement localisées. Il semble que ce soit des facteurs surtout liés au macroclimat qui expliquent l'expression de la maladie.

Il est à noter que la présence d'un réseau dense de haies a tendance à favoriser les foyers de certaines de ces maladies aériennes (oïdium) en aménageant un microclimat favorable pour la multiplication de l'inoculum.

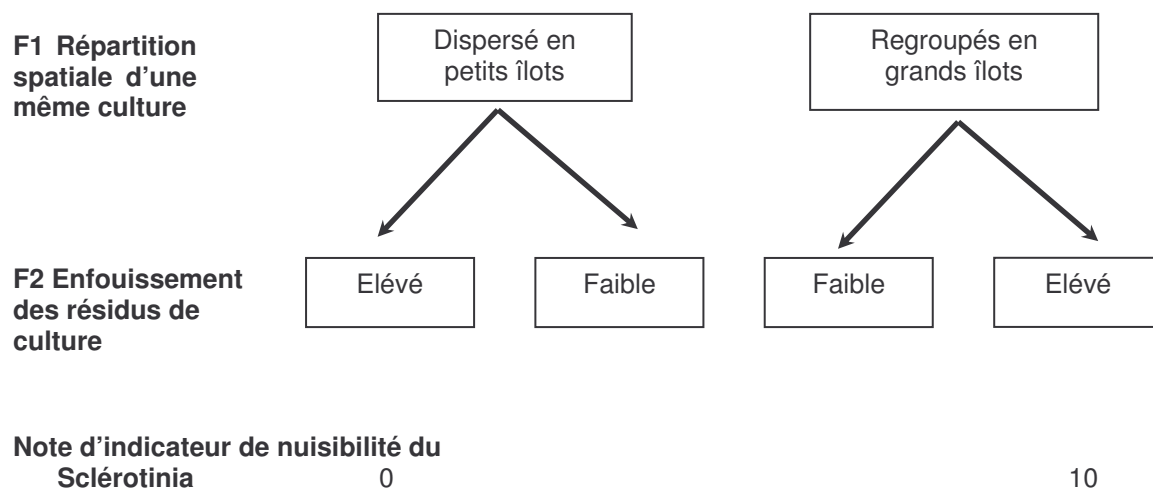


Figure 2.6. Niveau de nuisibilité d'une maladie nécrotrophe et biotrophe à dissémination large, le sclérotinia du colza, en fonction de la structuration du paysage et de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale de la maladie lorsque la note est de 10).

b. Indicateur « pression des ravageurs à déterminisme territorial »

Les facteurs déterminant la dynamique des populations de ravageurs aériens sont particulièrement complexes, et toute simplification abusive aboutit à une impasse (d'où la rareté des modèles de prévision dans ce champs de la protection des cultures). Toutefois, la répartition des cultures dans l'espace est un élément primordial à prendre en compte.

Ainsi, les parcelles d'une même culture dans un environnement très proche ont tendance à favoriser l'extension des ravageurs associés.

Le cas des campagnols serait très intéressant à prendre en compte car l'expression de leur nuisibilité repose au moins en partie sur la répartition spatiale entre cultures de céréales et prairies. La hauteur du couvert (et donc sa nature) intervient également beaucoup dans la sensibilité de certaines espèces de ce ravageur, notamment *Microtinus arvalis*, à l'action de prédateurs du type *Mustela nivalis* en espace ouvert (Delattre *et al.*, 1992). Les structures non productives, types tas de pierre, haies, constituent également des réservoirs pour cette espèce (Le Henaff, communication personnelle).

Dans les territoires où le campagnol n'est pas ou peu présent, le modèle de la pyrale du maïs pourrait être également pertinent car c'est un ravageur très nuisible, sur une culture importante, et ses densités sont en partie expliquées par la répartition spatiale des parcelles de maïs (Le Henaff, communication personnelle) (**Figure 2.7.**).

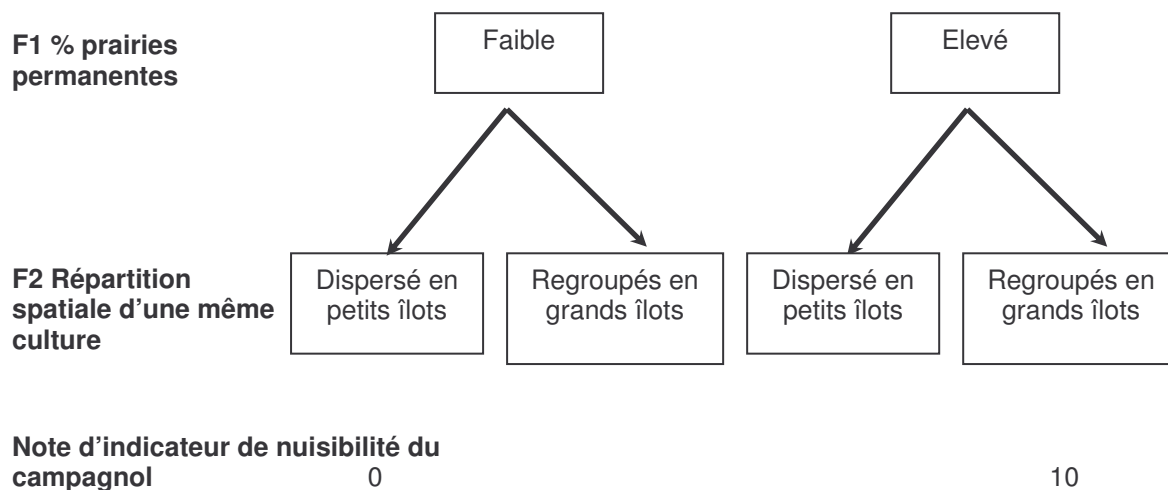


Figure 2.7. Niveau de nuisibilité d'un ravageur à déterminisme territorial, le campagnol (avec une pression maximale du ravageur lorsque la note est de 10).

Conclusion

Nous avons pu voir que la construction d'un indicateur de résistance aux stress biotiques est complexe mais possible. Les bases de l'architecture de cet indicateur ont été posées, en prenant en compte d'une part, l'aspect « positif » de la biodiversité, avec les organismes qui régulent les populations des organismes nuisibles (indicateur « rôle des auxiliaires ») et d'autre part, l'aspect « négatif » de la biodiversité, avec les différents organismes nuisibles (maladies, ravageurs, adventices) qui exercent une pression sur les cultures. Certains sous-indicateurs peuvent être finalisés plus facilement que d'autres. Dans le cas de l'indicateur de « pression des maladies à déterminisme parcellaire », si l'on choisit comme maladie le piétin verse, le Service de Recherche et de Protection des Végétaux (SRPV) a établi une grille élaborée pour établir les risques d'attaques de cette maladie. Un autre exemple, l'indicateur de pression des ravageurs à déterminisme territorial, en prenant le campagnol pour modèle sera plus facilement réalisable que d'autre en raison de l'abondance d'études sur ce ravageur. C'est également le cas pour l'indicateur « rôle des auxiliaires terrestres », notamment si l'on opte pour les Carabidae comme auxiliaire modèle. Ce dernier indicateur fera l'objet du chapitre suivant en proposant deux approches de construction de l'indicateur et de sa validité.

Chapitre 3. Construction et validation de l'indicateur de rôle des auxiliaires terrestres

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, parmi les fonctions agronomiques de la biodiversité, le contrôle biologique des organismes nuisibles par des auxiliaires est l'une des fonctions les plus importantes. Au sein des différents indicateurs constitutifs de l'indicateur « résistance aux stress biotiques », nous nous proposons d'élaborer un indicateur de « rôle des auxiliaires terrestres ». L'objectif de ce chapitre est la construction de cet indicateur et sa validation.

Chaque ravageur ayant son ou ses prédateur(s), un choix doit être fait sur l'auxiliaire qui fera l'objet d'un tel indicateur. Notre choix s'est porté sur les carabes (*Carabidae*), des coléoptères majoritairement prédateurs et présents dans toutes les zones cultivées du globe.

Les carabes sont des prédateurs naturels d'espèces nuisibles pour les cultures. Ils sont très répandus et sont présents dans de nombreux habitats dont les grandes cultures et les zones semi-naturelles adjacentes (Thiele, 1977). Leur étude comme agent de lutte biologique dans les cultures a fait l'objet de plusieurs revues bibliographiques (Allen, 1979; Kromp, 1999; Sunderland, 2002). Les carabes sont :

- systématiquement présents dans les territoires agricoles,
- sensibles à certaines pratiques agricoles,
- et sont les prédateurs d'espèces nuisibles notoires comme les limaces et les pucerons. Dans des productions particulières comme les vergers, les carabes sont également prédateurs des chenilles de certaines espèces de lépidoptères nuisibles comme le carpocapse du pommier (*Cydia pomonella* L.).

Les carabes présentent donc un profil intéressant pour construire un indicateur de « rôle des auxiliaires terrestres » sensible à l'impact des pratiques agricoles.

La construction d'un tel indicateur suit la démarche des indicateurs agri-environnementaux développés par Girardin *et al.* (2000). Les indicateurs font partie des approches majeures pour l'évaluation environnementale de l'impact des pratiques agricoles (Payraudeau et Van der Werf, 2005). Ces indicateurs permettent de synthétiser l'information, contribuant ainsi à la prise de décision. Les indicateurs sont généralement construits d'après la méthode à dire d'expert. La méthode à dire d'expert consiste en l'expertise des connaissances scientifiques disponibles et la consultation de spécialistes du domaine. Cette méthode se traduit par la construction d'un arbre de décision qui constitue l'architecture de l'indicateur. L'arbre de décision est construit en choisissant les variables expliquant le mieux le phénomène. Cette méthode permet d'attribuer à chaque branche de l'arbre de décision une note d'indicateur (**Figure 3.1**). Les indicateurs peuvent être des sorties de modèles. La modélisation permet une plus grande précision pour évaluer et prédire un phénomène, mais l'on ne dispose pas actuellement de données suffisamment complètes pour réaliser la modélisation du « rôle des auxiliaires terrestres ». La méthode à dire d'expert permet justement de pallier ce manque d'informations en sélectionnant les variables pertinentes facilement accessibles et corrélées aux variations du phénomène.

Cependant, les limites de la méthode à dire d'expert résident d'une part, en son nombre de variables qui est conditionné par les capacités de raisonnement. Lorsqu'un arbre de décision utilise plus de trois variables, il devient difficile d'attribuer une note d'indicateur et l'on est confronté à l'utilisation de l'agrégation qui peut engendrer des pertes de précision. D'autre

part, cette méthode est limitée par la part de subjectivité qui est inhérente à toute expertise. Nous proposons donc une autre méthode de construction d'indicateurs afin de pallier les limites de la méthode à dire d'expert (**Figure 3.1.**). Cette autre approche est une méthode par fouille de données. Elle permet la création d'arbres de décision à partir de bases de données. Nous posons l'hypothèse qu'elle est donc une méthode *a priori* plus objective et plus précise que la méthode à dire d'expert. Les bases de données utilisées pour la méthode par fouille de données raisonnent sur un nombre d'espèces en carabes. La fouille de données nécessite que la variable de sortie soit une variable qualitative, les sorties des arbres issues de cette méthode sont donc des classes de nombre d'espèces en carabes. Afin que ces arbres soient comparables avec les arbres issus de la méthode à dire d'expert, nous avons transformé les classes de nombre d'espèces en note d'indicateur de « rôle des auxiliaires terrestres » (**Figure 3.1., conversion B**).

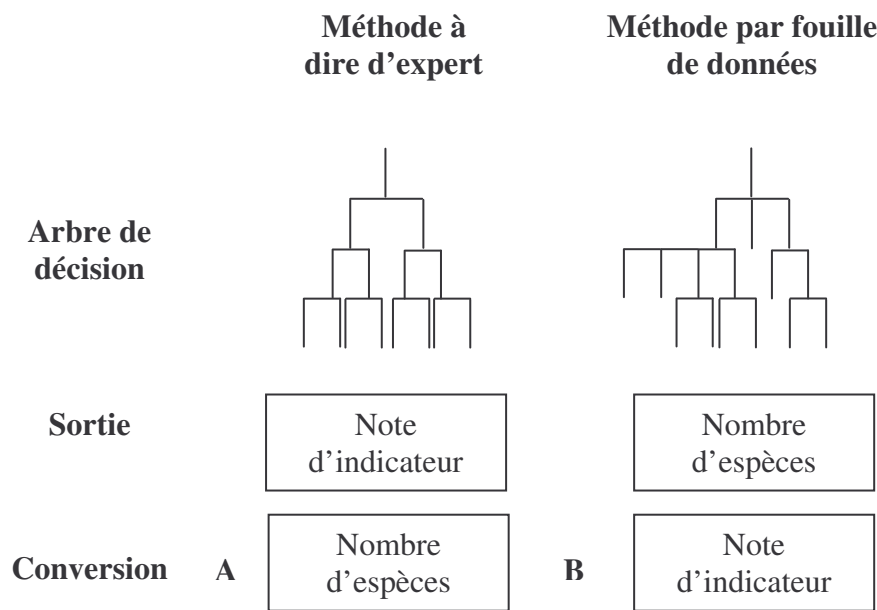


Figure 3.1. Deux approches de construction d'un indicateur : méthode à dire d'expert et méthode hybride.

Afin que les deux méthodes soient comparables en tout point, les notes d'indicateur issues de la méthode à dire d'expert peuvent être converties en nombre d'espèces de carabes (**Figure 3.1., conversion A**). La validation des deux méthodes peut donc être effectuée sur deux types de sorties : une note d'indicateur et un nombre d'espèces de carabes. L'objectif du travail de thèse étant de proposer des indicateurs avec un système de notation, les résultats de validation de l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert ne seront présentés que sur la base des sorties avec une note d'indicateur. Dans le cas de la méthode par fouille de données, l'arbre de décision s'appuie sur un nombre d'espèces de carabes. La validation est donc réalisée sur la sortie en nombre d'espèce et sur la note d'indicateur.

1. Matériel et méthodes

1.1. Bases de données utilisées

Quatre bases de données ont été utilisées dans le cadre de la méthode hybride: Base 1, Base 2, Base 3 et Base 4 qui est l'association des 3 premières bases. Ces bases de données recensent différents paramètres sur l'environnement, sur des pratiques agricoles des sites d'étude ainsi que leur nombre d'espèces en carabes.

La base de données Base 1 a été constituée à partir de l'association des informations issues de 19 publications de 1997 à 2005. Il existe un grand nombre de publications sur les carabes (1063 publications entre 1998 et 2005 sur Current Contents Connect (**Tableau 3.1.**) mais un nombre beaucoup plus réduit de travaux traitent des liens entre les pratiques agricoles ou l'organisation du territoire et les carabes (220). Bien qu'il reste tout de même un nombre important de publications sur le sujet, peu d'entre elles (moins de 10 %) fournissent des données exploitables pour notre étude. En effet, peu de publications donnent des nombres d'espèces et l'abondance en carabes mais donnent seulement des résultats de tests statistiques. Ces derniers ne sont pas exploitables pour la construction d'un arbre de décision par fouille de données.

La base de données Base 2 est issue de relevés de terrain de trois sites de 25 km² en Bretagne (France). Elle nous a été fournie par Françoise Burel de UMR ECOBIO (CNRS – Université de Rennes 1). Cette base de données a été réalisée dans le cadre du projet européen Greenveins auquel 7 pays d'Europe ont participé entre 2001 et 2004 : la France, l'Allemagne, la Suisse, la Belgique, les Pays-Bas, la République Tchèque et l'Estonie.

L'objectif de ce projet était de mesurer l'influence des greenways ou corridors écologiques et de l'intensité des pratiques agricoles sur la vulnérabilité de la biodiversité dans les agro-écosystèmes. Dans leur article, Aviron *et al.* (2005) présentent les caractéristiques écologiques et agronomiques des trois sites de Bretagne (FAL, FOO et FOD), ainsi que celles des populations en carabes. D'un point de vue écologique, le site FOD est caractérisé par un réseau de haies assez dense (79 m/ha), de petites parcelles de prairies permanentes (30 %) et des îlots forestiers (15 %). Le site FOO possède moins de haies (45 m/ha) avec une strate arborée plus faible. Les surfaces en prairies permanentes (18 %) et les zones boisées (7 %) sont réduites. Le réseau de haies dans le site FAL est encore dense (68 m/ha) mais les forêts (9 %) et les prairies permanentes (13 %) sont réduites. Concernant l'utilisation de la Surface Agricole Utile (SAU), elle est différente pour chacun des trois sites. Dans le site FOD, les exploitations agricoles sont exclusivement orientées vers la production laitière. Une forte proportion de la SAU est couverte par des prairies permanentes (49%) et des prairies temporaires (19 %). Les vaches laitières sont prédominantes dans le bétail (0,70 UGB/ha). Dans le site FOO, l'agriculture est principalement orientée vers une production mixte lait-viande avec quelques grandes cultures (48 %) et la moitié de la SAU couverte par des prairies temporaires (21 %) et des prairies permanentes (31 %). Le site FAL est caractérisé par la présence d'exploitation tournées vers la production laitière, l'élevage industriel de volailles et de porcs et de grandes cultures. Les grandes culture couvrent la majeure partie de la SAU (57 %). Le nombre d'UGB (unité gros bovin par hectare) augmente depuis le site FOD vers le site FAL.

La base de données Base 3 rassemble les relevés de terrain de trois sites contrastés du Plateau suisse. Elle nous a été fournie par Philippe Jeanneret du FAL de Reckenholz (Suisse). Cette base de données est issue d'un programme d'évaluation de mesures écologiques, dans

Tableau 3.1. Bibliométrie de l'influence des pratiques agricoles sur les populations en carabes à partir de la base de donnée Current Content Connect entre 1998 et 2005. ABES: Biodiversity in Agriculture, Biology & Environmental Sciences, SBS: Social & Behavioral Sciences, CM: Clinical Medicine, LS: Life Sciences, PCES: Physical, Chemical & Earth Sciences, ECT: Engineering, Computing & Technology, AH: Arts & Humanities (AH).

Mots-clés	Current Content Editions	Nombre d'articles et de livres
Biodiversity	ABES, SBS, CM, LS, PCES, ECT, AH	12648
Biodiversity	ABES, LS	11577
Carabid :	ABES, LS	561
Carabidae :	ABES, LS	813
Carabid OR Carabidae :	ABES, LS	1063
Farming OR Practices OR Agriculture	ABES, LS	31219
1: (Farming OR Practices OR Agriculture) AND (Carabid OR Carabidae)	ABES, LS	119
Landscape: 12382	ABES, LS	12382
2 : (Carabid OR Carabidae) AND Landscape: 142	ABES, LS	142
1 OR 2	ABES, LS	220

Tableau 3.2. Comparaison des quatre bases de données en fonction du lieu d'étude, des années et du nombre de sites. Les chiffres entre parenthèse sont le nombre de séries de données. ¹(Baguette et Hance, 1997; Kromp, 1999; Pfiffner et Luka, 2000; Purvis *et al.*, 2001; Holland *et al.*, 2002; Brose, 2003; Irmiler, 2003; Millán de la Peña *et al.*, 2003a; Miñarro et Dapena, 2003; Perner et Malt, 2003; Pfiffner et Luka, 2003; Shah *et al.*, 2003; Weibull et Östman, 2003; Raworth *et al.*, 2004; Eggleton *et al.*, 2005; Grandchamp *et al.*, 2005; Pozzi *et al.*, 2005; Purtauf *et al.*, 2005; Vanbergen *et al.*, 2005) ; ²(Aviron *et al.*, 2005) ; ³(Herzog et Walter, 2005).

Bases de données	Lieu	Années	Nombre de sites	Nombre de variables sur l'environnement
Base 1 (Littérature)	Europe ¹ (Allemagne (4), Angleterre (4), Suisse (4), Autriche (1), Belgique (1), Espagne (1), France (1), Irlande (1), Suède (1)) et Canada (1).	1997 – 2005	275	50
Base 2 (Bretagne)	France ² (Côtes d'Armor et Ille-et-Vilaine)	2001 – 2002	192	20
Base 3 (Suisse)	Suisse ³ (cantons de Fribourg, Lucerne et Zurich)	1997, 1999, 2001, 2003	635	10
Base 4 (Ensemble)	Europe (18+2) + Canada (1)	1997 – 2005	1102	65

les systèmes agricoles, sur l'état de la biodiversité dans le Plateau suisse. Depuis 1993, la Confédération helvétique a introduit les « paiements directs écologiques ». Depuis 1999, la réalisation de « prestations écologiques requises » (PER) par les exploitations agricoles est une condition afin d'obtenir des paiements directs. La mesure la plus importante des PER pour le maintien et la promotion de la biodiversité est de consacrer au moins 7% des SAU d'une exploitation aux « surfaces de compensation écologique » (SCE) (3,5% pour les cultures spéciales) (Herzog et Walter, 2005). Au sein de ce programme, parmi plusieurs études sur des taxons indicateurs de la biodiversité (arthropodes, oiseaux nicheurs, le lièvre commun), une étude sur les populations de carabes a été réalisée (Luka et Pfiffner, 2005).

La base de données Base 4 résulte de l'association des trois bases précédentes (Base 1 « Littérature », Base 2 « Bretagne » et Base 3 « Suisse »). L'association de ces bases de données une seule est réalisée afin de tester l'aptitude de la méthode par fouille de données à produire un arbre de décision et de la validité de ce dernier. On pose également l'hypothèse que plus une base de données est riche en information, plus l'arbre de décision généré sera pertinent.

Le **Tableau 3.2.** compare les différentes bases de données. Le site est le lieu géographique où sont recueillies des données sur l'environnement et sur les carabes. En fonction de la base de donnée, le site n'a pas la même échelle. Les bases de données Base 2 et 3 ont des sites à l'échelle de la parcelle tandis que dans la Base 1, certains sites sont à l'échelle du territoire en raison du type d'information fourni par l'article utilisé. Les variables sur l'environnement concernent les pratiques agricoles à différentes échelles: la fertilisation des cultures à l'échelle de parcelle ou d'un territoire (kg d'azote/ha, m³ de compost/ha), l'application de pesticides (nombre d'application de fongicide, herbicides, insecticide,...), le système agricole des exploitations, (agriculture biologique, intégrée ou conventionnelle), le nombre de rotations ou encore le précédent cultural des parcelles étudiées, et préférentiellement à l'échelle du territoire: son organisation(% de surface en forêt, % de surface en céréales, l'hétérogénéité,...), le type territoire ou l'année d'étude. Le détail des variables sur l'environnement de chaque base de données est fourni dans l'Annexe 1.

1.2. Construction d'indicateurs selon deux méthodes

1.2.1. Méthode à dire d'expert

La méthode à dire d'expert est basée sur une expertise des connaissances scientifiques constituée d'une part, par la littérature et d'autre part par l'expérience des spécialistes. Cette méthode est utilisée pour la construction d'indicateurs. Lorsque les mesures directes (mesure de la biodiversité) et les résultats de modélisation d'un système ne permettent pas de prendre de décisions ou ne sont pas réalisables, la méthode à dire d'expert représente une alternative (Thiollet-Scholtus, 2004).

Plus précisément, la méthode à dire d'expert permet de définir les arbres de décisions qui constituent l'architecture d'un indicateur.

L'arbre de décision issu de notre expertise des connaissances scientifiques a été soumis à l'appréciation des experts suivants : Françoise Burel et Philippe Jeanneret. Des questions leurs ont été posées avant et après la présentation de notre arbre. Avant la présentation, il leur a été demandé quels sont les facteurs qu'ils estiment expliquer le mieux les variations de nombre d'espèces en carabes dans un territoire. Ensuite, une appréciation des facteurs que nous avons choisis leur a été demandée.

1.2.2. Méthode par fouille de données

La méthode par fouille de données est basée sur une méthode statistique, l'analyse factorielle discriminante. Cette méthode utilise les bases de données présentées précédemment et les soumet à l'algorithme C4.5. L'algorithme C4.5 est un algorithme d'apprentissage introduit par Quinlan (1993) pour créer des arbres de décision, aussi appelés modèles de classification. Cet algorithme est utilisé pour la fouille de données (data mining) afin de trouver des corrélations entre les différentes variables d'une base de données. Les calculs sont effectués grâce au logiciel Weka 3.4 (Witten et Frank, 2005). Le logiciel Weka (Waikato Environment for Knowledge Analysis) est en accès libre sous différents environnements (www.cs.waikato.ac.nz/ml/weka). Ce logiciel a été appliqué dans de tout autres domaines que l'agronomie, comme le traitement de données cliniques (Maumus et al., 2005).

Le degré de précision de chaque arbre de décision est donné par le logiciel sous la forme de plusieurs tests statistiques et d'une matrice de confusion. La matrice de confusion permet de connaître l'efficacité d'un arbre de décision à bien classer les sites. Elle donne pour chaque site sa classe d'origine selon la base de donnée, et sa classe prédite. Le **Tableau 3.3.** représente la matrice de confusion de l'arbre de décision généré par Weka à partir de la base de données Base 1. Les cases surlignées en jaunes correspondent aux sites correctement classés par l'arbre de décision.

Le CCS (Correctly Classified Sites) est une valeur qui renseigne sur le nombre de sites bien classés par l'arbre de décision généré (**Tableau 3.3.**). Le CCS est le pourcentage de sites bien classés (cases jaunes) par rapport à l'ensemble des sites de la base de données.

Parmi les sites mal classés, les sites classés dans une classe directement supérieure ou inférieure, nous posons l'hypothèse qu'ils peuvent être considérés comme une erreur de classement acceptable (**Tableau 3.4.**). Cette approche a déjà été utilisée pour la validation d'indicateurs agri-environnementaux (Pervanchon et al., 2005) afin de prendre en compte les prédictions qui n'ont une erreur que d'une classe. De telles erreurs sont moins préjudiciables à la qualité de l'indicateur que les erreurs allant au-delà d'une classe. Par exemple, les 5 sites prédits en classe 1 et observés en classe 15 démontrent une très mauvaise prédiction de ces sites par l'arbre de décision. Par contre, les 35 sites prédits en classe 1 et observés en classe 2 constituent une erreur beaucoup moins grave. Nous proposons donc comme valeur explicative d'un arbre de décision, le ACS (Approximately Classified Sites) prenant en compte ces sites mal classés (cases surlignées en vert).

A la fin de chaque branche d'un arbre de décision se trouve plusieurs chiffres. Un extrait de l'arbre de décision de la base de données Base 2 représenté en **Figure 3.2.** nous servira d'exemple. Les arbres de décision générés utilisent de nombreuses variables ou sont trop complexes (Base 4) pour être représentés graphiquement comme pour l'arbre issu de la méthode à dire d'expert présenté en **Figure 3.13.** Dans cette représentation textuelle, chaque ligne représente donc un niveau d'une branche de l'arbre. Ainsi la première ligne indique que le premier facteur qui crée différentes branches est l'habitat. Dans le cas de l'habitat « prairie permanente », la deuxième ligne donne le second facteur qui crée une sous-branche : la quantité d'azote par hectare.

Le premier chiffre présent à l'extrémité de chaque branche correspond au numéro de la classe prédite en nombre d'espèces de carabes (dans l'exemple, classe 3 soit entre 14 et 21 espèces). Dans les chiffres entre parenthèses, le premier chiffre correspond au nombre de sites qui sont bien classés par cette branche (dans l'exemple, 13 sites, en prairie permanente avec une fertilisation azotée inférieure ou égale à 101 kg d'azote par hectare, sont de classe 3 en nombre d'espèces de carabes), et le second chiffre, correspond au nombre total de sites qui contribuent à cette branche (dans l'exemple **Figure 3.2.**, 24 sites sont des prairies

permanentes avec une fertilisation azotée inférieure ou égale à 101 kg d'azote par hectare quelsoit leur classe en nombre d'espèces de carabes).

<u>Type-habitat = Prairie permanente</u>	
kg N/ha-prairie permanente <= 101 :	3 (13/24)
kg N/ha-prairie permanente > 101 :	2 (16/36)
<u>Type-habitat = Haie:</u>	2 (26/56)
...	

Figure 3.2. Extrait de l'arbre de décision de la base de données Base 2.

La variable « Type-habitat » est une variable provenant de la base de données Base 2. Chaque base de données a, à l'origine, une variable habitat avec sa codification propre. Afin que les quatre bases de données soient comparables, une codification commune devait être appliquée. La codification issue de la Base 2 regroupant les différents types d'habitats rencontrés a donc été appliquée à l'ensemble des bases de données.

1.1. Recueil de données de terrain pour la validation

1.3.1. Présentation du terrain

La pertinence d'un indicateur nécessite qu'il soit validé scientifiquement avec des situations réelles. Un territoire de 5000 ha limitrophe de Vittel (plateau lorrain, Vosges, **Figure 3.3.**) a été choisi pour recueillir ces données de terrain. Afin de maîtriser la teneur en nitrates des eaux souterraines, l'organisme Agrivair (émanant de l'entreprise Nestlé, exploitant des eaux minérales de Vittel) a réalisé une extensification des pratiques agricoles, en se rapprochant des pratiques de l'agriculture biologique (Deffontaines et Brossier, 2000). Ces pratiques se résument par l'absence d'application de pesticides, une fertilisation organique – avec notamment du fumier composté -, et un apport ponctuel et contrôlé d'azote minéral dans le cas du blé.

Ce territoire comporte plusieurs atouts :

- certaines informations y sont accessibles comme le cadastre ;
- possibilité de recueillir des données de terrain sur la population en arthropodes ;
- proximité du territoire pour réaliser une campagne de recueil de données ;
- un système de production utilisant des pratiques extensives, permettant de tester la sensibilité des arbres de décisions.

Tableau 3.3. Matrice de confusion de la base de données Base 1 et calcul du CCS (cases surlignées en jaune).

		Classes prédites														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Classes observées	1	72	4	1	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	35	11	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	15	11	11	8	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	11	3	9	8	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	3	2	0	3	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	2	3	1	2	4	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	7	0	1	1	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	12	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	14	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Nombre total de sites : 275

CCS = 109 sites, soit $109/275 \times 100 = 39,6\%$

Tableau 3.4. Matrice de confusion de la base de données Base 1 et calcul du ACS (cases surlignées en vert).

		Classe prédite														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Classe observée	1	72	4	1	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	35	11	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	15	11	11	8	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	11	3	9	8	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	3	2	0	3	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	2	3	1	2	4	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	7	0	1	1	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	12	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	14	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Nombre total de sites : 275

ACS = 197 sites, soit $197/275 \times 100 = 71,6\%$

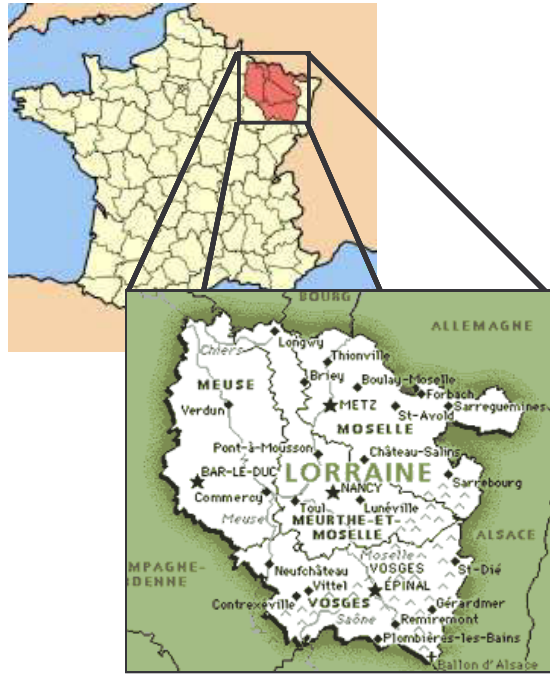


Figure 3.3. Localisation du territoire de Vittel



Figure 3.4. Paysages rencontrés selon les trois zones biogéographiques : a : périurbain ; b : bocage ; c : openfield.

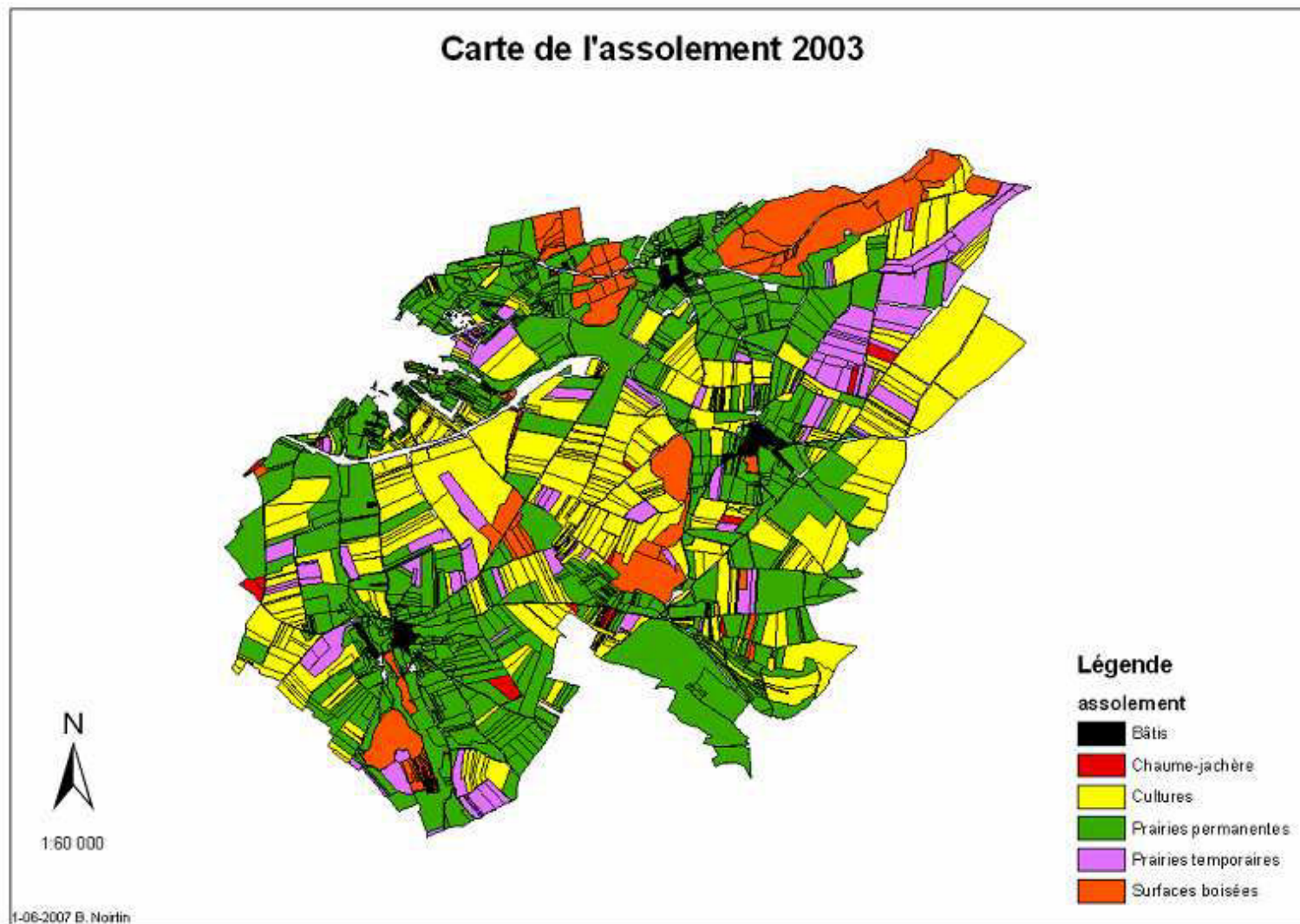


Figure 3.5. Carte d'assolement du territoire de Vittel en 2003.

Trois types de paysages sont rencontrés sur ce territoire :

- Une zone périurbaine entourant la ville de Vittel, occupée surtout par des vergers, des jardins individuels et des pâtures (**Figure 3.4.a.**).
- Une zone openfield formant une bande d'est en ouest, caractérisé par des grandes cultures comme le blé, le maïs et le colza, ainsi que par la rareté d'îlots boisés et des haies récemment plantées. Les prairies permanentes et les prairies temporaires sont également présentes (**Figure 3.4.c.**).
- Une zone bocagère au sud du territoire comportant de nombreuses haies anciennes et des ensembles forestiers. Les prairies permanentes y sont très abondantes (**Figure 3.4.b.**).

D'après la carte d'assolement de 2003 (**Figure 3.5.**), l'occupation du sol du territoire de Vittel est la suivante:

- Bâti :	0.98%
- Chaume-jachère :	0.68%
- Cultures :	32.68%
- Prairies permanentes :	47.58%
- Prairies temporaires :	9.01%
- Surfaces boisées :	9.03%

1.3.2. Type de données recueillies

La stratégie d'échantillonnage mise en place s'inspire de l'enquête européenne LUCAS (Eurostat, 2003) et de la méthode des transects orthogonaux (Keichinger, 2001). Le territoire est découpé selon une grille dont chaque unité représente un carré de 300 m de côté (**Figure 3.6.**).

L'unité de base d'échantillonnage correspond à une croix dont chaque branche fait 300 m et est dirigée selon les points cardinaux, avec un point d'observation à chaque extrémité et au centre de cette croix, soit 5 points pour une unité d'échantillonnage. Les segments de la croix sont également utilisés pour relever l'occupation du sol (**Figure 3.7.**). Ces 5 points servent de positionnement pour la pose de pièges à carabes.

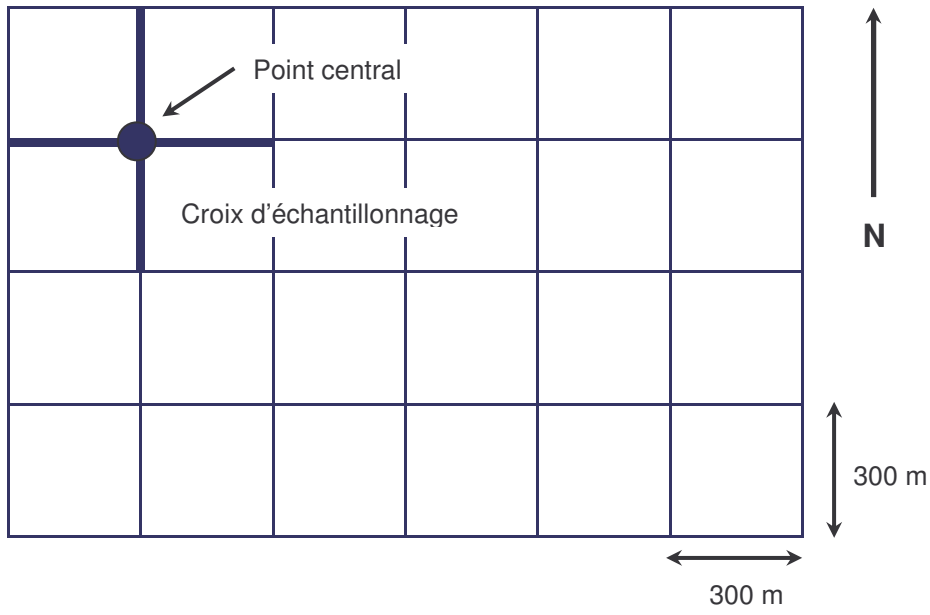


Figure 3.6. Exemple de quadrillage avec une maille de 300 m de côté.

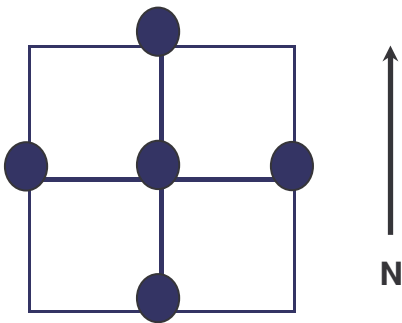


Figure 3.7. Schéma d'une croix d'échantillonnage avec ses 5 points de piégeage.



Figure 3.8. Carte de position des points de piégeage.

Le tirage aléatoire de 20 points centraux ou nœuds de la grille a été réalisé, à raison de 10 points se trouvant dans une parcelle cultivée (prairies temporaires comprises), et de 10 points se trouvant dans une parcelle en prairie permanente. Par compromis avec un agriculteur dont les parcelles contenaient beaucoup de pièges, nous avons gardé 19 croix d'échantillonnage au total sur le territoire, soit 95 points de piégeages potentiels (**Figure 3.7.**). Les points de piégeage ne forment pas exactement des croix d'échantillonnage car les pièges ont dû être souvent déplacés. Par exemple, des pièges se trouvant dans des pâtures étaient très souvent détruits par les bovins. Afin de conserver ce point de piégeage, il était déplacé dans la périphérie de la pâture.

Un piège de type Barber est placé aux quatre extrémités et au centre de la croix (**Figure 3.8.**). Un piège Barber se compose d'une boîte cylindrique en plastique de 10 cm de diamètre et de 8 cm de hauteur. Le piège est rempli de quelque centimètre d'eau additionné de détergent qui agit comme un mouillant pour piéger les insectes. Le piège est recouvert d'une tôle incurvée pour le protéger des intempéries.

L'occupation du sol est également relevée dans un rayon de 200 m de chacun des cinq points. Cela représente 79 points de piégeage au total (les points se trouvant sur du bâtis ou en forêt n'ont pas été pris en compte). Les pièges ont été relevés toutes les semaines durant 8 semaines de mai à juillet 2005. Etant donnée la surface du territoire (50 km²), le nombre de points de piégeage (79 pièges) et le temps pour ce rendre sur ce territoire (2h aller-retour), l'ensemble des pièges est relevé sur 2 jours.



Figure 3.9. Piège de type Barber.

1.3.3. Traitements des données biologiques

Afin de valider les arbres de décisions des deux approches, les 5 semaines les plus abondantes en insectes ont été choisies. En effet, les semaines de récoltes les plus abondantes en individus sont les plus représentatives de l'ensemble des espèces présentes dans un milieu (Jeanneret, 2006, communication personnelle). La détermination des insectes au niveau spécifique représente un coût en temps et en argent. La détermination de l'ensemble des semaines n'apportant pas beaucoup d'informations supplémentaires, le fait de choisir 5 semaines de piégeage permet d'avoir suffisamment d'informations tout en diminuant les coûts. Les carabes de ces 5 semaines sont donc déterminés jusqu'au niveau spécifique.

Protocole de détermination des semaines les plus abondantes

Le nombre d'espèces et l'abondance en carabes des 8 semaines de piégeage n'étant pas déterminées totalement, une méthode doit nous permettre de choisir les 5 semaines de piégeage les plus abondantes. Nous posons donc l'hypothèse d'une corrélation entre le poids total en arthropodes (insectes, arachnides, myriapodes et isopodes) et l'abondance en arthropodes, et donc également de l'abondance en *Carabidae*.

1.3.4. Méthode de validation

Comme cela a été présenté dans l'introduction de ce chapitre (**Figure 3.1**), les deux méthodes choisies pour élaborer des arbres de décisions ont des sorties différentes : l'arbre de méthode à dire d'expert donne une note d'indicateur tandis que l'arbre de la méthode par fouille de données donne une classe de nombre d'espèces. Bien que ces sorties soient différentes, elles sont toutes deux validables par un nombre d'espèces que nous avons obtenus par les relevés de terrain. Ainsi les données sur l'environnement et les pratiques agricoles des sites permettent de produire selon l'arbre une note d'indicateur prédite ou une classe prédite. Ces sorties prédites sont validées avec les données observées : le nombre d'espèces en carabes. La représentation des résultats de validation reprend la même approche que la matrice de confusion, soit une confrontation des données prédites et observées. Les représentations seront donc appelées matrice de validation (voir par exemple le **Tableau 3.13.**) . Dans le cas des sorties des arbres issus de la méthode par fouille de données (classe de nombre d'espèces), il serait redondant de réaliser une validation sur des sorties transformées en note d'indicateur car ces deux sorties qualitatives sont proportionnelles. Les résultats de validation des arbres issus de la méthode par fouille de données présenteront donc seulement une représentation graphique du nombre d'espèces observé en fonction de la note d'indicateur prédite (provenant de la transformation de la classe de nombre d'espèce en note d'indicateur) afin qu'il ait une représentation graphique identique quelque soit la méthode utilisée (voir par exemple la **Figure 3.20.**).

La validation des différents arbres de décision est réalisée selon plusieurs échelles : la parcelle (point de collecte), un cercle d'un rayon de 250m (croix d'échantillonnage) et à l'échelle des 3 zones biogéographiques. Tous les arbres de décisions ne sont pas validables à toutes les échelles, car ils ne prennent pas toujours en compte cette dimension. C'est le cas pour les arbres de décisions issus des bases de données Base 2 (Bretagne), Base 3(Suisse) et Base 4 (Ensemble) qui ne peuvent être validés qu'à l'échelle de la parcelle. Seul l'arbre de décision issu de la Base 1 est validable sur plusieurs échelles car les données utilisées pour le construire intègre la dimension d'échelle. En ce qui concerne l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert, il a été conçu originellement pour être utilisable à toutes les échelles, il sera donc validable à toutes les échelles.

2. Résultats

2.1. Traitement des données biologiques

2.1.1. Sélection des 5 semaines de piégeage les plus abondantes en carabes.

Le **Tableau 3.5.**, représentant le classement des semaines selon l'importance de leur poids total en arthropodes, permet de sélectionner les 5 semaines les plus abondantes en carabes (en rouge). La **Figure 3.10.** est la transposition dans le temps du **Tableau 3.5.** Une forte variation du poids en arthropodes est observée au cours de ces 8 semaines. Selon notre hypothèse que le poids en arthropodes serait corrélé à l'abondance en arthropodes, l'augmentation de poids entre les semaines S2 et S4 correspondrait à une explosion de la population en arthropodes. Or, les carabes voient leur population augmenter au printemps et à l'automne. D'autres insectes et d'autres arthropodes ont également l'accroissement de leur population au printemps jusqu'au mois de juin. L'augmentation de poids correspondrait donc bien à un pic de population en arthropodes en S4 (7 et 9 juin 2005). Ce pic de population en semaine S4 est également observé pour les insectes ailés (résultats non présentés). Notre hypothèse serait donc cohérente.

Tableau 3.5. Poids total en arthropodes en fonction des semaines, trié par ordre décroissant de poids.

Semaines	Dates	Poids (g)
S4	07 et 09/06/05	446,3
S3	31/05 et 02/06/05	329,7
S8	05 et 07/07/05	260,6
S7	28 et 30/06/05	239,4
S1	17 et 19/05/05	227,5
S6	21 et 23/06/05	191,2
S2	24 et 26/05/05	186,4
S5	14 et 16/06/05	168,8

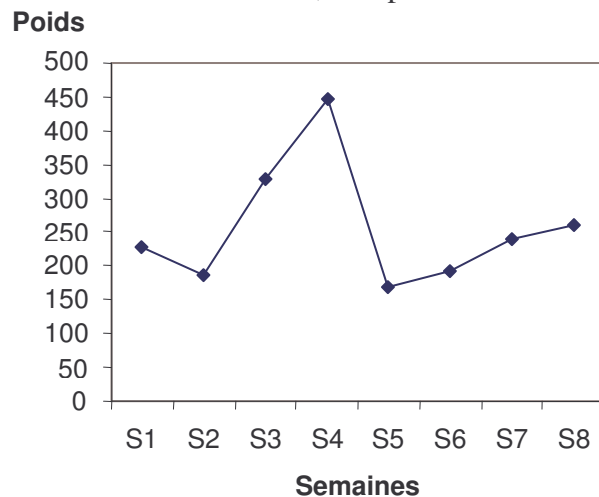


Figure 3.10. Evolution du poids total en arthropodes en fonction des semaines.

2.1.2. Validation de l'hypothèse : corrélation entre le poids total en arthropodes et l'abondance en carabes.

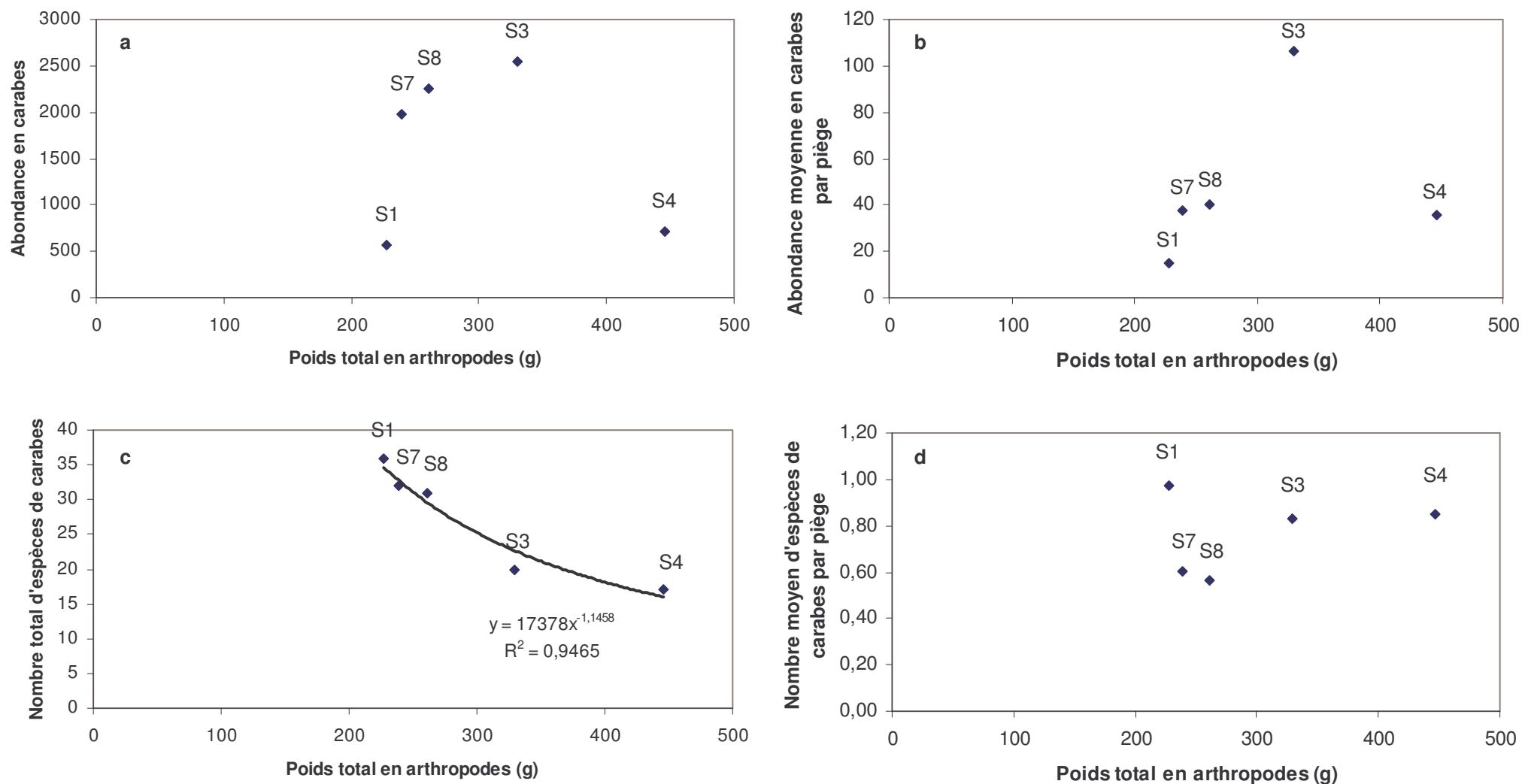


Figure 3.11. Poids total en arthropodes en fonction de paramètres de population en carabes (abondance totale (a) et abondance moyenne par piège (b), nombre total d'espèces (c), nombre moyen d'espèces par piège (d)) pour les 5 semaines sélectionnées.

Les 5 semaines de piégeages sélectionnées (**Tableau 3.5.**) ayant été déterminées au niveau spécifique, nous souhaitons valider notre hypothèse de départ. La **Figure 3.11.a.** représente le poids total en arthropodes en fonction de l'abondance en carabes. Excepté le point de la semaine S4, une augmentation du nombre d'individus est observée en fonction du poids. L'abondance en carabes de la semaine S4 est d'autant plus troublante qu'il s'agit de la semaine où est observée le pic de population. Le nombre de pièges de la semaine S4 étant plus faible que les autres semaines, l'abondance en carabes de cette semaine est peut être amoindrie par ce faible nombre de pièges. La **Figure 3.11.b.** représente donc l'abondance moyenne par piège. Cependant, l'abondance de la semaine S4 reste toujours très basse. La **Figure 3.11.c.** représente un autre paramètre de population : le nombre d'espèces de carabes. Une intéressante corrélation est observée dans cette figure. En effet, il semble que le nombre d'espèces de carabes diminue selon une fonction puissance lorsque le poids en arthropodes augmente ($R^2=0,95$). Ainsi, lorsque la population en carabes augmente au cours du printemps, seulement certaines espèces contribuent à cette augmentation. A l'échelle parcellaire, on observe que seule une ou deux espèces sont fortement présentes à la fois : *Poecilus cupreus*, *Brachinus sclopeta* ou *B. crepitans* ou *B. explodens*. La **Figure 3.11.d.** utilise le nombre moyen d'espèces par pièges. Dans cette représentation, on n'observe plus la corrélation précédente. Le paramètre « nombre total d'espèces » semble donc être plus pertinent.

2.1.1. Caractéristiques des données biologiques

Les cinq semaines de piégeage qui ont été déterminées permettent d'identifier la population en carabes du territoire de Vittel. Cette population est caractérisée par une richesse spécifique de 53 espèces au total et d'une moyenne de 1627 individus piégés par semaine (**Tableau 3.6.**). Certaines espèces présentes sur le territoire n'avaient pas été observées en Lorraine depuis plusieurs décennies.

Tableau 3.6. Caractéristiques des données biologiques

Semaine	Nb espèces	Nb ind (S)	Indice Shannon	Equitabilité
S1	44	580	2,38	0,37
S3	26	2560	1,37	0,17
S4	17	710	1,85	0,28
S7	34	1983	2,06	0,27
S8	25	2304	2,31	0,30
Total	53	5833		

Le suivi des résultats hebdomadaires d'abondance et de richesse spécifique a révélé des contrastes importants entre les semaines. Ceci a justifié une validation des arbres de décisions par semaine, au moins dans un premier temps.

2.2. Construction d'arbres de décision

2.2.1. Arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert

L'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert est élaboré autour de trois facteurs. Ces facteurs déterminent le nombre d'espèces en carabes, et donc, la capacité des carabes à exercer un contrôle biologique sur les organismes nuisibles présents dans les

cultures. Ces trois facteurs sont respectivement : la surface en zones semi-naturelles, la densité de haies et l'utilisation des pesticides

Facteur 1 : Surface en zones semi-naturelles

Les zones semi-naturelles sont des habitats peu perturbés présents dans le territoire agricole. Les bandes enherbées bordant les parcelles, les chemins enherbés, les talus, les fossés, les haies, les zones boisées, les prairies de fauche peu intensives et les jachères florales sont des zones semi-naturelles (ZSN). Les ZSN correspondent aux surfaces de compensation écologiques (SCE) de la législation suisse. Dans un sens plus restreint, il existe également le terme de structures non productives (SNP) qui reprennent les ZSN à l'exception des prairies de fauches.

En général, les SNP (*non-crop habitats*) augmentent la présence des carabes dans une parcelle seulement à des distances relativement courtes depuis le bord du champ en contact avec cette SNP (8-10 m). Si les SNP augmentent le nombre de carabes et favorisent le contrôle biologique à des distances plus grandes, cela nécessite des études approfondies (Landis et al., 2000). Pourtant, les carabes ont été suivis sur de grandes distances (50-200 m) depuis des ZSN et il est évident qu'ils pénètrent loin dans la parcelle (Coombes et Sotherton, 1986; Thomas et Marshall, 2001). (Landis et al., 2000) en concluent que des études à grande échelle où les cultures et les SNP sont comparées avec des cultures sans SNP sont à réaliser et nécessitent des informations supplémentaires.

Les études comparant des territoires contrastés donnent des informations sur l'effet des ZSN sur les communautés en carabes.

Selon Jeanneret (communication personnelle, 2006), en raisonnant à l'échelle du territoire, le premier facteur serait la proportion en habitats semi-naturels (bord de champ, talus, éléments boisés, haies). Trois valeurs de surfaces en zones semi-naturelles sont, selon lui, à observer: 0%, 10-15%, 15-20%.

En considérant que l'évolution du nombre d'espèces de carabes suit une sigmoïde en fonction du pourcentage d'habitats semi-naturels (**Figure 3.12.**) à:

- 0%, le nombre d'espèces serait la première partie de la courbe à avec un faible nombre d'espèces.
- 10-15%, on se situe sur la pente de la sigmoïde, le nombre d'espèces est bien supérieur.
- >15%, on se situe sur le plateau de la courbe, le nombre d'espèces est supérieur mais pas de beaucoup plus puisque l'augmentation suit une asymptote.

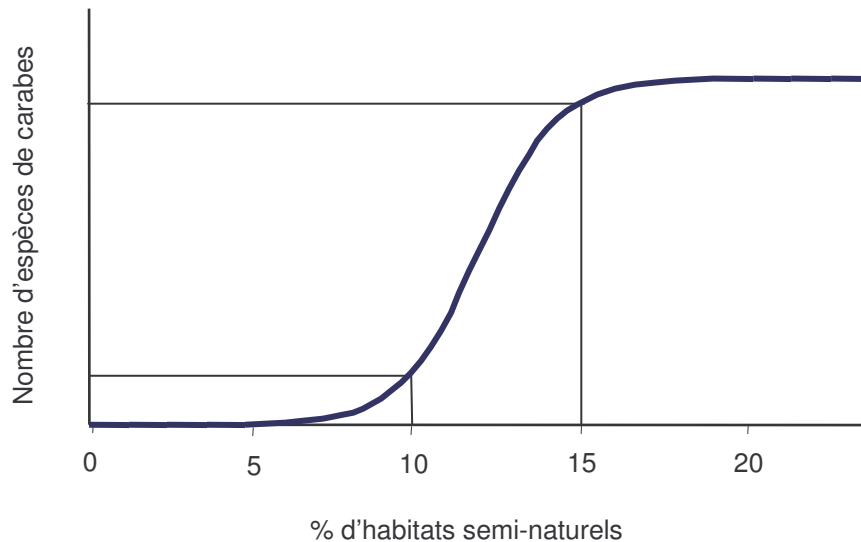


Figure 3.12. Nombre d'espèces de carabes en fonction du pourcentage d'habitat semi-naturels dans un territoire

Facteur 2 : Densité de haies

Les haies sont des éléments du paysage qui favorisent particulièrement la présence des carabes dans les cultures par rapport à d'autres éléments comme les bandes enherbées (Petit et Burel, 1998; Varchola et Dunn, 2001; Millán de la Peña *et al.*, 2003a). La densité en haies (m/ha) permet d'avoir une information sur le contact entre l'habitat haie et les surfaces agricoles. La connectivité qui représente le nombre de connexions entre les haies est également une valeur intéressante pour estimer l'efficacité des haies en tant que corridor biologique. Cependant, la connectivité reste plus difficile à corrélérer avec des différences en nombre d'espèces de carabes (Millán de la Peña *et al.*, 2003a).

Facteur 3 : Utilisation de pesticides

Concernant l'impact des pesticides sur les carabes, la toxicité des matières actives est un critère important. Cependant, la majorité des études écotoxicologiques ne donnent la toxicité des matières actives que pour certaines espèces en condition de laboratoire. En comparaison, très peu d'études fournissent un impact de ces matières actives sur des communautés de carabes sur le terrain. D'autre part, la connaissance des molécules utilisées par les agriculteurs n'est pas toujours facilement accessible et nécessite des enquêtes précises. Nous avons donc fait le choix de prendre comme critère le nombre d'application de pesticides en posant l'hypothèse que la somme des traitements est corrélée à la toxicité de l'utilisation des pesticides.

Question de l'échelle

L'appréciation de la couverture des traitements pesticides à des échelles plus larges que celle de la parcelle agricole soulève le problème du niveau de répartition des parcelles traitées, et notamment de leur fragmentation dans le territoire. Ainsi, à surface équivalente sur un territoire, on peut faire l'hypothèse que la répartition sur une seule et grande parcelle vaut mieux que sur plusieurs petites parcelles pour lesquelles on peut craindre un effet de dérive

plus important. Cette question de l'effet de la répartition des parcelles traitées à l'échelle du territoire mériterait d'être exploré.

Herbicides

En 1964, (Fox) conclue que l'abondance en invertébrés du sol est affectée en premier par la diminution de la couverture en adventices causée par les traitements herbicides, plutôt que par la toxicité aigüe des herbicides ou même de la composition floristique des adventices. Dans une revue, Holland et Luff (2000) établissent que les herbicides et les fongicides sont généralement non toxiques pour les carabes, mais influencent leur survie à travers la modification de l'habitat et des sources de nourriture. De nombreuses études ont montrés que la densité en carabes est plus élevée dans les parcelles non traitées riches en adventices que dans les parcelles traitées avec un herbicide (Holland, 2002).

Effet matière organique

Hance et Grégoire-Wibo (1987) ont montré que l'apport de matière organique par la fertilisation réduit l'impact des insecticides sur certaines espèces de carabes (*Bembidion lampros*, *B. quadrimaculatum*, *B. femoratum*, *Loricera pilicornis*, *Harpalus rufipes*, *Carabus fossor*).

Arbre de décision

Il pourrait être objecté que les facteurs 1 et 2 sont plus ou moins liés. En effet, la surface en haie est incluse dans la surface en zones semi-naturelles. Cependant, la surface en zones semi-naturelles (F1) est une information qui permet de raisonner plus à l'échelle du territoire et donc de connaître le type de paysage présent, tandis que la densité de haies (F2) est une information concernant plus l'échelle d'un lot de parcelle. En prenant l'exemple du territoire de Vittel, une forte présence de prairies (48%) est observée dans tout le territoire. Or, la densité de haies est l'une des valeurs permettant de différencier différentes zones dans le territoire. Une tendance vers un paysage de type bocager a ainsi pu être dégagée dans le sud du territoire et un paysage de type openfield dans la zone médiane du territoire.

D'autres facteurs comme la pédologie, l'humidité ou la pente peuvent expliquer la composition des communautés en carabes. Par exemple, Quinn *et al.* (1991) observent que les communautés les plus diversifiées sont associées à des sols contenant un pourcentage élevé de sable et un faible pourcentage en argile. Les habitats avec des sols riches en argile sont des milieux où la population en carabes est modifiée après une application d'insecticide.

Les notes de l'arbre de décision représentent le niveau de contrôle biologique effectué par les carabes. Les notes s'étendent entre 0 et 10. Une note de 10 correspond à un contrôle biologique élevé par les carabes et une note de 0 correspond un contrôle biologique très faible. D'après la notation de notre arbre de décision, un contrôle biologique satisfaisant commence avec une note de 8. Ces notes sont attribuées par expertise en se référant à la bibliographie et à des cas réels.

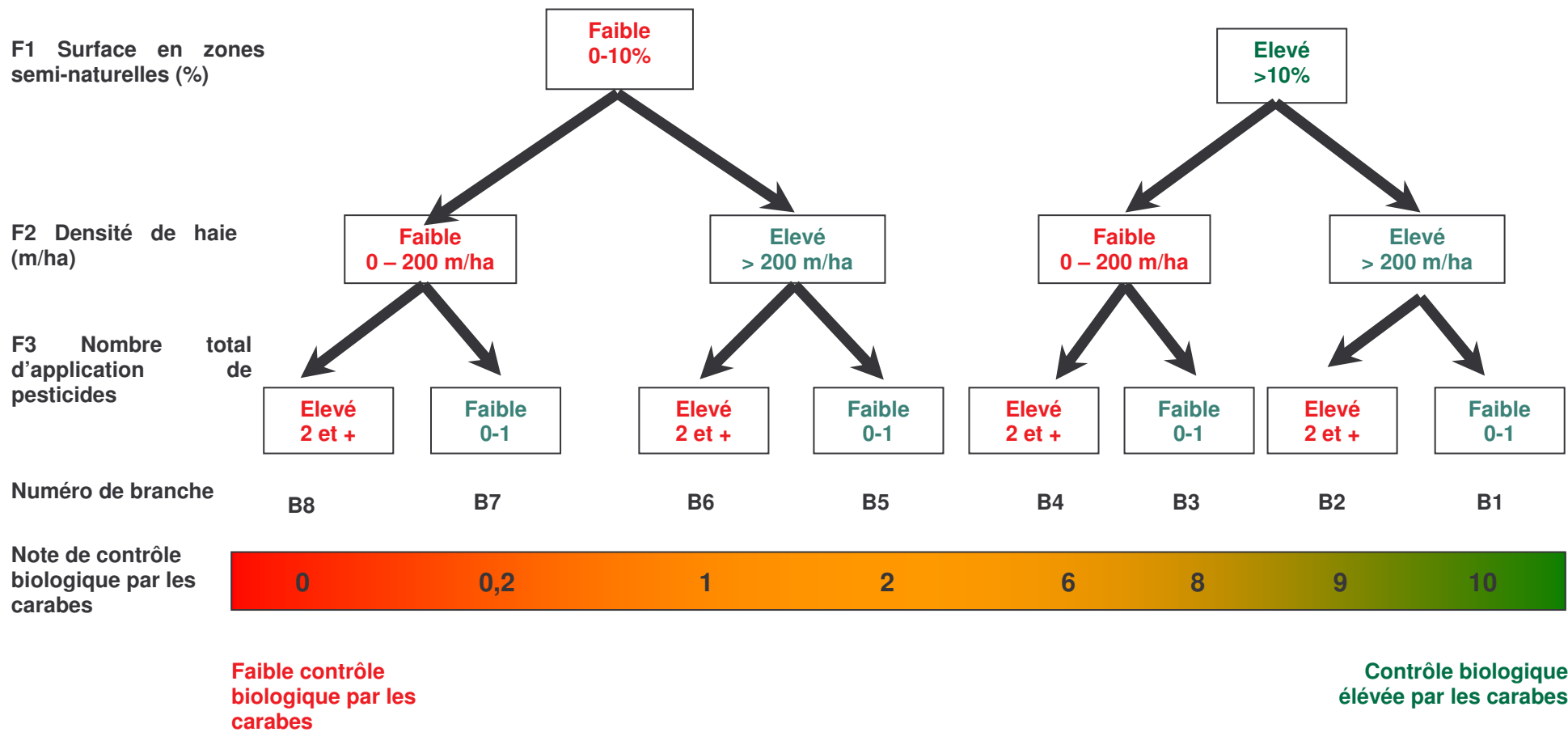


Figure 3.13. Arbre de décision du niveau de contrôle biologique par les carabes selon la méthode à dire d'expert.

L'arbre de décision issu de cette expertise est présenté en **Figure 3.13**. Le détail du raisonnement appliqué à l'attribution des notes de chaque branche est donnée ci-après :

Branches B1, B2, B3 et B4 : Les surfaces en zones semi-naturelles sont élevées (10% et plus) :

Branche B1 : Lorsque les surfaces en zones semi-naturelles (F1) sont importantes et que la densité de haies (F2) l'est également, le milieu fournit aux carabes des conditions favorables pour recoloniser rapidement le milieu quelles que soient les perturbations occasionnées par les pratiques agricoles. Dans le cas d'une faible (1 application) ou d'une absence d'utilisation de pesticides (F3) la capacité des carabes à réaliser un contrôle biologique des organismes nuisibles est optimale. La branche B1 a donc une note de contrôle biologique de 10.

Comparaison des branches B1 et B2 : Lorsque les zones semi-naturelles (F1) sont nombreuses et que la densité de haies (F2) est importante, leur pouvoir tampon sur l'impact des pesticides sur les organismes non-cibles est important. En effet, les cultures sont rapidement recolonisées par les carabes après une application de pesticides. Les paysages rencontrés avec des facteurs F1 et F2 élevés sont de type bocager. La présence d'éléments pérennes comme les haies et les lisières forestières permettent le maintien de la population en carabes lorsque les conditions leur sont défavorables. Dès que le nombre d'applications de pesticides (F3) est supérieur ou égal à 2 traitements, l'écart de la branche B2 avec la branche b1 n'est donc que de 1. La branche B2 se voit attribuer la note de 9.

Comparaison des branches B2 et B3 : Lorsque la surface en zones semi-naturelles (F1) est élevée mais que la densité de haies (F2) est faible, l'effet corridor des haies est diminué donc la circulation des carabes est rendue plus difficile. Les communautés en carabes sont alors un peu moins riches en espèces. Comme l'utilisation de pesticides (F3) est faible, ces communautés sont peu affectées. Par conséquent, l'écart entre les branches B2 et B3 est de 1. La branche B3 a donc une note de 8.

Comparaison des branches B3 et B4 : Lorsque la surface en zones semi-naturelles (F1) est élevée et que la densité de haies (F2) est faible, les communautés en carabes sont plus difficilement reconstituées en cas de perturbation. De ce fait, l'impact négatif des pesticides (F3) est plus fort. L'écart entre les branches B3 et B4 est donc plus élevé que les écarts rencontrés précédemment. Cet écart est estimé à 2. La branche B4 a donc une note de 6.

Branches B5, B6, B7 et B8 : Les surfaces en zones semi-naturelles sont faibles (0-10%) :

Comparaison des branches B4 et B5 : La branche B5 présente une situation où les surfaces en zones semi-naturelles (F1) sont faibles mais où la densité de haies (F2) est importante. Ce type de paysage est peu rencontré en France, sinon dans le Roussillon ou la Vallée du Rhône, avec généralement des vergers intensifs séparés par des haies brise-vent plantées. Bien que la densité de haies (F2) soit élevée, les zones semi-naturelles (F1) comme les prairies de fauches peu intensives et les surfaces boisées sont importantes pour le maintien d'une diversité en carabes. De plus, les haies de ces paysages sont souvent monospécifiques. Dans le cas de la branche B5, malgré une faible utilisation de pesticides (F3), le type de paysage défini par cette branche est caractérisé par des pratiques agricoles plus intensives que celle du paysage représenté par la branche B4. Les communautés en carabes sont par

conséquent plus pauvres en espèces (en B5) et le milieu est plus défavorable pour la recolonisation des cultures après une perturbation du milieu. L'écart entre les deux branches B4 et B5 est donc très grand et est estimé à **4**. La note de contrôle biologique de la branche B5 est donc de 2.

Comparaison des branches B5 et B6 : Grâce à la présence d'une densité de haie (F2) élevée. L'impact négatif des pesticides (F3) est diminué. L'écart entre ces deux branches sur le niveau de contrôle biologique par les carabes est donc de **1**. La note de la branche B6 est donc de 1.

Comparaison des branches B6 et B7 : D'après le raisonnement appliqué au branches B2 et B3, en raison de la différence de densité de haies, on attribue un écart d'**environ 2**. La note de la branche B7 serait donc de 0.

Comparaison des branches B7 et B8 : La branche B8 représente le cas d'un milieu défavorable aux carabes : soit un milieu avec une faible surface en zones semi-naturelles (F1), une faible densité de haies (F2) et une forte utilisation de pesticides (F3). Cette branche correspond à un paysage de type plaine céréalière intensive. La note de 0 en contrôle biologique par les carabes est donc attribuée à la branche B8. Lorsque l'utilisation de pesticides est plus faible, la capacité des carabes à exercer un contrôle biologique reste limitée. On attribue donc un écart de **0,2** entre ces deux branches. L'écart entre les branches B6 et B7 est finalement fixé à **1,8**. La note de la branche B7 est donc fixée à 0,2.

Conclusion

Une **hypothèse forte** de l'arbre de décision est que **la proportion de zones semi-naturelles** est très importante pour **la capacité des populations de carabes à exercer un contrôle biologique**. Lorsque la proportion de zones semi-naturelles est élevée, elle peut en partie **tamponner l'impact dommageable des pesticides**. C'est ce qui conduit au saut de 4 points entre les notes d'indicateur des branches B5 et B6. Les résultats de la validation permettront de valider ou non cette hypothèse.

2.2.2. Arbres de décision issus de la méthode par fouille de données

Le logiciel nécessite que la variable de sortie soit exprimée en valeur qualitative (classes). La règle de Yule (Scherrer, 1984) (1) est utilisée pour calculer le nombre de classes nécessaires en fonction de la taille de l'échantillon :

$$\text{Nombre de classes} = 2,5 n^{(1/4)} \quad (1)$$

où n est le nombre total de sites. L'intervalle des classes en est dérivé (2) où Nb sp est le nombre d'espèces de carabes :

$$\text{Intervalle de classe} = (\text{Nb sp maximum} - \text{Nb sp minimum}) / \text{Nb de classes} \quad (2)$$

Afin que les quatre bases de données soient comparables, la classification du nombre d'espèces de carabes de la Base 4 a été utilisée en commun (**Tableau 3.7.**)

Tableau 3.7. Intervalle de classe en nombre d'espèces de carabes de la classification commune.

Intervalle classe de nombre d'espèces de carabes	Classe
[0 ;7[1
[7 ;14[2
[14 ;21[3
[21 ;28[4
[28 ;35[5
[35 ;42[6
[42 ;49[7
[49 ;56[8
[56 ;63[9
[63 ;70[10
[70 ;77[11
[77 ;84[12
[84 ;91[13
[91 ;98[14
>97	15

a. Base de données Base 1 (Littérature)

La base de donnée Base 1 a produit un arbre de décision dont le taux de précision (CCS) est de 40,7% (**Figure 3.14.**). Un tel taux de précision est satisfaisant par rapport aux autres arbres obtenus. La présence de décimales dans les nombres de sites provient des vides de la base de données. La Base 1 étant constituée d'articles diversifiés, le nombre de variables est très important mais n'est renseigné que pour certains articles. Un coefficient serait affecté par le logiciel en fonction de ces vides.

Le premier facteur qui explique les variations du nombre de carabes dans cet arbre de décision est l'échelle du site de l'étude.

A l'échelle parcellaire, l'utilisation des pesticides est déterminante sur le nombre d'espèces en carabes. La variables pris en compte était le nombre total de produits phytosanitaires (fongicides, herbicides, insecticides,...) utilisés à l'échelle du territoire. Il apparaît que l'utilisation d'un seul produit suffit pour modifier la population en carabes. Dans le cas de non utilisation de pesticides, la seconde variable déterminante est le type d'habitat, soit ici l'occupation du sol.

A l'échelle de l'exploitation agricole, les particularités du système agricole semblent influencer sur les populations de carabes. Ainsi, le nombre d'espèces de carabes diffère selon les trois types de conduite des exploitations : l'agriculture conventionnelle, intégrée ou biologique. Dans les exploitations en agriculture conventionnelle, une seconde variable les différencie, l'hétérogénéité du paysage. Cette variable, qui est en fait l'indice de Shannon appliqué aux éléments du paysage, est utilisée par Weibull et Östman (2003) pour expliquer l'influence du paysage sur la composition en espèces d'un lieu, notamment pour les carabes. Dans le cas des exploitations en agriculture intégrée, le nombre d'espèces de carabes augmente avec le taux d'apport en ammonitrate.

A l'échelle du territoire, le nombre d'espèces de carabes varie en fonction de la surface en zones boisées. Lorsque la surface forestière devient importante dans le territoire (>65%), la population en carabes s'approche des populations inféodées aux zones forestières, soit une composition en espèces moins nombreuse.

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèces	Note d'indicateur correspondante
Echelle = parcelle		
Nombre d'applications de pesticides = 0		
Type d'habitat = Prairie permanente :	2 (7,93/15,53)	1,3
Type d'habitat = Prairie temporaire :	2 (5,77/16,28)	1,3
Type d'habitat = Céréale :	3 (9,67/25,11)	2
Type d'habitat = Haie		
âge de la haie <= 5 ans :	7 (2,0/2,17)	4,7
âge de la haie > 5 ans :	6 (2,0/3,25)	4
Type d'habitat = Autre culture :	2 (4,93/9,77)	1,3
Type-habitat = Maïs :	3 (2,0)	2
Type d'habitat = Verger :	1 (1,0/1,42)	0,7
Type-habitat = Forêt:	2 (0,0)	1,3
Type d'habitat = Zone semi-naturelle		
Système agricole = biologique :	2 (3,0/5,14)	1,3
Système agricole = conventionnel :	2 (3,0/5,38)	1,3
Système agricole = intégré :	1 (2,0/2,69)	0,7
Nombre d'applications de pesticides = 1 :	1 (70,75/118,06)	0,7
Echelle = Exploitation agricole		
Système agricole = biologique :	4 (11,0/21,0)	2,7
Système-Agricole = conventionnel		
Hétérogénéité <= 1.13:	6 (3,75/6,75)	4
Hétérogénéité > 1.13:	4 (2,0/2,25)	2,7
Système agricole = intégré		
apport en ammonitrate <= 0.275 kg :	3 (6,0/8,0)	2
apport en ammonitrate > 0.275 kg :	4 (3,0/4,0)	2,7
Echelle = territoire		
Surface en zones boisées <= 65 %		
Surface en maïs <= 22 %		
Hétérogénéité <= 1.6 % :	6 (1,55/4,98)	4
Hétérogénéité > 1.6 % :	5 (4,00/9,96)	3,3
Surface en maïs > 22% :	6 (5,36/12,45)	4
Surface en zones boisées > 65 % :	3 (1,09/2,61)	2
CCS : 39,6%		
ACS : 71,6%		

Figure 3.14. Arbre de décision issu de la base de donnée Base 1.

b. Base de donnée Base 2 (Bretagne)

La base de donnée Base 2 permet de produire l'arbre de décision suivant (Figure 3.15.). Le premier facteur qui structure l'arbre de décision est l'habitat. Dans le cas des haies, des vergers et des forêts, l'habitat suffit pour prédire une classe de nombre d'espèces. Dans le cas des prairies permanentes et des zones semi-naturelles (ici des bandes enherbées), un second facteur intervient : les apports en azote (la fertilisation des prairies permanentes pour l'habitat « prairies permanentes » et la fertilisation des cultures pour l'habitat « ZSN soit les bandes enherbées »).

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèces	Note d'indicateur correspondante
Type-habitat = Prairie permanente		
kg N/ha-prairie permanente <= 101 :	3 (13/24)	2
kg N/ha-prairie permanente > 101 :	2 (16/36)	1,3
Type-habitat = Haie:	2 (26/56)	1,3
Type-habitat = Verger:	3 (9/16)	2
Type-habitat = Forêt:	2 (20/40)	1,3
Type-habitat = Zone semi-naturelle		
kg N/ha culture <= 177 :	3 (2/4)	2
kg N/ha culture > 177		
kg N/ha culture <= 219 :	2 (5/8)	1,3
kg N/ha culture > 219 :	3 (5/8)	2
CCS : 38.02%		
ACS : 91,7%		

Figure 3.15. Arbre de décision issu de la base de données Base 2.

c. Base de donnée Base 3 (Suisse)

La base de donnée Base 3 permet de produire l'arbre de décision suivant (**Figure 3.16.**). L'arbre de décision est uniquement structurée à partir du facteur « habitat ». Bien que d'autres facteurs étaient disponibles comme la composition de l'environnement à 200m, aucun de ces facteurs est aussi pertinent que l'habitat.

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèces	Note d'indicateur correspondante
Type d'habitat = Jachère florale :	5 (12/40)	3,3
Type d'habitat = Prairie temporaire :	3 (23/54)	2
Type d'habitat = Prairie permanente extensive :	4 (53/138.0)	2,7
Type d'habitat = Prairie permanente intensive :	4 (23/52)	2,7
Type d'habitat = Prairie permanente peu intensive :	4 (17/57)	2,7
Type d'habitat = Pâture :	3 (12/24)	2
Type d'habitat = Céréale :	4 (28/92)	2,7
Type d'habitat = Haie :	4 (19/45)	2,7
Type d'habitat = Autre culture :	3 (7/14)	2
Type d'habitat = Maïs :	4 (8/14)	2,7
Type d'habitat = Verger :	4 (24/54)	2,7
Type d'habitat = Lisière de forêt :	7 (14/51)	4,7
CCI : 37,3%		
ACS : 71,3%		

Figure 3.16. Arbre de décision issu de la base de données Base 3.

PPE, PPPI et PPI sont des prairies permanentes de fauches (elles peuvent être partiellement pâturées). Cette différenciation est dictée par la réglementation sur les SCE : Surfaces de Compensation Ecologique.

Les prairies intensives (PPI) : fertilisation chimique et/ou organique, plus de 2 fauches/an soit en général 3 à 4 fauches au maximum par an.

Les prairies peu intensives (PPPI) : fertilisation uniquement organique (fumier ou compost), une fauche au minimum / an après le 15 juin (en plaine), soit généralement 2 fauches/ an, parfois 3 fauches.

Les prairies extensives (PE) : pas de fertilisation, une fauche au minimum / an après le 15 juin, soit 2 fauches/ an, jamais 3 fauches.

En faisant la moyenne du nombre d'espèces de carabes en fonction de l'habitat, on obtient le classement du **Tableau 3.8**. Lorsque les classes prédites sont comparées avec le classement des habitats (JF>...>PA), une image en cohérence avec la réalité est observée. Les habitats considérés comme des SCE ont les classes les plus importantes en nombre d'espèces de carabes dans l'observation et la prédiction. A l'opposé, les pâtures et les autres cultures sont moins favorables aux carabes, ce qui est également prédit.

Alors que le nombre d'espèces de carabes s'étend sur 15 classes, 5 classes sont observées dans les moyennes, et 4 classes dans les prédictions. Les gammes de classes observées et prédites sont également très proches. Dans l'observation, les classes vont de 3 à 8 et dans la prédiction de 3 à 7. On peut donc conclure que la prédiction concorde assez bien avec la réalité. Par contre, dans le détail on observe des nuances de classement. La prédiction aurait tendance à donner des classes inférieures à l'observation. C'est le cas pour 5 habitats sur les 12 étudiés. Mais il est question d'une différence d'une seule classe, par exemple l'habitat « Céréale » a une classe observée de 5 et une classe prédite de 4.

Une différence plus importante est à remarquer pour l'habitat « Jachère florale » (JF) qui est considéré comme l'habitat le plus favorable aux carabes, soit une classe de 8, alors que l'arbre ne donne qu'une classe de 5. Bien que JF soit moins bien classé, l'arbre de décision lui attribue tout de même une classe uniquement dépassée par l'habitat « Lisière de forêt » (LF).

Une autre anomalie est observée avec les prairies temporaires (PT). L'arbre de décision prédit une classe de 3 alors que l'observation donne une classe de 4. Par cette différence de classe, les PT sont placées ainsi comme plus favorables que le maïs (M) et les vergers (V) dans l'observation, ou aussi favorable dans la prédiction.

Tableau. 3.8. Comparaison des classes prédites et observées de la base de donnée Base 3 (avec PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture ; M : maïs ; V : verger ; LF : lisière de forêt et * : SCE, Surface de compensation écologique).

Habitat	Moyenne nb espèces (observé)	Classe observée	Classe prédite par l'arbre de décision
JF*	52,58	8	5
LF	44,39	7	7
PPPI*	34,48	5	4
C	32,11	5	4
PPE*	31,84	5	4
H*	27,31	4	4
PPI	25,35	4	4
PT	22,87	4	3
V	20,33	3	4
M	20,29	3	4
AC	18,79	3	3
PA	16,08	3	3
Moyenne	30,70	5	4

d. Base de données Base 4 (Ensemble)

La base de donnée Fusion donne un arbre de décision très complexe (Annexe 2). Les premières branches sont formées par les 15 types d'habitats. Chaque habitat est associé à un nombre très important de branches, il est donc difficile d'en tirer des conclusions sous cette forme. La **Figure 3.17.** présente une branche de cet arbre en partant de l'habitat prairies intensives :

Type-habitat = prairie permanente intensive

```

| Forêt200 m <= 21.82
| | Bâti200 m <= 2.88
| | | SCE200 m <= 4.32 : 3 (1,01/2,2)
| | | SCE200 m > 4.32 : 5 (2,01/2,2)
| | | Bâti200 m > 2.88 : 4 (18,93/30,83)
| Forêt200 m > 21.82
| | Bâti200 m <= 10.54
| | | Forêt200 m <= 25.01 : 7 (1,0/2,2)
| | | Forêt200 m > 25.01
| | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 8.05 : 3 (1,01/0,19)
| | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 8.05
| | | | | SCE200 m <= 9.92 : 5 (4,04/5.5)
| | | | | SCE200 m > 9.92 : 4 (3,2/3,3)
| | | | | Autre200 m > 10.54
| | | | | Forêt200 m <= 29.39
| | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 27.51 : 2 (2,0/2,2)
| | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 27.51 : 3 (1,01/2,2)
| | | | | Forêt200 m > 29.39 : 7 (1,0/2,2)

```

CCS: 26.2 %
ACS: 64,1 %

Figure 3.17. Extrait de l'arbre de décision issu de la base de données Base 4.

L'organisation de cette branche est faite à partir de l'occupation du sol dans un rayon de 200 m.

Le nombre de sites correctement classés par l'arbre de décision (CCS) étant de 26,2%, l'arbre de décision est à considérer comme médiocre, car il explique mal les variations du nombre d'espèces de carabes avec les variables de l'environnement. Le nombre de sites approximativement bien classés (ACS) étant de 64,1%, l'efficacité de prédiction est meilleure mais reste sujette à caution.

En raison de la complexité de cet arbre de décision, nous optons pour trois angles de lecture afin d'explorer la structure de l'arbre. Ces trois angles de lecture sont :

- les trois premiers facteurs formant le début des branches
- la sélection des branches formées par au moins 10 sites
- la fréquence d'apparition des 7 variables de l'environnement à 200 m selon la classe prédite.

d.1. Premier angle de lecture : les trois premiers facteurs formant le début des branches

Le **Tableau 3.9.** met en évidence un premier niveau de structuration de l'arbre de décision issu de la base de données Base 4 :

- Trois habitats conditionnent une classe en nombre d'espèces de carabes quel que soit l'environnement à 200 m. C'est le cas des prairies temporaires (classe 3), des autres cultures (soit autre que le maïs et les céréales) (classe 1), et la forêt (classe 2).
- Deux habitats conditionnent une classe en nombre d'espèces de carabes avec un seul facteur supplémentaire : les prairies permanentes avec le nombre d'application d'insecticide dans le territoire et le maïs avec le pourcentage de bâtis à 200 m.
- Parmi les 10 habitats qui nécessitent au moins 2 facteurs pour prédire une classe en nombre d'espèces de carabes, -parmi ces deux facteurs- seul les habitats « céréale » et « zones semi-naturelles » n'utilisent aucun paramètre de l'environnement à 200 m. L'habitat « céréale » utilise le facteur « échelle » (parcelle, exploitation agricole, territoire) et le facteur « système agricole » (agriculture biologique, intégrée ou conventionnelle). L'habitat « zone semi-naturelle » utilise également d'autres facteurs : le nombre total d'applications de pesticides et le pourcentage de surfaces en bois et friche du territoire. En effet, par exemple, les bandes enherbées peuvent recevoir des herbicides, or cela diminue la présence des carabes généralistes qui consomment des graines d'adventices. D'autre part, les bordures de champ reçoivent par dérive les autres traitements, notamment les insecticides qui nuisent aux carabes directement ou indirectement par intoxication des proies.

Les habitats utilisant des variables de l'environnement à 200 m sont en fait des données issues de la base de données Base 3 (Suisse). Les autres variables comme

l'échelle, le système agricole, le nombre d'applications de pesticides ou le pourcentage de surface en bois et friche sont des variables issues de la base de données Base 1 (données bibliographiques).

- Dans le cadre des différents types de prairies permanentes (extensive, intensive et peu intensive), trois variables sur l'occupation de l'environnement à 200 m sont souvent présentes : PPI, Forêt et Bâtis. Les pâtures nécessitent des variables différentes.
- Les habitats « haie » et « verger » utilisent tous deux les variables à 200 m : pourcentage de surface en forêt et pourcentage de surface en verger.
- Les variables utilisées par les autres habitats sont plus difficiles à décrire. Dans le cas des habitats « jachère florale », « pâture » et « lisière forestière », la variable « pourcentage de céréales à 200 m » apparaît au moins une fois.

Tableau 3.9. Trois premiers facteurs structurant l'arbre de décision de la Base 4 (x : pas de facteur supplémentaire).

Type d'habitat	Second facteur	Troisième facteur
Jachère florale	%Céréale 200 m	%PPI 200 m ou %Bâtis 200 m
Prairie permanente	Nombre d'applications d'insecticide	x
Prairie temporaire	x	x
Prairie permanente extensive	%PPI 200 m	%Forêt 200 m ou %Bosquet-bande herbeuse
Prairie permanente intensive (PPI)	%Forêt 200 m	%Bâtis 200 m
Prairie permanente peu intensive	%Bâtis 200 m	%PPI 200 m ou %Forêt 200 m
Pâture	%Bosquet-bande herbeuse 200 m	%Verger 200 m ou %Céréale 200 m
Céréale	Echelle	%Système agricole ou x
Haie	%Forêt 200 m	%Verger 200 m
Autre culture	x	x
Maïs	%Bâtis 200 m	x
Verger	%Verger 200 m	%Verger 200 m ou %Forêt 200 m
Lisière forestière	%Céréale 200 m	%Céréale 200 m ou %PPI 200 m
Forêt	x	x
Zone semi-naturelle	Nombre total d'application de pesticide	% Bois et friche dans le territoire

La lecture des trois premiers facteurs constituant les branches de l'arbre de décision de la base de données Base 4 permet d'observer une partie de la structure de cet arbre. Le type d'habitat étant le premier facteur utilisé par l'arbre, il conditionne fortement le nombre d'espèces de carabe à l'échelle parcellaire. Certains habitats comme les prairies temporaires, les autres cultures et la forêt suffisent pour attribuer une classe de nombre d'espèces. D'autres habitats nécessitent des informations supplémentaires notamment sur l'environnement à 200 m.

Les trois premiers facteurs permettent de réaliser un premier niveau de lecture. Nous allons donc réaliser un second niveau de lecture en cherchant à extraire des informations de branches entières sans pour autant se perdre dans la complexité de l'arbre de décision.

d.2. Deuxième angle de lecture : les branches constituées par au moins 10 sites.

L'arbre de décision issu de la base de données Base 4 utilise très souvent comme variable l'occupation de l'environnement à 200 m. Chaque branche peut donc être représentée sous la forme d'un paysage virtuel. Cependant, de par la complexité de cet arbre, représenter tous les paysages virtuels ne permet pas pour autant de comprendre la structuration de cet arbre. De plus, beaucoup de branches ne sont constituées que de très peu de sites. Les prédictions de ces branches sont donc peut être très peu vraisemblables. Nous nous proposons donc d'étudier les branches constituées par au moins 10 sites (**Tableau 3.11.**). Les paysages virtuels générés par ces 22 branches restent tout de même difficiles à comprendre. Nous présentons ci-après la structure des branches des classes 1, 3, 4 et 6 ayant en commun une culture céréalière comme habitat:

A. Classe 1

En considérant les branches concernant au moins 10 sites, il est intéressant d'observer que la classe 1 ne s'applique qu'aux cultures céréalières, et aux autres cultures (branche non présentée ici).

Type-habitat = Céréale

| Echelle = parcelle
| | Système agricole = intégré: 1 (**48.36/31.36**)

B. Classe 3

Parmi les 7 branches de plus de 10 sites prédisant une classe de 3, une seule concerne les cultures céréalières.

Type-habitat = Céréale

| Echelle = parcelle
| | Système-Agricole = conventionnel
| | | Vergers-traditionnels200 m > 0.42: 3 (**11.61/7.17**)

L'arbre de décision donne un minimum de 0,43% de surface en verger dans un rayon de 200 m. Afin de déterminer une limite maximale de surface en verger, nous avons regardé la surface maximale de verger rencontrée dans la base de donnée. Cette information est contenue dans la base de donnée Base 3 avec une surface maximale en verger de 37,16% (**Tableau 3.10.**).

Tableau 3.10. Minimum et maximum des surfaces des différents habitats présents dans les sites de la base de données Base 3.

	mini	maxi
%SCE	0	24,17
%Vergers traditionnels	0	37,16
%Prairie permanente intensive	0	60,26
%Céréale	0	97,25
%Bosquet/Bande herbeuse	0	35,06
%Forêt	0	74,85
%Bâtis	0	62,30

Le paysage décrit par cet arbre contient donc une surface en verger à 200 m entre 0,43 et 37,16% (Figure 2).

C. Classe 4

Parmi les 8 branches de plus de 10 sites prédisant une classe de 4, 3 branches concernent les cultures céréalières. Dans deux cas, ces branches prennent en compte des informations à l'échelle parcellaire et dans le troisième cas à l'échelle de l'exploitation agricole. Dans les trois cas, l'information sur le système agricole est nécessaire. Dans le premier cas, le système agricole organique suffit à prédire une classe. Dans le second cas, en agriculture conventionnelle, des données sur l'environnement à 200m sur la surface en verger ($\leq 0,42\%$), en prairie permanente intensive ($\leq 16,08\%$) et en surface de compensation écologique (entre 2,13% et 24,17%) est nécessaire. Dans le troisième cas, la fertilisation de la culture doit se faire sans fumier de volaille.

Type-habitat = Céréale

| Echelle = parcelle
| | Système-Agricole = biologique: 4 (**39.83/29.83**)

Type-habitat = Céréale

| Echelle = parcelle
| | Système-Agricole = conventionnel
| | | Vergers-traditionnels200 m ≤ 0.42
| | | | Prairie-permanente-intensive200 m ≤ 16.08
| | | | | SCE200 m > 2.13 : 4 (**25.01/18.48**)

Type-habitat = Céréale

| Echelle = Exploitation agricole
| | Système-Agricole = biologique
| | | Fumier de volaille ≤ 0 kg: 4 (**12.03/4.43**)

D. Classe 6

Une seule branche de plus de 10 sites prédit une classe de 6 existe et elle concerne les culture céréalières. Sa structure est identique à la deuxième branche de classe 4, seul diffère la dernière variable où la surface de compensation écologique à 200m doivent être en dessous de 2,13%. Il est d'ailleurs étonnant qu'une moindre surface de SCE permettrait une augmentation du nombre d'espèces de carabes.

Type-habitat = C

	Echelle = parcelle
	Système-Agricole = conventionnel
	Vergers-traditionnels 200 m <= 0.42
	Prairie-permanente-intensive 200 m <= 16.08
	SCE 200 m <= 2.13: 6 (32.15/25.81)

Pour conclure, la **structure des différentes branches** de plus de 10 sites concernant les cultures céréalières est déroutant. Ainsi la classe la plus faible est prédite dans le cas d'une agriculture intégrée, une classe intermédiaire de 4 dans le cas d'une agriculture conventionnelle ou biologique et la classe la plus élevée est attribuée en cas d'agriculture conventionnelle avec moins de surface de compensation écologique qu'en classe 4. L'inverse aurait plutôt été imaginé, étant donné les carabes sont sensibles à l'apport de matière organique et à la réduction de l'utilisation des pesticides.

Si l'on regarde une autre variable comme la surface en vergers traditionnels, la surface est importante en classe 3 (>0,42% donc pouvant aller potentiellement jusqu'à 37,16% **Tableau 3.10.**) alors qu'elle est très faible en classe 4 et 6 (<0,42%). Les surfaces en prairies permanentes intensives sont également en dessous d'un certain seuil (<16,08%) dans ces deux branches de classe 4 et 6. Les vergers traditionnels sont des plantations d'arbres fruitiers haute tige permettant le pâturage, or le pâturage est défavorable à la présence des carabes. De même, l'intensification de l'utilisation des prairies augmente les perturbations du milieu (jusqu'à 4 fauches annuelles et fertilisation chimique et/ou organique), rendant le milieu moins attractif pour les carabes. Ces deux habitats étant moins attractifs pour obtenir une diversité en carabes importante, il est cohérent que les surfaces de ces deux habitats soient plus faibles pour des classes de diversité en carabes plus élevées.

d.3. Troisième angle de lecture : fréquence des sept variables de l'environnement selon la classe.

Le choix est fait de regrouper les branches en fonction de la classe de nombre d'espèces en carabes. Sur les quinze classes de nombre d'espèces, les huit premières classes concernent 97,9% des sites, les sept classes suivantes ont trop peu de sites pour être considérées comme significatives (**Tableau. 3.11.**).

L'étude approfondie des branches de l'arbre de décision est effectuée sur les huit premières classes. La **Figure 3.18.** représente la fréquence de sept variables de l'environnement dans un rayon de 200 m dans les branches regroupées par classe. Afin que cette information soit comparable entre les huit classes, le nombre d'apparition des variables de l'environnement est divisé par le nombre total de branches de la classe concernée (NB). L'observation de l'évolution de chaque variable en fonction de la classe montre que leur présence augmente à mesure que la classe est élevée, puis présente un optimum et enfin une diminution de présence. De plus, dans les premières classes (classes 1 à 4), les différentes variables sont présentes dans l'ensemble dans les mêmes proportions, alors que dans les classes supérieures (classes 5 à 8), leur présence est plus contrastée. Cette évolution de l'importance de certaines variables en fonction de la classe peut être expliquée par l'écologie des carabes : lorsque le nombre d'espèce en carabes est faible, ce sont souvent des espèces ubiquistes et les milieux sont peu complexes ; lorsque le milieu se complexifie (mosaïque paysagère), les espèces adaptées aux différents milieux apparaissent, elles sont plus nombreuses. Ces mosaïques d'habitats sont des combinaisons de différents habitats expliquant le contraste entre les variables vers les classes élevées.

Tableau 3.11. Comparaison du contenu des branches regroupées par classes. CCS : nombre de sites correctement classés, ACS : nombre de sites approximativement bien classés, NB : nombre total de branches, NB10 : nombre de branches supérieures à 10 sites.

Classes	CCS	ACS	NB	NB10
1	42	64	2	2
2	72	143	10	3
3	72	206	20	7
4	82	183	30	8
5	12	73	12	1
6	3	14	17	1
7	4	13	9	0
8	1	3	4	0
9	0	2	1	0
10	1	3	3	0
11	0	1	0	0
12	0	1	1	0
13	0	0	0	0
14	0	0	0	0
15	0	0	0	0
Totaux	289	706	109	22
Pourcentage	26,23	64,07		

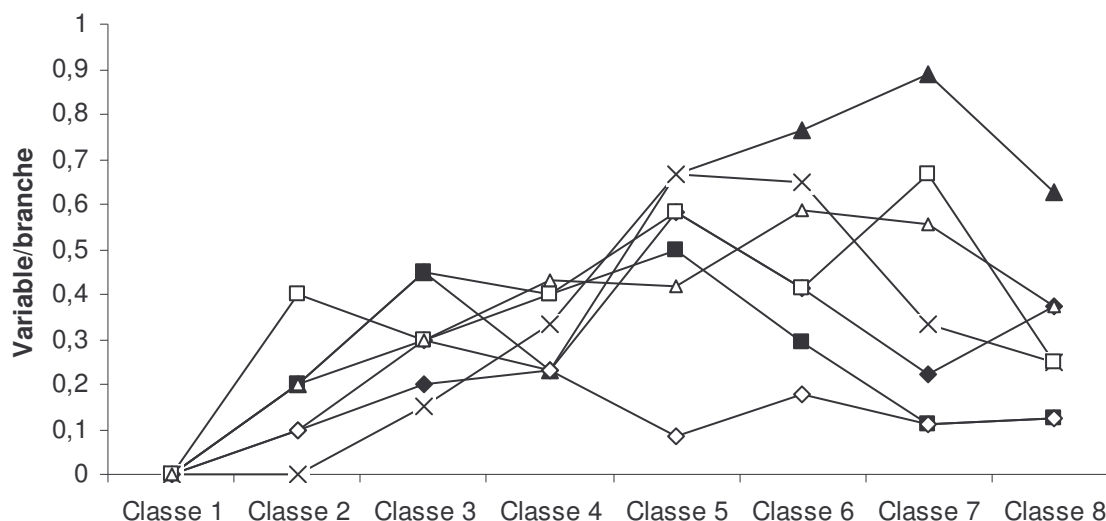


Figure 3.18. Fréquence de sept variables de l'environnement dans un rayon de 200 m par branche d'arbre de décision en fonction de la classe de nombre d'espèces en carabes. Avec en losange noir : surface de compensation écologique, en carré noir : surface en verger traditionnel, en triangle noir : surface en prairie intensive, en croix noire : surfaces en céréales, en losange blanc : surfaces en bosquet et bande herbeuse, en carré blanc : surfaces en forêt, et en triangle blanc : surfaces en bâtis

2.3. Validation

Les arbres de décision issus des deux méthodes, la méthode à dire d'expert et la méthode par fouille de données, sont validés à partir des données relevées sur le territoire de Vittel. Chaque arbre de décision est structuré selon un certain nombre de variables (échelle, habitat,...) qui permettent de prédire, dans le cas de la méthode à dire d'expert, une note d'indicateur de contrôle biologique par les carabes et, dans le cas de la méthode par fouille de données, une classe de nombre d'espèces de carabes. La validation est réalisée en confrontant ces prédictions –note ou classe-, selon la méthode, à la note ou la classe observée sur le terrain. Selon l'arbre de décision, la validation peut être réalisée à plusieurs échelles. En effet, certains arbres de décision proposent des prédictions en fonction de l'échelle (parcelle, exploitation agricole, territoire). Ainsi, chaque case cochée du **Tableau 3.12.** représente les validations réalisées selon l'échelle. Dans le cas de l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert et l'arbre de décision issu de la base de données Base 1, la validation est effectuée à 4 échelles : parcelle, zone de 500m (croix d'échantillonnage), zones biogéographiques et territoire. Les arbres de décision issus des trois autres bases (Base 2, Base 3 et Base 4) sont structurés à partir de variables à l'échelle parcellaire. La validation de ces bases ne peut donc être réalisée qu'à l'échelle parcellaire.

Lors de la validation de l'arbre de décision par le logiciel Weka, une matrice de confusion a été générée. Elle confronte les prédictions de l'arbre avec les données utilisées pour sa construction. La matrice de confusion a permis de produire deux valeurs : le CCS (Correctly Classified Sites) et le ACS (Approximately Classified Sites) (voir § 1.2.2.). Selon le même mode de calcul, nous avons produit ces valeurs avec la matrice de validation (par exemple, **Tableau 3.13.**), à la différence qu'ici, les prédictions de l'arbre sont confrontées avec les données du terrain. Afin de ne pas confondre ces deux valeurs, elles seront appelées SCP pour Sites Correctement Prédits et SAP pour Sites Approximativement bien Prédits.

Tableau 3.12. Validation des indicateurs des deux méthodes à plusieurs échelles.

Approche Echelle	Méthode à dire d'expert	Méthode par fouille de données			
		Base 1 (Littérature)	Base 2 (Bretagne)	Base 3 (Suisse)	Base 4 (Ensemble)
parcelles	x	x	x	x	x
zones de 500m de diamètre	x	x			
3 territoires	x	x			

2.3.1. Validation de l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert

a. Echelle parcellaire

Les résultats de validation (**Tableau 3.13.**) présentent une répartition hétérogène des sites. Pour une grande majorité d'entre eux de faibles valeurs de notes observées : 84% des sites ont une note observée de 0,7 sur une échelle de 10.

L'arbre de décision à dire d'expert prédit relativement bien les sites ayant une note faible (0,7). Plus de la moitié (54%) des sites sont de note observée de 0,7 et sont prédits comme ayant un note de 0 ou 0,2 (Groupe A). Par contre, 33% des sites ont une note prédite surestimée de 5,3 à 7,3 points par rapport à la note observée (Groupe B). Une observation plus approfondie de la nature de ces sites en question indique qu'il s'agit surtout de prairies

permanentes ou temporaires (46%), soit des prairies non pâturées, et les céréales à paille (33%).

Les 226 sites utilisés pour la validation ont une note observée entre 0,7 et 2. Les prédictions de l'arbre de décision n'ont donc pas pu être réalisées pour des sites ayant une note élevée (au moins de 7) soit une forte diversité d'espèces de carabes.

En effet, le nombre d'espèces rencontré dans ce territoire est relativement faible (**Figure 3.19.**). La majorité des sites (98%) contiennent moins de 11 espèces.

Tableau 3.13. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle de la parcelle sur les 5 semaines de piégeage.

Notes prédites	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0	0	53	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	15	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	63	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	58	0	17	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		0	0,2	0,7	1	1,3	2	2,7	3,3	4	4,7	5,3	6	7	8	9	10		
		Notes observées																	

226 sites
 SCP : 0,0%
 SAP : 27,9%

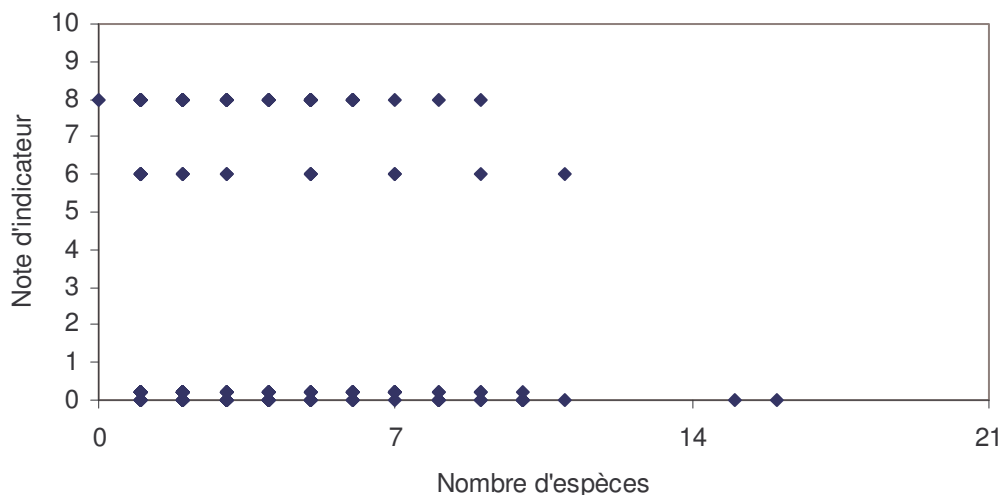


Figure 3.19. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle parcellaire (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

b. Echelle des zones de rayon de 500m

Les résultats de validation à l'échelle de 500m sont très disparates avec un groupe de sites où la note a été sous estimée (**Tableau 3.14**). Malgré des écarts faibles entre prédit et observé pour 19 des zones sur 78, la moitié des sites correspondent à un écart de plus de 7 points entre les faibles valeurs observées et les valeurs prédites très élevées. La validation à l'échelle de 500m est donc plutôt insatisfaisante.

Le SAP final ne permet donc pas de dire que cet arbre de décision est validé à l'échelle 500m.

c. Echelle des zones biogéographiques

C'est la zone périurbaine qui semble la mieux validée avec l'écart le plus faible entre la note prédite et la note observée. La zone bocagère voit ses effectifs surestimés (0,2 prédit et 4,7 observé) à l'inverse de la zone ouverte qui a sa note sous-estimée. L'arbre de décision n'est donc pas validé à cette échelle.

d. Echelle du territoire

Le SAP est nul donc l'arbre de décision ne peut pas être considéré comme validé pour cette échelle. Toutefois, la différence entre notre prédite et note observée est étonnamment peu élevée, d'où un niveau de validation assez intéressant.

Tableau 3.14. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle de 500m sur les 5 semaines de piégeage.

Notes prédites	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0	0	15	0	19	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		0	0,2	0,7	1	1,3	2	2,7	3,3	4	4,7	5,3	6	7	8	9	10	
		Notes observées																

78 zones de 500m

SCP : 0,0%

SAP : 14,1%

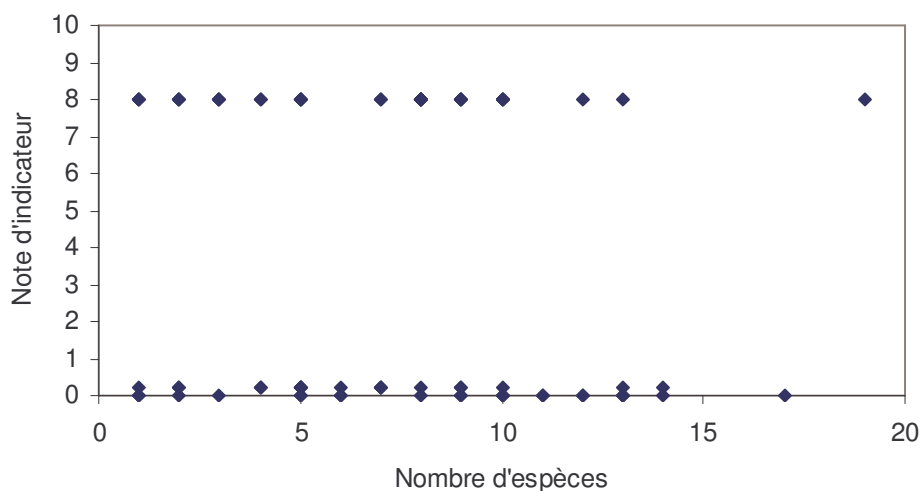


Figure 3.20. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle des zones de 500m (nb : un même point peut correspondre à plusieurs zones).

Tableau 3.15. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle des 3 zones biogéographiques sur les 5 semaines de piégeage.

Notes prédites	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			0	0,2	0,7	1	1,3	2	2,7	3,3	4	4,7	5,3	6	7	8	9	10	
		Notes observées																	

3 zones biogéographiques

SCP : 0,0%

SAP : 0,0%

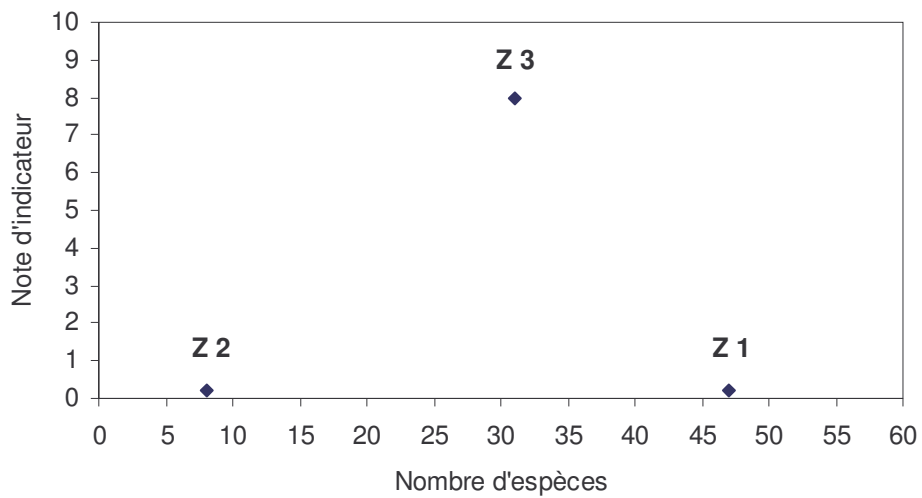


Figure 3.21. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle des 3 zones biogéographiques avec : Z1 : paysage ouvert, Z2 : paysage périurbain, Z3 : paysage bocager.

Tableau 3.16. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle du territoire sur les 5 semaines de piégeage.

Notes prédites	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			0	0,2	0,7	1	1,3	2	2,7	3,3	4	4,7	5,3	6	7	8	9
		Notes observées															

1 territoire
SCP : 0,0%
SAP : 0,0%

2.3.2. Validation des arbres de décision issus de la méthode par fouille de données

La validation des arbres de décision issus des différentes bases de données est effectuée par la confrontation des sorties de chaque arbre avec les données, relevées sur le terrain, de nombre d'espèces en carabes. Le nombre d'espèces peut être transformé en classe d'après les correspondances du **Tableau 3.4.** afin de réaliser une première représentation de la validation des arbres. Dans une seconde présentation, les classes prédites (classes de 1 à 15) peuvent être transformées en note d'indicateur (notes de 0 à 10) permettant une comparaison avec les résultats de la validation de l'arbre à dire d'expert. (Cette comparaison sera discutée dans le § 4.).

Nous disposons au total de 226 sites (toutes semaines confondues) pour la validation des arbres de décision. Cependant, en fonction des arbres de décisions, le nombre de sites utilisés pour leur validation varie car tous les arbres ne prennent pas en compte tous les types d'habitats disponibles. Par exemple, l'arbre de décision de la base de données Base 2 ne prend pas en compte les cultures (céréales, maïs, colza). Cet arbre de décision ne pourra donc être validé que par 89 sites.

a. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 1

La validation de l'arbre de décision de la Base 1 se réalise en plusieurs fois. En effet, l'arbre de décision étant structuré d'après une échelle spatiale (parcelle, exploitation agricole, territoire), la validation sera effectuée en fonction de l'échelle.

Concernant l'échelle parcellaire, nous disposons des données de terrain pour cette échelle. La validation est donc facilement réalisable à l'échelle parcellaire.

Par contre, à l'échelle de l'exploitation agricole, la validation est plus complexe. D'une part, les points d'échantillonnage ont été positionnés en réalisant un tirage à l'échelle du territoire et non au sein des parcelles d'une exploitation agricole. Les points d'échantillonnage se trouvent donc inégalement répartis au sein des différentes exploitations agricoles. D'autre part, à l'échelle de la croix d'échantillonnage, bien que les parcelles appartiennent à des exploitations différentes, on pourrait assimiler ces parcelles à une seule exploitation agricole. Cependant, ces parcelles peuvent avoir des conduites très différentes. Des parcelles sous contrat Agrivair et des parcelles sans contrat se jouxtent souvent dans le territoire. Nous ne disposons donc pas des données nécessaires pour valider l'arbre de décision à l'échelle de l'exploitation agricole.

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèce	Note d'indicateur correspondante
Echelle = parcelle		
Nombre d'applications de pesticides = 0		
Type d'habitat = Prairie permanente :	2 (15.53/7.6)	1,3
Type d'habitat = Prairie temporaire :	2 (16.28/10.51)	1,3
Type d'habitat = Céréale :	3 (25.11/15.44)	2
Type d'habitat = Haie		
âge de la haie <= 5 ans :	7 (2.17/0.17)	4,7
âge de la haie > 5 ans :	6 (3.25/1.25)	4
Type d'habitat = Autre culture :	2 (9.77/4.84)	1,3
Type-habitat = Maïs :	3 (2.0)	2
Type d'habitat = Verger :	1 (1.42/0.42)	0,7
Type-habitat = Forêt:	2 (0.0)	1,3
Type d'habitat = Zone semi-naturelle		
Système agricole = biologique :	2 (5.14/2.14)	1,3
Système agricole = conventionnel :	2 (5.38/2.38)	1,3
Système agricole = intégré :	1 (2.69/0.69)	0,7
Nombre d'applications de pesticides = 1 :	1 (118.06/47.31)	0,7
Echelle = Exploitation agricole		
Système agricole = biologique :	4 (21.0/10.0)	2,7
Système-Agricole = conventionnel		
Hétérogénéité <= 1.13:	6 (6.75/3.0)	4
Hétérogénéité > 1.13:	4 (2.25/0.25)	2,7
Système agricole = intégré		
apport en ammonitrate <= 0.275 kg :	3 (8.0/2.0)	2
apport en ammonitrate > 0.275 kg :	4 (4.0/1.0)	2,7
Echelle = territoire		
Surface en zones boisées <= 65 %		
Surface en maïs <= 22 %		
Hétérogénéité <= 1.6 % :	6 (4.98/3.43)	4
Hétérogénéité > 1.6 % :	5 (9.96/5.96)	3,3
Surface en maïs > 22% :	6 (12.45/7.09)	4
Surface en zones boisées > 65 % :	3 (2.61/1.52)	2

CCS : 39,6%

ACS : 71,6%

Figure 3.14. (Rappel) Arbre de décision issu de la base de donnée Base 1.

Tableau 3.17. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle de la parcelle pour chaque semaine de piégeage (S1, S3, S4, S7, S8).

S1

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	1	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	4	2	0	0	0	0	0	0
	2	14	1	0	0	0	0	0	0
	1	16	2	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7

Classes observées

40 sites
SCP : 42,5%
SAP : 90,0%

S3

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	1	0	0	0	0	0	0	0
	6	1	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	4	3	0	0	0	0	0	0
	2	19	3	0	0	0	0	0	0
	1	19	6	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7

Classes observées

56 sites
SCP : 39,3%
SAP : 91,1%

S4

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	4	0	0	0	0	0	0	0
	2	8	1	0	0	0	0	0	0
	1	10	1	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7

Classes observées

24 sites
SCP : 45,8%
SAP : 87,5%

S7

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	1	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	5	3	0	0	0	0	0	0
	2	20	2	0	0	0	0	0	0
	1	15	6	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7

Classes observées

52 sites
SCP : 32,7%
SAP : 90,4%

S8

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	10	0	0	0	0	0	0	0
	2	20	1	0	0	0	0	0	0
	1	17	4	2	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7

Classes observées

54 sites
SCP : 33,3%
SAP : 79,6%

Tableau 3.18. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle de la parcelle sur les 5 semaines de piégeage (classe de nombre d'espèces de carabes).

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	3	0	0	0	0	0	0	0
	6	1	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	27	8	0	0	0	0	0	0
	2	81	8	0	0	0	0	0	0
	1	77	19	2	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
Classes observées									

226 sites
 SCP : 37,6%
 SAP : 85,4%

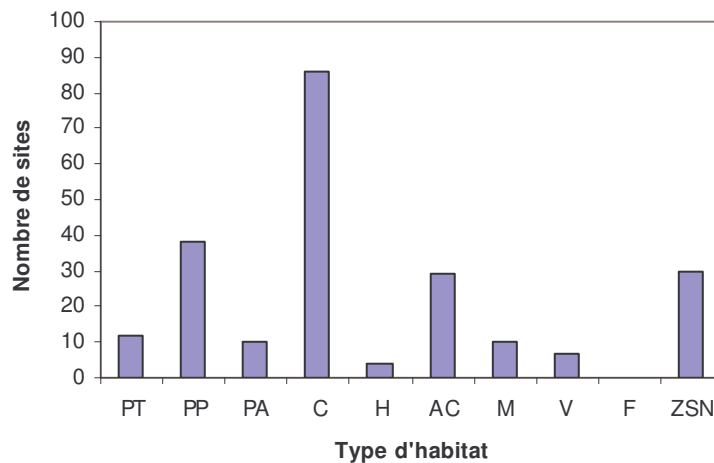


Figure 3.22. Nombre de sites de piégeage par type d'habitat (5 semaines confondues) utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3. (avec PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles).

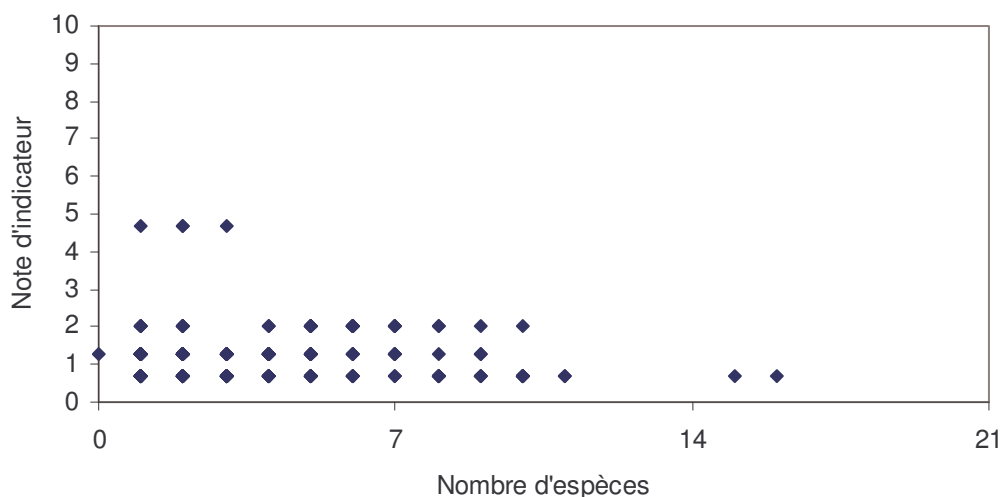


Figure 3.23. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle parcellaire (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

A l'échelle du territoire, plusieurs possibilités de validation s'offrent à nous. La validation peut être réalisée à l'échelle de la croix d'échantillonnage - qui correspond à un cercle de 500m de rayon, soit une surface de 0,79 km²-, à l'échelle des trois zones biogéographiques (zone périurbaine, zone d'openfield et zone bocagère) et à l'échelle du territoire dans sa totalité (~50 km²). Cependant, le calcul d'une classe de nombre d'espèces de carabes avec l'arbre de décision à l'échelle du territoire nécessite la connaissance de la surface en maïs (**Figure 3.14.**). Cette information a été relevée sur le terrain à l'échelle des croix d'échantillonnage, mais elle ne nous est pas connue pour le reste du territoire. Afin de pouvoir valider l'arbre de décision à l'échelle des zones biogéographiques et du territoire total, nous utiliserons des moyennes de surfaces en maïs à partir des surfaces connues à l'échelle des croix d'échantillonnage.

A partir des conclusions tirées précédemment dans le § 2.1.1., à savoir, que les caractéristiques des populations en carabes de chaque semaine sont contrastées, la validation est réalisée indépendamment pour chaque semaine de piégeage. La validation de l'arbre de décision à l'échelle parcellaire pour chacune des 5 semaines est présentée dans le **Tableau 3.17**. A titre de comparaison, nous avons également effectué la même validation mais avec les 5 semaines de piégeage confondues. Cette validation avec les 5 semaines confondues est présentée dans le **Tableau 3.18**.

A part les résultats de la semaine S4 (faiblesse du nombre de sites mais SCP et SAP similaire aux autres semaines), les 4 autres semaines donnent des résultats proches de la validation avec les 5 semaines confondues. Cette similarité s'observe par :

a) une majorité de sites dans les cases de classe 1 observée et des trois premières classes prédites : de 75 à 92% lorsque la validation est par semaine et 82% lorsque les 5 semaines sont confondues,

b) par quelques sites dans les cases de classe 1 observée et de classes 6 ou 7 prédites : de 0 à 1 site lorsque la validation est par semaine et, 1 et 3 sites lorsque les 5 semaines sont confondues, et

c) par quelques sites dans les cases de classe 2 observée et des trois premières classes prédites : de 8 à 21% lorsque la validation est par semaine et 16% lorsque les 5 semaines sont confondues.

La validation pour chaque semaine ne fournit pas d'informations suffisamment intéressantes par rapport à la validation sur les 5 semaines confondues. Afin d'éviter la redondance des résultats de validation, la validation sera désormais effectuée uniquement sur les 5 semaines confondues.

La matrice de validation sur les 5 semaines confondues (**Tableau 3.18.**) montre que l'arbre de décision issu de la Base 1 prédit des classes importantes en nombre d'espèces de carabes, soit jusqu'à la classe 7, alors que les classes observées ne vont que jusqu'à la classe 3. La quasi-totalité des sites (222 sites sur 226 sites, soit 98%) est concentrée dans 6 cases correspondant aux deux premières classes observées et aux trois premières classes prédites. Au sein de ces 6 cases, le nombre de sites est le plus important pour la classe 1 observée. Les 4 sites « surprédits » de classe 1 observée et de classe 6 et 7 prédites sont situés au sein de haies. A l'autre extrémité de la matrice, les 2 sites de classe 3 observée et de classe 1 prédite sont tous deux des cultures de colza (17S et 19E en S8). Ces deux cultures ont une richesse spécifique très élevée (16 et 15 espèces). D'ailleurs, parmi les 19 sites de classe 2 observée et de classe 1 prédite, 14 sites sont également des cultures de colza. Les 5 autres sites (11S, 19N (présent sur 3 semaines), 19S) sont tous des céréales qui ont la particularité d'être à proximité d'importantes surfaces en colza.

Les données de terrain utilisées pour valider l'arbre de décision contiennent des proportions différentes en types d'habitats (**Figure 3.22.**). Les céréales constituent la majeure partie de ces habitats (86 sites sur 226) suivi des prairies temporaires, fauchées ou pâturées, soit en cumulant, un total de 60 sites. Les autres cultures constituées par le colza et les zones semi-naturelles comptent respectivement 29 et 30 sites. Enfin, les haies, les cultures de maïs et les vergers sont représentés respectivement par 4, 10 et 7 sites. La validation des différentes branches de l'arbre de décision n'est donc pas réalisée avec un même nombre de sites. Un nombre équivalent de sites pour la validation de chaque branche d'un arbre semblerait être l'idéal. Cependant, pour se faire, la méthode d'échantillonnage pour satisfaire cette exigence ne pourrait plus être effectuée par un tirage au hasard. Or le tirage au hasard à l'avantage de donner des informations sur la proportion des différents habitats qui peuvent être rencontrés dans un territoire. Ces proportions varient d'un territoire à l'autre. Un arbre de décision doit pouvoir être adapté à ces variations. Un nombre différent de sites pour la validation de chaque branche d'un arbre permet donc de se placer dans des conditions d'utilisation de cet arbre.

Le SCP de l'arbre de décision de la base 1 à l'échelle parcellaire est de 37,6% soit une validation peu satisfaisante car inférieure à 50%. Par contre, la valeur du SAP est très satisfaisante (85,8%). Avec cette valeur de SAP, on peut considérer l'arbre de décision comme validé pour ce territoire.

Une autre représentation graphique de la validation est présentée en **Figure 3.23.** La classe prédite en nombre d'espèces (classe 1 à classe 15) a été convertie en note d'indicateur note 0 à 10). Le découpage de l'abscisse par un multiple de 7 permet le passage entre les représentations avec les classes (classe 1 : [0 ;7[,...) et les représentations avec le nombre d'espèces. Cette représentation avec le nombre d'espèces permettra de comparer la validation des arbres de décisions issus de la méthode par fouille de données et celle de l'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert (voir § 4. Discussion).

Malgré une assez grande variation du nombre d'espèces (0 à 16 espèces), l'arbre de décision ne prédit que 4 notes d'indicateur : 0,7 ; 1,3 ; 2 et 4,7. La majorité des sites (221 sites) est cantonnée entre les notes 0,7 et 2, et entre 0 et 11 espèces de carabes. D'autre part,

l'arbre de décision attribue un note élevée (4,7) à des sites ayant un faible nombre d'espèces (de 1 à 3 espèces), et inversement, les sites ayant un nombre élevé d'espèces (15 et 17 espèces) ont reçus la note la plus faible (0,7).

La partie de l'arbre de décision à l'échelle du territoire est également testée. Cette démarche de validation est d'abord réalisée avec les zones de 500m. Le territoire compte 19 zones de 500m, soit sur 5 semaines, potentiellement 95 zones. En raison des données manquantes dues aux aléas du terrain (pièges perdus ou détruits, ou non installés en zone forestière et en zone urbaine) nous disposons de 80 zones pour valider cette portion de l'arbre de décision.

A l'échelle du territoire, les prédictions de l'arbre de décision sont très peu performantes (**Tableau 3.19.**). En effet, les 80 zones de 500m sont surprédites en classes 5 et 6 alors que leur nombre total d'espèces est observé en classe 1 et 2. De plus, 72 de ces zones sont concentrées en classe 6 prédite et en classe 1 et 2 observée. Les 4 zones de classe 2 observée et de classe 5 prédite sont constituées par la zone 2. La zone 2 est majoritairement occupée par des céréales et des prairies temporaires sous contrat Agrivair. Les 4 zones de classes 3 observée et de classe 6 prédite correspondent aux zones 10, 11, 17 et 19. Ces 4 zones appartiennent à la zone biogéographique d'openfield. Ces zones contiennent toutes des cultures de colza. Dans le cas de la zone 19, 3 des 5 sites de cette zone sont dans un même champ de colza.

Les SAP et SCP étant nuls, cette partie de l'arbre est totalement invalidée à l'échelle des zones de 500 m.

Tout comme lors de la validation à l'échelle parcellaire, malgré une variation du nombre d'espèces (1 à 10 espèces), l'arbre de décision ne prédit que sur 2 notes (3,3 et 4) (**Figure 3.24.**).

La portion de l'arbre de décision à l'échelle du territoire peut être également testée à l'aide de données à l'échelle des zones biogéographiques (**Tableau 3.20.**) et à l'échelle du territoire total (**Tableau 3.21.**). A l'échelle des zones biogéographiques, bien que les 3 zones ont des classes observées en nombre d'espèces de carabes assez contrastés (zone d'openfield, classe 7 ; zone bocagère, classe 5 et zone péri-urbaine, classe 2), l'arbre de décision ne prédit que la classe 6 quelque soit la zone biogéographique. Malgré que le SCP soit de 0%, les zones d'openfield et bocagères sont approximativement bien prédits donnant ainsi un SAP de 66,7%. Cette partie de l'arbre de décision peut être considérée comme partiellement validée à l'échelle des zones biogéographiques.

La **Figure 3.25.** montre plus précisément le contraste en nombre d'espèces des différentes zones biogéographiques : zone d'openfield, 47 espèces ; zone bocagère, 31 espèces ; zone périurbaine, 8 espèces.

A l'échelle du territoire total, le territoire est prédit en classe 6 alors qu'il est observé en classe 8. Le SCP et le SAP sont donc nuls. Bien que la prédiction soit d'un écart de deux classes, cette partie de l'arbre de décision n'est donc pas validé à l'échelle du territoire.

Tableau 3.19. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire (zones 500m) sur les 5 semaines de piégeage (classe de nombre d'espèces de carabes).

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	36	36	4	0	0	0	0	0
	5	0	4	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
		Classes observées							

80 sites
 SCP : 0,0%
 SAP : 0,0%

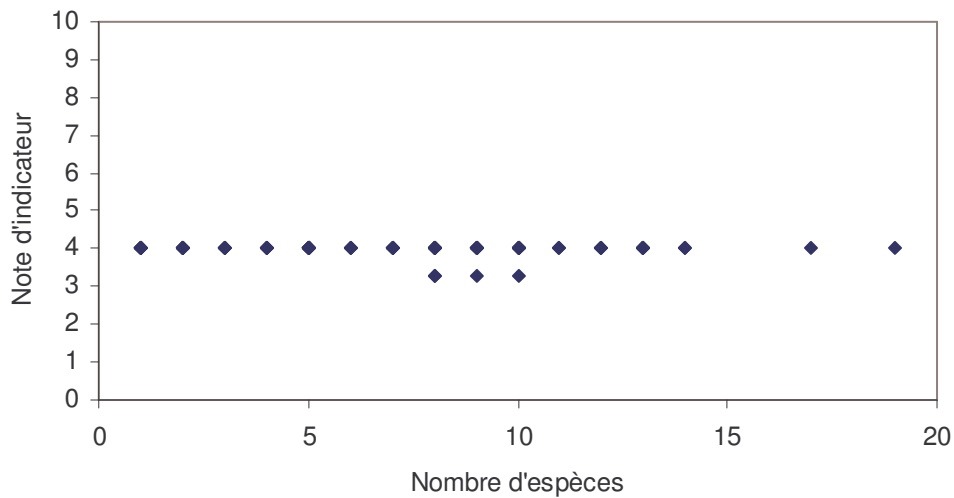


Figure 3.24. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

Tableau 3.20. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle des 3 zones biogéographiques.

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	1	0	0	1	0	1	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
		Classes observées							

3 zones
 SCP : 0,0%
 SAP : 66,7%

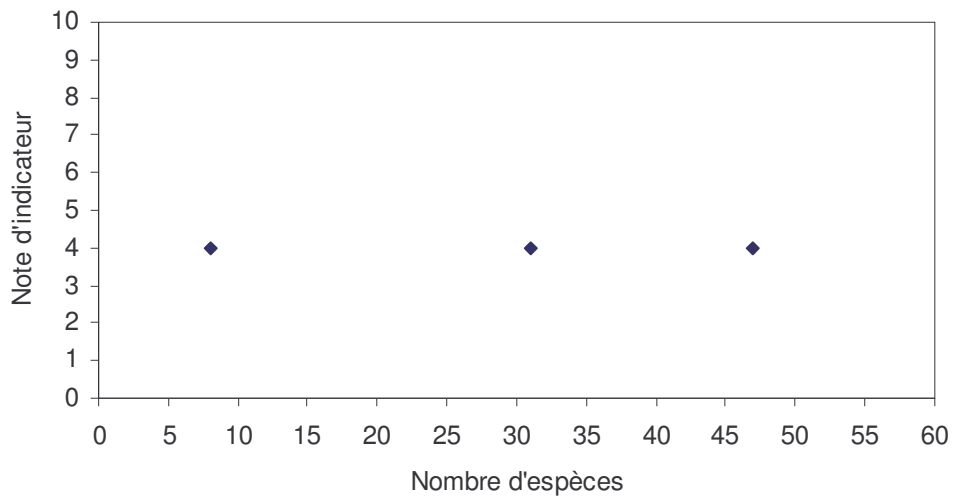


Figure 3.25. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle des trois zones biogéographiques (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

Tableau 3.21. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire.

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	1
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
Classes observées									

1 territoire
 SCP : 0,0%
 SAP : 0,0%

b. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 2

La majeure partie de l'arbre de décision issu de la base de données Base 2 (**Figure 3.15.**) a pu être validée avec les données de terrain (**Figure 3.27.**).

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèce	Note d'indicateur correspondante
Type-habitat = Prairie permanente		
kg N/ha-prairie permanente <= 101 :	3 (13/24)	2
kg N/ha-prairie permanente > 101 :	2 (16/36)	1,3
Type-habitat = Haie:	2 (26/56)	1,3
Type-habitat = Vergers:	3 (9/16)	2
Type-habitat = Forêt:	2 (20/40)	1,3
Type-habitat = Zone semi-naturelle		
kg N/ha culture <= 177 :	3 (2/4)	2
kg N/ha culture > 177 :		
kg N/ha culture <= 219 :	2 (5/8)	1,3
kg N/ha culture > 219 :	3 (5/8)	2
CCS : 38.02%		
ACS : 91,7%		

Figure 3.15. (rappel) Arbre de décision issu de la base de données Base 2.

Seule la branche constituée par l'habitat « forêt » n'a pu être validée étant donné que nous avons établi les sites de piégeages uniquement dans des prairies, des cultures et leurs abords. Dans le cas de l'habitat « prairie permanente », il est nécessaire de fixer une quantité moyenne d'apport en azote total sur les prairies permanentes de l'ensemble du territoire. Étant donné que la majorité des prairies sont sous contrat Agrivair, en vue d'une limitation du lessivage des nitrates vers la nappe phréatique, nous avons fixé la quantité d'azote total à moins de 101 kg d'azote/ha. Dans le cas de l'habitat « zones semi-naturelles », qui concernent les bords de parcelles, l'arbre de décision nécessite le choix d'une quantité moyenne d'apport en azote total (organique et minéral) sur les cultures de l'ensemble du territoire. Là encore, la majorité des cultures étant sous contrat et que les apports en azote sont limités, nous avons choisi une quantité d'azote total de moins de 177 kg d'azote/ha. L'arbre de décision est validé avec 61 sites de piégeage. La **Figure 3.26.** en illustre le détail. Les habitats « prairies permanentes » et « zones semi-naturelles » apparaissent comme majoritaires (plus de 20 sites chacun) alors que les haies et les vergers sont très peu représentés (moins de 5 sites).

Ces différences en nombre de sites de chaque type d'habitat sont directement corrélées au type de territoire. Le territoire de Vittel compte un nombre important de prairies permanentes, fauchées et/ou pâturées. Les haies étant des éléments linéaires, il est plus rare que les sites tirés au hasard se trouvent dans ce milieu. Les vergers sont présents ponctuellement dans le territoire car ils appartiennent généralement à des particuliers, donc ils sont de petite taille. Une grande surface en verger a été récemment implantée dans le sud ouest du territoire, mais aucun site n'a été attribué à cette zone. Quant aux zones semi-naturelles, celles-ci sont assez nombreuses car une partie des pièges étant détruits par les bovins dans les pâtures, ils ont été déplacés en bordure.

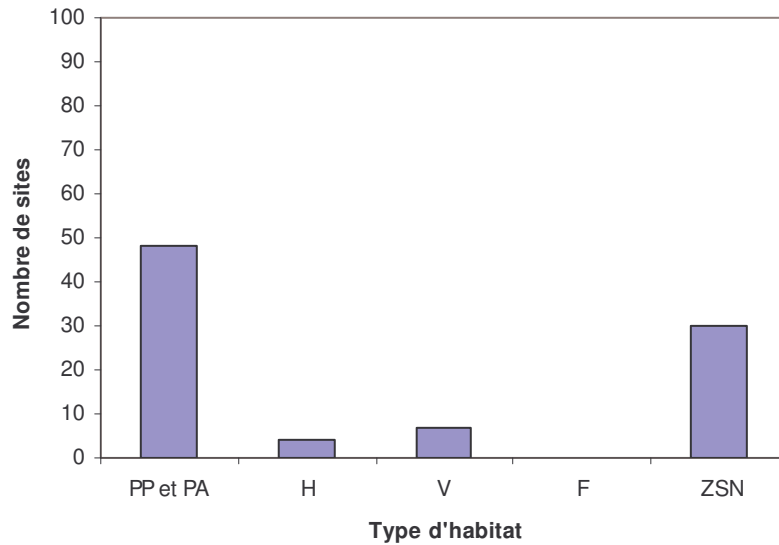


Figure 3.26. Nombre de sites de piégeages par type d'habitat utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 2 (avec PP : prairie permanente ; H : haie ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles).

Les résultats de la validation de l'arbre de décision de la Base 2 sont représentés dans le **Tableau 3.22**. L'ensemble des données constituées par 70 sites est concentré en trois points. La majorité des sites (60 sites) se trouvent en classe 3 prédite et en classe 1 observée. Les 4 sites de la classe 1 observée et de classe 2 prédite correspondent à des haies (8C, 7N et 10S (présent pour les semaines S3 et S7)) tandis que les 8 sites de la classe 2 observée et de classe 3 prédite correspondent à 4 zones semi-naturelles (17C, 18S, 20N (présent pour les semaines S3, S4, S7)), une prairie de fauche (8E) et une pâture (17N). Le SCP est de 0% et le SAP de 14%, l'arbre de décision n'est donc pas validé.

Lorsque les classes prédites sont transformées en note d'indicateur (Figure 3.24.), la position des différents sites est similaire à celle des sites dans la validation de l'arbre de décision de la Base 1. En effet, une variation du nombre d'espèces est observée (0 à 9 espèces) alors que deux notes d'indicateur sont prédites : 1,3 et 2.

Tableau 3.22. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 2.

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	77	8	0	0	0	0	0	0
	2	4	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
		Classes observées							

89 sites
 SCP : 0 %
 SAP : 13.5%

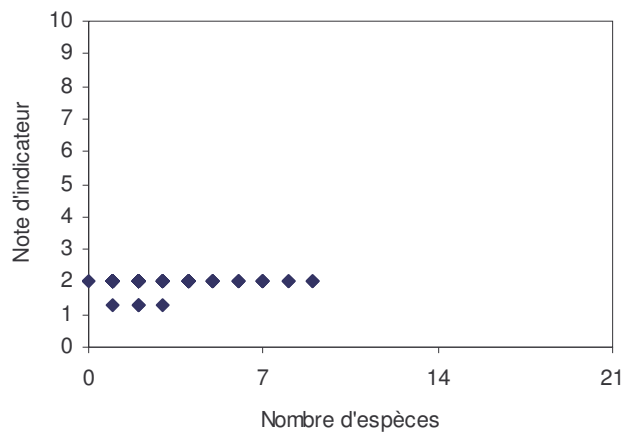


Figure 3.27. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 2 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

c. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3

La quasi-totalité de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3 (**Figure 3.16.**) a pu être validé avec les données de terrain.

Arbre de décision	Classe de nombre d'espèce	Note d'indicateur correspondante
Type d'habitat = Jachère florale :	5 (12/40)	3,3
Type d'habitat = Prairie temporaire :	3 (23/54)	2
Type d'habitat = Prairie permanente extensive :	4 (53/138.0)	2,7
Type d'habitat = Prairie permanente intensive :	4 (23/52)	2,7
Type d'habitat = Prairie permanente peu intensive :	4 (17/57)	2,7
Type d'habitat = Pâture :	3 (12/24)	2
Type d'habitat = Céréale :	4 (28/92)	2,7
Type d'habitat = Haie :	4 (19/45)	2,7
Type d'habitat = Autre culture :	3 (7/14)	2
Type d'habitat = Maïs :	4 (8/14)	2,7
Type d'habitat = Verger :	4 (24/54)	2,7
Type d'habitat = Lisière de forêt :	7 (14/51)	4,7

CCS : 37,3%
ACS : 71,3%

Figure 3.16. (rappel) Arbre de décision issu de la base de données Base 3.

En effet, à part l'habitat « jachère florale », tous les autres habitats ont pu être confrontés avec des données de terrain. Les jachères florales sont des habitats typiques de l'agriculture suisse. Elles font partie des surfaces de compensation écologique (SCE) permettant de créer des habitats favorables à la faune et à la flore sensible à l'intensivité des pratiques agricoles. Ce type d'habitat ne peut être présent dans un territoire que si l'activité agricole est insérée dans une logique de cohérence écologique, et bien souvent que cette démarche soit financée, comme c'est le cas en Suisse.

Cet arbre de décision a été validé avec 174 sites de piégeages. Le **Tableau 3.28.** en illustre le détail.

Les cultures (C,AC et PT) apparaissent majoritairement au travers de cette figure. Nous avons dit précédemment que le territoire était recouvert abondamment par des prairies (47,6%). Le nombre de sites en cultures paraît important car dans le tirage au sort des sites de piégeages nous avons décidé que la moitié des croix d'échantillonnages auraient leur site central dans une prairie et l'autre moitié dans des cultures. D'autre part, comme expliqué précédemment, une partie des pâtures a été transférée dans des bordures de parcelles.

Les lisières de forêt sont une partie de l'ensemble des zones semi-naturelles. Pour la validation de l'arbre de décision de la Base 2, nous avons considéré toutes les zones semi-naturelles en tant que bande enherbée en bordure de parcelle. Ici, seules les bords de parcelles en lisière de forêt ont été conservés.

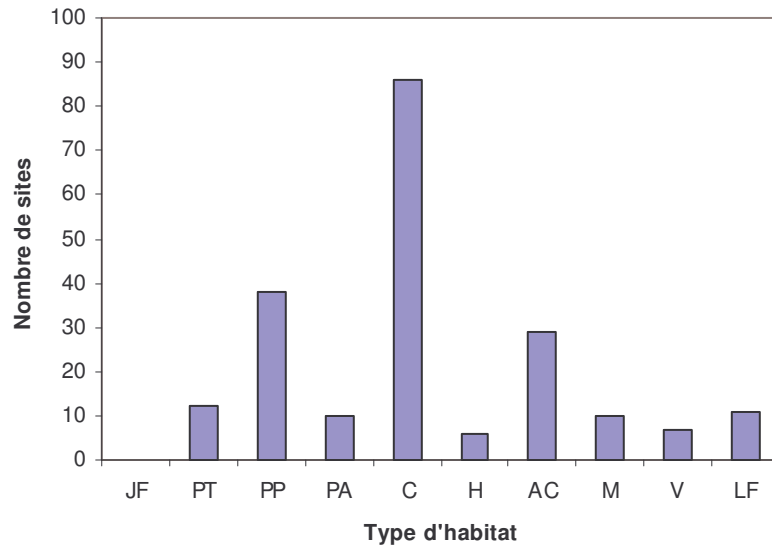


Figure 3.28. Nombre de sites de piégeages par type d'habitat utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3 (avec JF : jachère florale, PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; LF : lisière forestière).

Les résultats de la validation de l'arbre de décision de la Base 3 sont représentés par la **Figure 3.29**. Les différents sites de piégeage sont répartis sur 3 classes observées successives (1, 2 et 3), les deux premières classes regroupant la majorité des sites (172 sites) alors que l'arbre de décision de la Base 3 répartit ces sites sur 3 classes plus contrastées (3, 4 et 7) avec une majorité des sites dans les classes 3 et 4 (165 sites) (Tableau 3.23.). L'arbre de décision surévalue donc le nombre d'espèces en carabes de plusieurs classes. Les 9 sites de classe 1 et 2 observée et de classe 7 prédite correspondent tous à des zones semi-naturelles (3E, 8W, 20N). Parmi les 13 sites de classe 2 observée et de classe 3 prédite, 12 sites sont des cultures de colza (autre culture), le treizième étant une pâture (17N). Parmi les 11 sites de classe 2 observée et de classe 4 prédite, 10 sites sont des cultures de céréales et le onzième est une prairie de fauche (8E). Enfin, les 2 sites de classe 3 observée et de classe 3 prédite sont des cultures de colza (17S et 19E).

Les CCS et ACS étant très faibles (respectivement 1,1 et 8,6%), l'arbre de décision de la Base 3 n'est pas validé.

La disposition des sites dans la **Figure 3.29** confirme que l'arbre de décision prédit très mal le nombre d'espèces de carabes : la plus grande variation de nombre d'espèces (1 à 16 espèces) est observé pour la note d'indicateur la plus faible (2). Inversement, l'arbre de décision prédit une note de 4,7 pour des sites ayant entre 3 et 9 espèces.

Tableau 3.23. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 3.

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	8	3	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	131	15	0	0	0	0	0	0
	3	35	15	2	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
Classes observées									

209 sites
 SCP : 1 %
 SAP : 8,1%

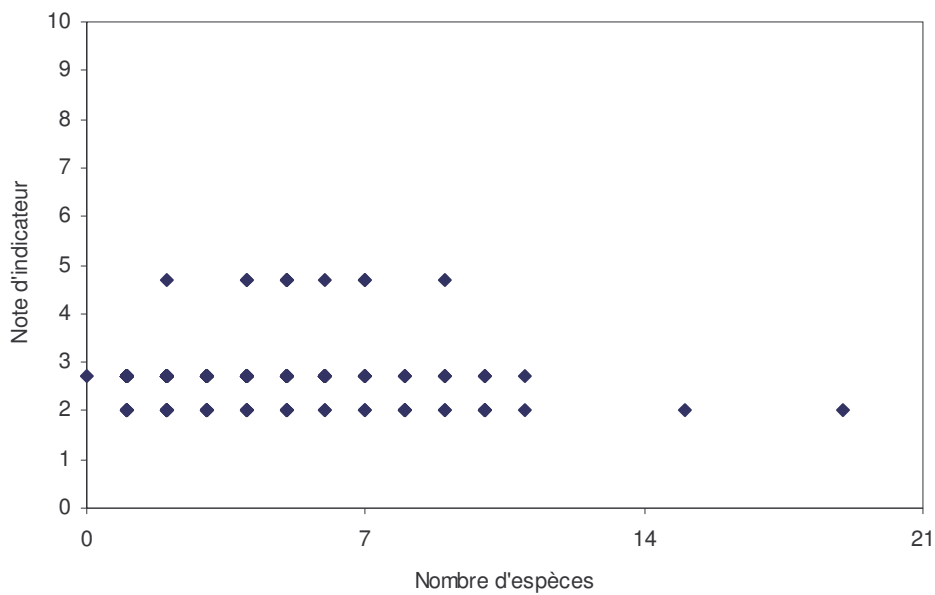


Figure 3.29. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 3 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

d. Validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 4

L'arbre de décision de la base de données Base 4 étant très étendu (**Annexe 2**), moins de la moitié des branches ont été validées (41% soit 45 branches validées sur 109 branches). Les branches non validées correspondent à 5 types d'habitats qui sont soit absent de l'occupation du sol du territoire de Vittel, comme les jachères florales, soit non validable par absence d'information, comme les trois catégories de prairies de fauche : intensive, peu intensive ou extensive, soit par notre choix de ne pas collecter de données sur la biodiversité en carabes dans certains habitats, comme la forêt. Par contre, les 10 autres types d'habitats ont pu être validés (prairies permanentes, prairies temporaires, pâtures, céréales, maïs, autres cultures, haies, vergers, lisières de forêt et zones semi-naturelles). La validation de cet arbre montre que les 174 sites sont compris entre 3 classes observées (1, 2 et 3) et 5 classes prédites (1, 2, 3, 4 et 6). La majorité des sites (145 sites) se trouve dans la classe 1 observée avec un maximum de sites en classe prédites 3 (58 sites) et 4 (43 sites). Les 10 sites de classe 1 observée et classe 1 prédites se situent tous dans des cultures de colza. Les 22 sites de classe 1 observée et de classe 2 prédite se situent soit dans des zones semi-naturelles, soit dans des haies. Les 58 sites de classe 1 observée et de classe 3 prédites se situent dans 4 types d'habitats : les prairies de fauche, les prairies temporaires, les céréales et les cultures de maïs. Les 43 sites de classe 1 observée et de classe 4 prédites se situent dans trois types d'habitats : les céréales, les haies et les vergers. Les 12 sites de classe 1 observée et de classe 6 prédite sont tous dans des cultures de céréales. Les 12 sites de classe 2 observée et les 2 sites de classe 3 observée se situent tous dans des cultures de colza. Dans la classe 2 observée, les 4 sites en classe 2 prédite sont des tous dans des zones semi-naturelles, le site en classe 3 prédite est une prairie de fauche (8E) et enfin les 8 sites en classe 4 prédite sont tous dans des cultures de céréales.

Le CCS n'est que de 8,1% et le ACS n'est pas très élevé avec 28,5%. Bien que ces valeurs de validation sont plus importantes pour que les arbres issus des Base 2 et 3, elles restent trop faibles pour considérer cet arbre comme validé.

La position des sites dans la **Figure 3.30**. garde une configuration similaire à celle obtenu dans la validation des autres bases, à savoir, une grande variation du nombre d'espèce (entre 1 et 16 espèces) pour une faible note d'indicateur (0,7) et une plus faible variation du nombre d'espèce pour la note la plus élevée (4).

Tableau 3.24. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 4.

Classes prédites	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	22	4	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	51	10	0	0	0	0	0	0
	3	31	0	0	0	0	0	0	0
	2	72	7	0	0	0	0	0	0
	1	13	14	2	0	0	0	0	0
			1	2	3	4	5	6	7
Classes observées									

Total : 226 sites

SCP : 8,8 %

SAP : 46,9%

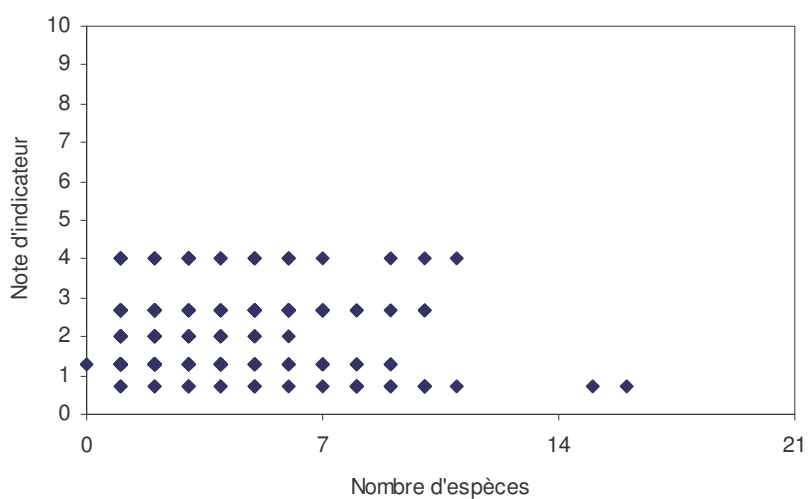


Figure 3.30. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 4 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).

3. Discussion

La discussion de l'ensemble des résultats de la validation des différents arbres de décisions s'organise dans un premier temps, sur les arbres de décisions issus de la méthode à dire d'expert, puis, sur ceux issus de la méthode par fouille de données et enfin, sur la comparaison des deux méthodes.

3.1. Méthode à dire d'expert

L'arbre de décision issu de la méthode à dire d'expert a été élaboré autour de trois facteurs : la surface en zones semi-naturelles, la densité de haies et l'utilisation des pesticides. Nous avons posé l'hypothèse que ces trois facteurs déterminent suffisamment le nombre d'espèces en carabes. Ceci afin de pouvoir prédire la capacité des carabes - à l'origine à l'échelle d'un territoire - à exercer un contrôle biologique sur les organismes nuisibles présents dans les cultures. En raison de la présence d'un certain niveau d'information à différentes échelles, cet arbre de décision a été validé à quatre échelles différentes : échelle parcellaire (zone de 200m de rayon), échelle de 500m de rayon (croix d'échantillonnage § 1.3.5), échelle des zones biogéographiques et échelle du territoire total. La discussion est organisée en fonction de ces échelles.

3.1.1. Echelle parcellaire :

La validation à l'échelle parcellaire nous a permis de mettre en évidence différents points de discussion au sujet de la place des prairies autant au niveau des données de terrains que dans le facteur « surfaces en zones semi-naturelles », de la pertinence du facteur « pesticides », et d'une validation différentes selon les branches de l'arbre de décision.

Le cas des prairies doit être examiné avec précaution. En effet, nous nous sommes heurtés à un problème méthodologique de gestion des pièges en raison de la présence d'animaux. La curiosité des bovins pour nos pièges en a souvent provoqué la destruction par leur piétinement. Ce constat s'est fait en cours de campagne de piégeage des carabes, nous n'avons donc pas eu le temps de faire fabriquer des protections plus robustes. Ces pièges ont donc été déplacés en bordure des pâtures, devenant ainsi des zones semi-naturelles. Cependant, il ne semble pas que cela ait trop influé sur les résultats, car la majorité des sites étaient en prairie de fauche ou en prairie temporaire, mais pas en prairie pâturée.

Par contre, il faut certainement reconsidérer l'intégration des prairies dans les zones semi-naturelles, ou du moins en zones favorisant au maximum les carabes. Il est clair que nombre d'auteurs signalent que la présence de carabes prédateurs est plus élevée dans les cultures et espaces ouverts par rapport aux prairies. Par ailleurs, la fauche régulière peut constituer une action perturbatrice, et des résultats parallèles laisseraient penser que la fauche simple des refus serait plus favorable que la fauche complète, à la présence des carabes prédateurs (Dammerey, 2007, communication personnelle).

Par ailleurs, l'arbre permet d'affirmer que l'application de pesticides est préjudiciable à la présence des carabes. Cela confirme les données fournies par plusieurs auteurs. De même, l'ACTA (Association de Coordination des Techniques Agricoles) propose des listes d'effets

de pesticides sur les différentes espèces aux praticiens, en raison de l'impact plus ou moins connu de ces substances ailleurs que sur leur cible (Acta, 2002).

Enfin, les différentes branches de l'arbre de décision n'ont pas été validées avec un nombre similaire de sites. Cette répartition déséquilibrée des sites n'a donc pas permis de tester complètement la pertinence de l'arbre de décision à dire d'expert, notamment au niveau du « saut » entre les notes 2 et 5. Il conviendrait peut être de rediscuter ces valeurs en les validant dans un autre site présentant un nombre plus élevé d'espèces de carabes.

3.1.2. Autres échelles :

Le caractère très « binaire » des résultats à l'échelle des zones à 500m révèle la difficulté de prévoir la présence de carabes, leur absence étant beaucoup plus prévisible. Par ailleurs, la définition même des zones à 500m ne permet pas de mettre en relation ces résultats avec un type d'habitats donné, leur répartition étant souvent très disparate au sein d'une même zone, à cette échelle. Les écarts importants entre les valeurs prédites et observées (au moins de 6, pour au moins la moitié des sites) semblent d'ailleurs beaucoup relativiser l'intérêt de travailler à cette échelle.

A ce titre, on aurait pu espérer de meilleurs résultats à l'échelle des zones biogéographiques, pourtant plus homogènes dans leurs structures paysagères et types d'habitats, mais ce n'est pas le cas. Les forts écarts entre valeurs de classes prédites et observées pour les zones bocagères (4,7) et openfield (4,5) sont à mettre en relation avec l'attractivité des différents habitats pour les carabes (discutée plus amplement au paragraphe 3.2.2. Comparaison des arbres issus de la fouille de données).

A l'échelle du territoire, l'écart de 2, 7 entre les valeurs de classes prédites et observées est étonnamment moins élevé. Mais un tel résultat n'est exploitable qu'à la lueur de ceux obtenus à des échelles plus fines, ou en comparant des territoires différents mais de dimensions géographiques comparables.

3.1.3. Conclusion :

On ne peut pas considérer que l'arbre à dire d'expert soit validé, quelle que soit l'échelle considérée. Toutefois ces résultats délivrent des pistes d'améliorations intéressantes, à la fois au niveau de la construction de l'arbre, mais aussi au niveau de la sélection préalable des échelles d'étude. Ces aspects seront plus amplement discutés dans la partie qui compare les deux méthodes, arbre à dire d'expert et arbre issu de la fouille de données.

De façon plus générale, l'arbre à dire d'expert surévalue le nombre d'espèces de carabes en prairies et en zones semi-naturelles, et sous-évalue ce dernier en cultures céréalières. La seule utilisation du nombre d'espèces comme valeur donnant une indication sur la capacité des carabes à exercer un contrôle biologique pourrait être mis en cause. D'autres valeurs comme l'abondance en carabes (nombre d'individus) ou un indice de biodiversité (indice Shannon, équitabilité,...) pourrait être utilisé. D'après l'étude des données de terrain, l'abondance ne semble pas être une meilleure valeur que la richesse spécifique car des habitats comme le colza posent toujours problème. En effet, en raison notamment de sa longue période de croissance, le colza abrite le plus grand nombre d'espèces et le plus grand nombre d'individus rencontrés sur le territoire (voir 4.2.1.a.).

Par ailleurs, au-delà de l'échelle parcelle, les zones biogéographiques semblent plus pertinentes que celle de 500m ou du territoire entier. Toutefois, le recueil des données pour la validation à ces différentes échelles a été effectué d'abord à l'échelle parcellaire, puis les moyennes calculées aux échelles supérieures. Il conviendra de s'interroger sur la stratégie de validation des arbres de décision s'ils sont construits dès le départ pour des échelles supérieures à celle de la parcelle. La stratégie de recueil de ces dernières sera forcément très différente. En conséquence, la maille d'étude, et donc le niveau de précision des données, ne sera pas le même.

3.2. Méthode par fouille de données

3.2.1. Au niveau de chaque arbre de décision:

a. Arbre de décision issu de la base 1 (Littérature) :

- Echelle parcelle

L'importance du facteur pesticide dans la hiérarchie de l'arbre de la base 1 est en cohérence avec les données acquises sur les carabes. De nombreux auteurs dont Epstein et al. (2001) ont montré que les carabes étaient fortement sensibles aux applications de pesticides à large spectre, particulièrement les neurotoxiques. Ainsi l'ACTA met à disposition des listes d'impact des pesticides sur les carabes et autres auxiliaires des cultures. Cela conforte également la hiérarchie établie dans l'arbre à dire d'expert où les pesticides ont également été choisis comme troisième facteur.

Le second facteur est l'habitat, et ce dernier ressort également comme facteur essentiel dans les arbres issus des bases 2 et 3. Nous discuterons donc cet aspect lorsque nous comparerons les différents arbres entre eux (paragraphe 4.2.2).

Il est surtout intéressant, à ce niveau, d'étudier les particularités des sous-facteurs de certains habitats. Ainsi, l'arbre de la base 1 fait ressortir l'âge des haies. Toutefois, lors de la validation, seuls quatre sites étaient situés dans ce type d'habitat, et leurs effectifs ont été largement surrestimés, ce qui ne permet pas de juger au final de la pertinence ou non de ce facteur.

Quant à l'habitat « zones semi-naturelles » (ZSN), il fait particulièrement ressortir le type de système et son niveau d'intensification. Mais là également, il est difficile de d'observer une tendance particulière de la validation, l'ensemble des ZSN étant en classe prédite 2 (la variable « système intégré » n'a pas pu être validée). De plus, l'arbre situait les systèmes bio et conventionnels paradoxalement au même niveau de 2, supérieur au système intégré (1).

De façon plus générale, les bonnes notes du SAP montrent que le choix des facteurs proposé par Weka est pertinent. Toutefois, le déséquilibre de répartition des sites de validation entre classes observées (beaucoup de sites dans les valeurs observées basses) ne permet pas d'être totalement satisfait de l'indicateur, et du nombre d'espèces prédites correspondant. **Une validation complémentaire sur un site avec des valeurs observées plus élevées serait souhaitable.** Par exemple, il serait envisageable à l'avenir de valider l'arbre 1 avec les données issues de la base 2 ou 3 puisque ces jeux de données sont totalement indépendants entre eux.

- Echelle exploitation agricole :

Même si cette échelle n'a pas pu être validée faute de données de terrain à cette échelle (notre méthodologie de définition aléatoire des sites d'observation ne nous le permettait pas), il est intéressant de souligner qu'elle ressort de façon majeure dans l'architecture de l'arbre. Cela confirme le rôle majeur des agriculteurs dans la mise en place des pratiques de gestion et leur impact sur la biodiversité en zone agricole.

- Echelle territoire à 500m et zones biogéographiques :

L'arbre 1 étant le seul à être validé à ces échelles, cela rend les résultats d'autant plus intéressants. Le meilleur niveau de validation des zones biogéographiques est certainement lié au degré d'homogénéité du paysage de ces dernières. A l'inverse, les zones à 500m étaient souvent fort hétérogènes. La définition même des zones biogéographiques était liée à l'homogénéité de leurs structures paysagères : un tel choix d'échelle semble être conforté par le bon degré de validation.

D'autre part, en raison de l'impossibilité d'avoir des informations sur l'occupation du sol sur la totalité du territoire, la validation à l'échelle des zones biogéographiques a été réalisée en faisant une moyenne des informations à l'échelle des zones de 500m. Malgré ce manque d'information, la validation à l'échelle des zones biogéographiques est meilleure. Il serait intéressant de pouvoir valider cette échelle avec l'information sur la totalité de chaque zone. Ceci permettant de conforter le bon niveau de validation de cette échelle, ainsi que vérifier si l'extrapolation des données à l'échelle de 500m pour l'échelle des zones biogéographiques est juste.

- Echelle territoire entier :

Même si le SAP conduit à un rejet de la validation, on peut souligner la faiblesse de l'écart entre note prédite et observée (2), ce qui est relativement satisfaisant pour un si grand territoire. D'autre part, comme dans le cas de la validation des zones biogéographiques, la validation à l'échelle du territoire a également été réalisée en faisant une moyenne des informations à l'échelle des zones de 500m. Cela entraîne donc les mêmes interrogations que dans le paragraphe précédent.

b. Arbre de décision issu de la base 2 (Bretagne) :

Les données constituant la base 2 étaient issues de milieux relativement homogènes puisque l'arbre issu de cette base n'oscille qu'entre les valeurs de 2 et 3 en prédit, et entre 1 et 2 pour les valeurs observées. Ceci est à mettre en lien avec la méthodologie initiale de définition des classes identiques pour les quatre bases, et surtout alignées sur celles de la base 4 aux données d'origine très diversifiées (association des 3 premières bases). Cela a peut être tendance à « tasser » les résultats vers le bas.

Par ailleurs, la majorité écrasante de sites en classe 3 prédite et 1 observée signifie que la seule prise en compte de l'habitat et du facteur apport d'azote (pour certains habitats) ne suffit pas pour prédire la présence de carabes. Cela explique en partie la non validation de l'arbre.

c. Arbre de décision issu de la base 3 (Suisse) :

Les résultats de la validation révèlent une tendance plus nette à la surestimation des effectifs de carabes, puisqu'on observe des écarts de plus de 2 entre classes prédites et observées, une moitié des sites présentant même un écart de 3 (et 11 avec un écart de 7). Par exemple les situations en lisière de forêt avaient tendance à maximiser la valeur prédite. Même si ces dernières étaient trop peu présentes dans l'échantillon pour pouvoir être validées correctement, il serait intéressant de comprendre pourquoi on observe une telle surestimation, la plus importante des trois bases étudiées. La première cause provient du problème de la définition initiale des classes, déjà évoqué plus haut : alors que la base 3, d'origine suisse, comporte des zones à forts niveaux d'espèces (la majorité des sites prédits sont répartis dans les classes 3 et 4), on ne compte aucun site présentant une valeur de plus de 3 dans les deux premières bases.

Par ailleurs, les sites les mieux prédits, c'est à dire présentant le moins d'écart entre valeurs prédite et observée, correspondent à des cultures de colza (en classe 3 prédit, et en 2 le plus souvent observée). La particularité de la culture de colza vis à vis des carabes sera plus amplement discutée dans le paragraphe suivant. Mais on peut au moins déjà dire qu'elle est certainement liée à son attractivité pour les limaces, principale proie des espèces de carabes trouvées dans cette culture.

d. Arbre de décision issu de la base 4 (Ensemble) :

La majorité des points de discussion de cet arbre de décision se retrouve dans le paragraphe suivant (§ 3.2.2.) car cet arbre combine les 3 bases de données qui ont donné les arbres de décisions précédents.

Nous retrouvons un très bon niveau de prédiction du nombre d'espèces de carabes dans la culture de colza, mais paradoxalement moins élevé que dans l'arbre issu de la base 3, soit au niveau 1. A l'opposé, les cultures de céréales révèlent des écarts assez importants entre les valeurs prédites et observées.

Quant aux zones semi-naturelles, elles sont beaucoup mieux prédites que dans les arbres précédents, mais comme pour le colza, avec des nombres d'espèces plus faibles. Toutefois, la complexité extrême de cet arbre de décision ne permet pas d'en espérer une utilisation dans la pratique. C'est la raison pour laquelle, nous avons renoncé à aller plus loin dans la discussion de cet arbre. De plus, en raison de ses trop nombreuses règles de décisions, une fraction de l'arbre de décision a seulement pu être validée. En effet, le territoire ne disposait pas d'une diversité d'occupation des sols suffisante pour fournir des données nécessaires à la validation de chaque branche de cet arbre.

3.2.2. Comparaison des 4 arbres de décision et leur niveau de validation

La validation des 4 arbres de décisions à l'échelle parcellaire a montré des problèmes de validation similaires (surestimation des classes prédites, faible pourcentage de CCS, ...).

Les résultats de la validation seront d'abord abordés du point de vue des types d'habitat sur l'ensemble des arbres de décision (**Tableau 3.25.**). Les détails propres à chaque arbre seront ensuite discutés.

a. L'importance de l'habitat :

Culture de colza :

La culture de colza (AC) est présente dans les arbres de décisions des bases de données Base 1, 3 et 4. C'est le seul type d'habitat présent dans les 3 arbres dans 3 classes observées. La culture de colza peut donc contenir un nombre d'espèces très variable (entre 1 et 16 espèces). Le colza est une culture ayant une influence particulière sur les carabes. Bien que cette culture nécessite de nombreux traitements (fongicides, herbicides, insecticides) qui devraient être défavorables aux carabes, la longueur du temps d'occupation du sol par cette culture en fait un habitat favorable. En effet, le semis de colza se fait en été, créant ainsi une couverture végétale dès l'automne et durant tout l'hiver. Le colza continue sa croissance durant tout le printemps et le début de l'été, pour être récolté en juillet, soit près de 11 mois de couverture végétale au total. Une parcelle de colza en monoculture constitue un milieu peu perturbé et propice aux populations de limaces. Les limaces étant des proies de choix pour les carabes, un parcelle en colza peut donc renfermer un nombre d'espèces de carabes important (Jeanneret, 2006, communication personnelle).

Cet habitat pose donc un problème pour la prédiction des arbres de décision : ces arbres attribuent une classe de nombre d'espèces de carabes faible dans le cas de la présence de l'habitat colza alors que paradoxalement cet habitat, dont les pratiques sont intensives, héberge un nombre d'espèce important.

Les haies :

Les haies étant des milieux peu perturbés, elles sont habituellement considérées comme favorables aux carabes (Kromp, 1999 ;Griffiths et al. 2007). C'est la raison pour laquelle les arbres de décision des bases 1 et 3 prédisent une classe importante en nombre d'espèces pour ce type d'habitat (classe 6 ou 7 pour l'arbre de la base 1 et classe 4 pour l'arbre de la base 3). En effet, la base 1 étant constituée à partir de résultats d'articles, la branche concernant l'habitat haie à l'échelle parcellaire a été construite à partir des données de (Kromp, 1999). Ces données montrent l'influence de l'âge des haies (3, 5, 9 et 40 ans) sur les populations de carabes. La construction de l'arbre de décision s'est basée uniquement sur le nombre d'espèces, mais l'influence sur l'abondance va dans le même sens que celui du nombre d'espèces. En effet, le vieillissement des haies (soit à partir de 9 ans d'après les résultats de (Kromp, 1999) s'accompagne d'une baisse du nombre d'espèces ainsi que de l'abondance en carabes. Les effectifs passent de 43 espèces et de 2222 individus au total lorsque les haies ont 3 ans à 35 espèces et 998 individus lorsque les haies sont âgées de 9 ans. Les espèces restantes dans les haies plus âgées sont des espèces plus spécialisées et plus sensible aux perturbations. Concernant la base 3, le nombre moyen d'espèces dans les haies (27 espèces) place ces dernières en 6^{ème} place sur 12 habitats au total. L'article attire l'attention sur l'effet de la taille des haies qui permet de rajeunir cet habitat et donc de conserver un haut niveau de biodiversité.

Par contre, l'arbre de décision de la Base 2 prédit une classe plus faible (classe 2) et l'arbre de décision de la Base 4 prédit une classe de 2 ou de 4.

Du point de vue des classes observées (**Tableau 3.25.**), les haies ne présentent qu'un nombre d'espèces de carabes en classe 1 et jamais au-delà. Ceci laisserait à penser que les haies du territoire de Vittel comportent donc peu d'espèces de carabes (< 7 espèces) par rapport aux autres habitats. Notre protocole de piégeage a été établi en raisonnant à l'échelle du territoire. Les haies étant des habitats linéaires et d'interface avec les habitats environnants. Ce protocole n'est peut être pas adapté pour rendre compte de la réalité du nombre d'espèces de carabes d'une haie. En effet, comme les points centraux de piégeage ont été positionnés selon un tirage au sort des nœuds d'un maillage carré de 300m de côté (§ 1.3.2.), il est plus probable

que le point central se trouve sur un habitat surfacique (culture ou prairie) que sur un habitat linéaire (haie, lisière de forêt, bord de champ). Ce tirage aléatoire a pour résultat que nous ne disposons que de 4 sites (8C, 7N, 10N (présents en semaine S3 et S7) pour valider à chaque fois les branches utilisant l'habitat « haie » comme règle de décision.

Dans le cas de la Base 1, le décalage entre les classes prédites et les classes observées provient du fait que les données qui ont permis l'édification de la branche « haie » sont issues de l'article de Kromp (1999). Kromp cite, dans sa revue les différents facteurs influençant les populations de carabes, une étude uniquement focalisée sur les haies, notamment en fonction de l'âge de cet habitat. Cette étude a donc utilisé une méthodologie différente de la nôtre afin de comprendre de manière plus approfondie l'effet de l'habitat haie sur les populations en carabes, et non pas l'effet de la densité de haies sur la population en carabes des habitats environnants. (5 pièges/haie/an).

Les céréales (blé et orge) :

Les habitats « céréale » se concentrent dans la classe 1 observée (**Tableau 3.25.**). Ceci est observé pour les arbres de décision des Bases 1, 3 et 4. L'arbre de décision de la Base 2 ne prédit pas l'habitat « céréales », car cet habitat n'était pas une variable présente dans la base de données qui a servi à la création de l'arbre de décision.

Culture de maïs :

Les cultures de maïs sont toujours en classe 1 observée. Bien que la prédiction des arbres des Bases 1, 3 et 4 ne touchent jamais les classes les plus élevées, celles-ci diffèrent d'un arbre à l'autre. L'arbre de la Base 1 donne la prédiction la plus juste en prédisant toutes les cultures de maïs en classe 1. En effet, le nombre de traitements phytosanitaires (5 à 6 au total) sur cette culture semble être préjudiciable pour la viabilité des populations de carabes. D'autre part, le semis de maïs étant tardif (à partir d'avril) par rapport aux autres cultures de ce territoire, la population en carabes met plus de temps à se reconstituer après le travail du sol. Ce phénomène a été particulièrement observé au point 16N qui était dans une parcelle ayant reçu un semis de maïs tardivement (début juin, S4). Durant les trois semaines avant le semis, des carabes étaient systématiquement piégés (S1 : 4 individus ; S3 : 1 ind.) dans cette parcelle qui était alors un sol nu avec peu d'adventices. Dès que le sol de cette parcelle a été travaillé et semé, très peu de carabes ont été piégés durant les cinq semaines suivantes (S7 : 1 ind. ; S8 : aucun).

Tableau 3.25. Récapitulatif des résultats de validation des arbres de décisions des 4 bases de données à l'échelle parcellaire avec le détail des types d'habitats. (avec PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture (colza en majorité) ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles et * habitat présent une seule fois).

Classe observée	Classe prédite	Base 1 275 sites	Base 2 192 sites	Base 3 635 sites	Base 4 1102 sites
1	1	(58) C, PA, AC, M, V	-	-	(10) AC
	2	(71) ZSN, PA, PT, PP	(4) H	-	(22) ZSN, H
	3	(24) C	(60) ZSN, PP, PA, V	(32) PT, AC, PA	(58) PP, PT, M, C
	4	-	-	(107) C, V, PP, H, M	(43) C, H, V
	5	-	-	-	-
	6	(1) H	-	-	(12) C
	7	(3) H	-	(7) ZSN	-
2	1	(14) AC, C	-	-	(12) AC
	2	(6) ZSN, PP, PA	-	-	(4) ZSN
	3	(8) C	(6) ZSN, PP, PA	(13) AC, PA*	(1) PP
	4	-	-	(11) C, PP*	(8) C
	5	-	-	-	-
	6	-	-	-	-
	7	-	-	(2) ZSN	-
3	1	(2) AC	-	-	(2) AC
	2	-	-	-	-
	3	-	-	(2) AC	-
SAP (%)		37,6	0	1	8,8
SCP (%)		85,4	13,5	8,1	46,9

b. L'importance de l'échelle parcelle/territoire

Seul l'arbre de décision de la Base 1 a pu être validé sur plusieurs échelles : parcelle, rayon de 500m, zones biogéographiques et territoire. Cette validation est satisfaisante à l'échelle parcellaire (SCP : 37,6% et SAP : 85,4%) et biogéographique (SCP : 0% et SAP : 66,7%). Par contre, l'arbre de décision n'est pas validé à l'échelle de zone de 500m (SCP et SAP à 0%) et du territoire (SCP et SAP à 0%).

La non validation de l'arbre de décision à l'échelle de la zone de 500m pourrait être dû à un manque de représentativité de la réalité du territoire à cette échelle. La délimitation de ces zones est arbitraire puisque limitée à un cercle de rayon de 500m. A l'opposé, les zones biogéographiques ont été délimitées d'après une homogénéité du paysage au sein de ces zones. La délimitation des zones biogéographique n'était pas très précise car les données de l'assolement proviennent des zones de 500m cumulées par zone. En effet, nous ne disposons pas de l'assolement 2005 sur la totalité du territoire mais seulement sur les zones de 500m. Ces informations ont cependant permis une meilleure validation à l'échelle biogéographique.

Ces contrastes de validation selon l'échelle sont très intéressants car ils attirent notre attention sur l'importance de bien choisir les échelles pour le recueil des données de terrain en vue de la validation. En effet, l'arbre de décision de la Base 1 propose 3 branches selon

l'échelle : la parcelle, l'exploitation agricole et le territoire. Ne disposant pas des données nécessaires à l'échelle de l'exploitation agricole, cette branche n'a pas pu être validée. Par contre, nous disposons d'informations selon trois échelles pour la branche territoire.

D'après nos résultats, il semble que le choix de l'échelle de validation a un effet sur la qualité de cette dernière. Il serait donc opportun de définir dans un territoire à valider, des unités biogéographiques homogènes et de réaliser la validation à leur échelle.

Parmi l'ensemble des arbres de décisions validés issus des 4 bases de données, c'est l'arbre de décision de la Base 1 qui est le mieux validé. Cet arbre est issu de la somme de 19 publications internationales (Europe et Canada) alors que les arbres des Base 2 et 3 sont issus de bases de données plus régionalisées. L'arbre de décision de la Base 4 a de meilleurs indices de validation (SAP et SCP) que les arbres des Bases 2 et 3. La Base 4 contient les Base 1, 2 et 3 ; les données de la Base 1 contribuent donc à une meilleure prédiction de l'arbre de décision généré.

La diversité des territoires et des échelles pris en compte dans les articles semble garantir une meilleure prédiction des arbres de décision (Base 1 et Base 4). Toutes les bases de données prennent en compte des résultats sur plusieurs années. Cette variable, bien que garantissant la présence de répétitions, n'est donc pas suffisante pour obtenir des arbres de décision ayant une bonne prédiction. Des résultats synthétiques mais dans des contextes très différents (géographie, climat, habitat, itinéraire technique), comme c'est le cas dans la Base 1, semblent être plus pertinents.

c. La méthodologie de construction des arbres de décision

Dans le cas de la méthode par fouille de données, les arbres de décisions générés sont souvent mieux expliqués (CCS plus important) par le temps et par l'espace. En effet, les données constituant les bases de données Base 2, 3 et 4 sont recueillies plusieurs années de suite afin de pallier « l'effet année ». Cet effet ressort dans l'architecture des arbres (non présentés ici) montrant ainsi qu'il est important. D'autre part, ces données proviennent de territoires contrastés afin d'observer la variation du nombre d'espèces de carabes selon des environnements différents. Lorsque la variable « territoire » est intégrée au calcul, elle explique une part importante de la variation en nombre d'espèces. Cependant, pour être utilisable sur le terrain, ces variables « année » et « territoire » ne sont pas intégrables pour construire des arbres de décisions. En supprimant ces variables du calcul, la précision des arbres de décision est fortement diminuée. Cependant, ces observations nous apprennent les limites de la validité d'un indicateur. Selon l'année et le territoire choisi, l'indicateur sera plus ou moins validé.

d. L'effet année

Les résultats de validation présentés se limitent à l'année 2005. Bien que cette année n'a pas connu d'épisode saisonnier extrême durant la période de piégeage des carabes (mai à juillet), une validation sur plusieurs années, et au minimum sur une autre année, est toujours souhaitable. Les épisodes saisonniers extrêmes peuvent avoir des répercussions non seulement pendant la durée de leur influence, mais aussi sur plusieurs années sur les populations en arthropodes. Cela a, par exemple, été observé dans l'est de France par des forestiers avec la canicule de 2003. Durant la canicule, les populations de fourmis ont chuté. Les proies habituellement chassées par les fourmis étant disponibles, la population en carabes a

augmenté. Cependant, comme les carabes n'ont pas un régime alimentaire identique aux fourmis, la population de certaines proies n'a pas été régulée. Ce phénomène a eu pour conséquence une pullulation des lépidoptères forestiers dont les chenilles ont envahi les vergers durant les deux années suivantes. Ce que l'on nomme « effet année » est à prendre en compte dans toute validation ainsi que dans l'utilisation des indicateurs.

3.2.3. Conclusion

L'utilisation de la méthode de fouille de données a permis de mettre en évidence le facteur habitat comme essentiel dans la prédiction du nombre d'espèces de carabes sur les trois arbres étudiés, même si les sous-facteurs pouvaient être ensuite différents entre bases. Cet acquis permet de dégager un concept fort à partir d'une littérature qui présente une multitude de facteurs agissant sur les populations de carabes. Tel est ce que l'on peut constater à la lecture des importantes revues bibliographiques sur le sujet comme celles de Kromp (1999) ou de Holland (2002).

Toutefois, dans la hiérarchie, le facteur pesticide est classé en premier dans la base 1 issue de la littérature, donc avec des résultats à portée territoriale plus large (19 sites dans 9 pays d'Europe et le Canada, **Tableau 3.2**) que les arbres 2 et 3, et de surcroît validé à l'échelle de la parcelle. Ainsi, les pesticides permettent surtout de prévoir de façon très fiable, de faibles effectifs de carabes. Ou inversement, la première condition nécessaire (mais non suffisante) de la présence de carabes en nombre significatif sur une parcelle agricole est l'absence d'épandage de pesticides.

Par ailleurs, l'analyse des résultats de la base 1 à différentes échelles (de la parcelle au territoire entier) ne permet pas de conclure à une érosion de la qualité de la validation à mesure que la « maille » d'étude grossit. Par contre, le degré d'homogénéité du territoire pris en compte semble important. De ce fait, l'échelle de la parcelle demeure toujours intéressante, mais également celle des zones biogéographiques. Il reste néanmoins à parfaire la définition de ces dernières. En effet, étant donné que nous n'avions pas la connaissance de l'occupation du sol sur la totalité du territoire, nous avons regroupé les zones de 500m selon les 3 zones biogéographiques. La délimitation des zones a été réalisée d'après notre expertise de l'organisation des paysages sur le terrain. Il serait souhaitable de pouvoir délimiter plus précisément ces zones biogéographiques, afin de vérifier si une expertise visuelle est suffisante, ou si une délimitation fine est préférable.

D'un point de vue plus large, si l'on compare les résultats issus des trois bases, le meilleur niveau de validation obtenu avec la base 1, donne des indications sur la qualité des bases de données à retenir pour ce type de démarche de fouille de données. Ainsi, mieux vaudrait-il partir d'un corpus de données issues de régions géographiques très différentes, et de pratiques agricoles très diversifiées. Par contre la complexité extrême de l'arbre 4, laisse penser que la juxtaposition de bases très différentes entre elles conduit à des arbres difficilement exploitables. Il semblerait que la base 1 se prête le mieux pour la construction de l'arbre, avec peut être l'adjonction de publications supplémentaires. Par contre, les bases 2 et 3 auraient pu servir pour la validation ou pour un test de sensibilité de l'indicateur.

Il semble que la validation de la base 1 soit meilleure en raison de la source des données utilisées. Les publications donnent plus souvent des résultats permettant de mettre en évidence un effet d'un facteur sur les carabes plutôt que l'absence d'effet d'un facteur. Alors que les bases de données utilisées dans les bases 2 et 3 sont des données brutes avec une multitude de facteurs. Les deux bases de données base 1 et base 2 sont plus volumineuses que

la base de données base 1, et avec de nombreux facteurs dont l'influence n'est pas encore définie. L'association de ces trois bases dans la base 4 a abouti à un arbre de décision peu exploitable.

Nous développerons plus amplement les perspectives qu'offre la méthode de fouille de données en matière de construction future d'indicateurs dans la dernière partie.

3.3. Comparaison des deux méthodes : arbre de décision à dire d'expert et arbre de décision issu de la fouille de données

La méthode par fouille de données conforte le choix du facteur pesticides comme primordial dans l'arborescence. Elle permet aussi de conforter la sélection de ce choix dans l'arbre à dire d'expert. Toutefois, ce dernier ne l'avait pas positionné en premier niveau hiérarchique, mais seulement au troisième niveau d'importance après les zones semi-naturelles et la connectivité des haies. Les résultats de la validation semblent plutôt donner raison à la méthode de fouille de données. Il importerait donc de revoir l'importance relative des facteurs dans l'arbre à dire d'expert. D'ailleurs la surestimation du nombre d'espèces de carabes au sein des prairies et des haies dans la méthode à dire d'expert va dans le même sens : il s'agira de rééquilibrer les notes en faveur des cultures céréalières (espaces ouverts) par rapport aux prairies et zones semi-naturelles. De plus, la présence des carabes au sein des prairies dépend beaucoup du type d'utilisation de celles-ci : beaucoup d'auteurs ont mis en relation leur niveau d'intensification avec la baisse des populations de carabes en leur sein (Luff et Rushton, 1989 ; Gardner et al., 1997 ; Heydemann et al., 1998 in Grandchamp, 2005).

La densité de haies n'est pas du tout ressortie dans les arbres issus de la fouille de données alors que des variables avaient quand même été prises en compte dans trois des bases de données : base 1 (1 seule publication : Millán de la Peña (2003a)), base 2 et base 4. Dans la base 3, l'information sur les haies se limitait à un pourcentage de surfaces en haies inclus dans le pourcentage de Surface de Compensation Ecologique (SCE). La variable SCE est seulement sortie dans l'arbre de la base 4. Ceci semble remettre en question l'introduction de ce facteur haie dans l'arbre à dire d'expert. Ce dernier reposait sur les conclusions de Burel et Baudry (1999). Mais ces auteurs avaient réalisé leurs observations dans un milieu de type bocager, très riche en structures de haies.

En fait, des travaux récents montrent que l'hétérogénéité de l'habitat ainsi que la diversité spatio-temporelle dans les types de gestion de l'espace semblent être les facteurs essentiels pour conserver la biodiversité dans les espaces agricoles; ces facteurs surpasseraient même l'importance de l'habitat en tant que tel (Griffiths et al., 2007).

Les arbres issus des bases 1 et 4 dégagent un niveau de complexité supérieur à celui de l'arbre à dire d'expert, avec un nombre supérieur de facteurs. C'était une des caractéristiques recherchées vis à vis de la méthode de fouille de données, le but a donc été atteint. Comme nous avons pu le voir précédemment, l'arbre 4 présente un niveau de complexité difficile à exploiter dans la pratique courante de l'utilisateur (même s'il comporte beaucoup d'informations intéressantes d'un point de vue scientifique).

L'arbre issu de la base 1 a obtenu de meilleurs résultats de validation à l'échelle parcelle, plus équilibré dans la répartition des sites par rapport à la méthode à dire d'expert. Il en est de même pour l'échelle des zones biogéographiques et du territoire.

Les caractéristiques, les avantages et les limites des deux méthodes de construction d'arbres de décision - la méthode à dire d'expert et la méthode par fouille de données - sont

synthétisés dans le **Tableau 3.26**. Au niveau de l'utilisation des méthodes, la méthode par fouille de données peut être réalisée sans avoir des connaissances poussées sur le sujet des arbres de décisions, tandis que la méthode à dire d'expert est basée sur ces connaissances. Un autre avantage de la méthode par fouille de données est qu'elle propose une hiérarchie dans les facteurs constituant l'arbre. Ainsi, les arbres produits par fouille de données permettent d'attirer l'attention de l'expert sur l'importance de certains facteurs. Par exemple, l'arbre de décision issu de la base 1 propose de placer le facteur échelle en amont, et de différencier les autres facteurs en fonction du niveau d'échelle. Dans l'arbre à dire d'expert, nous voulions produire un arbre de décision avec des facteurs valables pour plusieurs échelles.

Les deux méthodes peuvent être menées indépendamment afin de choisir l'arbre de décision le mieux validé. Mais *a posteriori*, les deux méthodes peuvent s'enrichir si l'on décide de créer une nouvelle version d'arbres de décision.

Tableau 3.26. Synthèse de la comparaison des deux méthodes pour générer des arbres de décision

	Arbre à dire d'expert	Arbre de fouille de données
Type de méthodologie	Arbre issu de la synthèse de données et de l'expérience d'expert	Arbre issu d'une démarche d'induction : adjonction d'observations et analyse par classification automatique (algorithme)
Avantages	Simplicité	-Très précis -Quantification du degré de fiabilité par les valeurs de l'ACS et CCS - possibilité d'ajuster l'arbre en rajoutant des observations
Limites	- Difficulté de conception au-delà de trois facteurs - Difficulté de pondérer les différents facteurs entre eux (ainsi que les niveaux des facteurs)	- Qualité de l'arbre dépend de la qualité des données de la base d'origine - arbre issu d'une « boîte noire » : le logiciel n'explique pas la méthodologie employée si ce n'est par les valeurs de fiabilité (ACS et CCS)

Conclusion générale

Dans notre approche de la construction d'indicateurs agri-environnementaux permettant l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité, nous avons voulu prendre le parti d'aborder la biodiversité, non pas par une approche purement descriptive mais, par une approche fonctionnelle. L'approche descriptive essaie de cerner la complexité de la biodiversité par l'angle de sa composition (richesse spécifique, abondance, indices de biodiversité), sa structure (structure des populations, des habitats, des paysage) et ses fonctions écologiques (Noss, 1990).

L'approche fonctionnelle que nous avons voulu aborder dans ce travail propose un point de vue de la biodiversité permettant de :

- donner à la biodiversité une valeur pour mieux la protéger des risques d'érosion (de la diversité biologique)
- mieux appréhender tous les services écosystémiques⁷ afin de prendre en compte le rôle de la biodiversité à toutes ses échelles (du gène au paysage)

Ainsi, en précisant mieux les fonctions de la biodiversité, sera-t-on plus à même d'évaluer l'impact sur ces dernières des actions anthropiques.

Ce sont les objectifs qui ont été fixés pour la construction d'indicateurs agri-environnementaux, c'est à dire établir des tableaux de bord permettant le pilotage des pratiques agricoles afin de minimiser leurs effets sur l'environnement, tout particulièrement la biodiversité.

1. Quels ont été les principaux acquis de ces travaux ?

Notre travail a répondu à un certain nombre de questions, mais a dû renoncer à explorer certains domaines afin de se concentrer au final sur des enjeux plus resserrés par rapport à la question scientifique initiale :

1.1. Architecture générale de l'indicateur

Grâce à une analyse bibliographique fouillée, nous avons réussi à répondre à la première question posée en introduction, en établissant un premier schéma d'un indicateur global de mesure de l'impact des pratiques de gestion sur les fonctions de la biodiversité. Un tel indicateur repose sur trois branches de départ correspondant aux trois fonctions de base de la biodiversité : patrimoniale, agronomique, écologique. Ces trois branches ne seront pas agrégées car il est important de garder le résultat de ces trois composantes de base. Chacune de ces trois fonctions a été déclinée en sous-indicateurs correspondant à l'ensemble des services assurés par la biodiversité pour chacun de ces domaines. Même si ces données ont pu être extraites de différentes sources, nous les avons synthétisées pour proposer une construction cohérente, et présentant une meilleure lisibilité. Cette synthèse a d'ailleurs fait l'objet d'un article publié (Clergué et al., 2005). Toutefois, l'exploration simultanée de tous ces sous-indicateurs s'avérait trop large et nous avons choisi de nous concentrer sur la construction l'un d'eux, à savoir l'indicateur de régulation des stress biotiques, faisant partie

⁷ La notion d'*ecosystem services* ne se cantonne pas à des services écologiques, mais à l'ensemble des services qu'offre la biodiversité dont ceux permettant l'activité humaine (alimentation, commerce, industrie,...). (Voir Encadré 2, p. 9.)

de l'indicateur de fonction agronomique. La régulation des stress biotiques constitue en effet un rôle de première importance de la biodiversité dans les espaces agricoles.

Au cours de ce travail de thèse, l'élaboration d'un indicateur esthétique du paysage comme exemple de la fonction patrimoniale de la biodiversité a été également initiée. Cependant la validation d'un tel indicateur demandait une enquête auprès de différentes catégories socio-professionnelles du territoire. Une telle enquête ne pouvait pas être menée de front avec une importante campagne de piégeages d'insectes pour la validation d'un indicateur de régulation des stress biotiques. L'indicateur esthétique du paysage n'étant pas validé, nous ne l'avons pas présenté dans ce travail. L'élaboration d'un tel indicateur demeure toutefois très intéressante car il existe de fortes controverses à son sujet. Des laboratoires de recherche ont pour thématique la biodiversité et la dimension esthétique du paysage (FAL Reckenholz, Suisse ; Schüpbach, communication personnelle). A l'opposé, des chercheurs en écologie du paysage (Baudry, communication personnelle) ou en agronomie (Girardin communication personnelle) considèrent qu'il n'y a pas de lien suffisant entre la biodiversité et l'esthétique du paysage justifiant la construction d'un indicateur.

1.2. Construction de l'indicateur de résistance aux stress biotiques

Même si cette construction n'en constitue qu'une première ébauche, nous avons conduit la réflexion afin de

- préciser le rôle déjà bien connu des auxiliaires des cultures ; mais il importait également de prendre en compte le rôle des ravageurs qui contribuent également à la biodiversité, même si cette dernière est plutôt de type négative du point de vue de la production agricole.

- distinguer l'importance des facteurs de l'environnement sur le développement des agents pathogènes et ravageurs, et tout particulièrement le niveau d'échelle à prendre à compte, parcellaire ou territorial suivant le déterminisme majeur de l'agent considéré. Ainsi, par exemple, pour une maladie des cultures à déterminisme territorial, il faudra s'attacher à des variables de l'environnement à l'échelle d'un territoire plus vaste alors que la description des alentours de la parcelle agricole sera suffisante pour un parasite à déterminisme plutôt parcellaire. Cette distinction détermine l'architecture de l'indicateur.

Cet indicateur n'étant pas finalisé, il reste à approfondir et préciser chacun de ses sous-compartiments.

1.3. Construction de l'indicateur de résistance aux stress biotiques par les arthropodes terrestres

Les acquis précédents sur la construction des indicateurs sur la base d'arbres de décision à dire d'expert avaient montré certaines limites

- difficulté d'intégrer plus de trois facteurs
- difficulté d'appréhender une échelle plus large que celle de la parcelle agricole
- difficulté d'agréger certains modules

C'est pourquoi, nous avons choisi de comparer cette méthode à une nouvelle méthode de construction des arbres de décision à partir de fouille de données.

En la comparant à un arbre de décision que nous avons construit sur les dires d'expert, nous avons pu tirer un certain nombre de conclusions intéressantes :

- nous avons pu confirmer l'importance de certains facteurs et de préciser leur hiérarchie dans l'arbre de décision. Ainsi, par exemple, le facteur pesticide précédait le facteur habitat dans l'arbre issu de la base 1, à l'échelle parcellaire (l'échelle étant le premier facteur de base dans cet arbre). Toutefois, la hiérarchie relative de ces deux facteurs devra être approfondie.

- nous avons pointé la nécessité de reconsidérer l'importance de certains facteurs comme le degré de densité des haies ainsi que des zones semi-naturelles (par rapport aux zones de types cultures céréalières).

Par ailleurs, en utilisant quatre bases de données d'origines différentes pour mettre en place la méthode de fouille de données, et en assurant la validation des quatre arbres obtenus avec des données issues d'une campagne de prélèvement indépendante

- nous avons mis en évidence l'importance de la prise en compte de l'échelle spatiale, les facteurs secondaires n'étant pas forcément les mêmes suivant que l'on se situe à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, ou du grand territoire ;

- nous avons également cerné le souci de bien choisir la base de données de départ : suivant le type de données sources (publications, données de terrain...), le niveau de validation obtenu n'est pas le même ;

- nous avons mis en évidence l'importance du choix des données à utiliser pour la validation des arbres, notamment de leur degré d'homogénéité de l'occupation du sol. A l'échelle supra-parcellaire, il vaudrait mieux choisir trois ou quatre zones dont le paysage soit relativement homogène et différenciable entre ces zones ;

- nous avons observé la suprématie systématique des variables « territoire » et « année » pour la première version des arbres de décisions issus des deux bases de données 2 (Bretagne) et 3 (Suisse), et de leur présence abondance dans l'arbre de décision de la base 4 (Ensemble).

Ainsi, l'analyse comparée de la méthode à dire d'expert et de la méthode de fouille de données, ainsi que celle des quatre arbres issus de la 2^{ème} méthode, nous a permis de répondre aux 2^{ème} et 3^{ème} questions posées en introduction de la thèse.

L'hypothèse que la méthode des indicateurs agri-environnementaux est une approche appropriée pour aborder la question de la biodiversité n'est que partiellement validée. Considérant d'abord la méthode à dire d'expert, l'arbre de décision construit n'a pas été validé. Peut être aurait-il fallu envisager plusieurs arbres de décision (un par facteur envisagé dans l'arbre proposé), mais alors se serait posé le problème de leur agrégation. Quant à la méthode de fouille de données, quelle que soit la base de données utilisée, même si celle-ci n'a pas permis d'obtenir un niveau de validation suffisant, elle ouvre un champ de perspectives scientifiques intéressant à explorer dans la méthode de production d'indicateurs.

Concernant enfin la problématique de l'échelle (3^{ème} question), la méthode de fouille de données a permis de le résoudre, au moins à partir de l'arbre 1. En effet, ce dernier prend en compte l'ensemble des échelles de la parcelle au territoire (parcelle, exploitation, territoire) de façon concomitante, et en les hiérarchisant les une par rapport aux autres. Ainsi, l'échelle du territoire est-elle apparue incontournable et englobante, mais sans exclure les autres pour autant. Par contre les travaux de validation, en introduisant des niveaux intermédiaires à l'échelle du territoire (500m du point, zone biogéographique, territoire entier) ont montré que le terme même de territoire mérite d'être plus amplement exploré et explicité.

2. Quelles sont les nouvelles questions scientifiques posées suite à ces travaux ?

Même si les questions scientifiques initiales ne sont pas toutes résolues, notamment celle de la méthode d'approche la plus appropriée de la biodiversité, les travaux précédemment décrits ouvrent de nouveaux champs de recherche à explorer, et de nouvelles questions scientifiques à poser. La méthode de la fouille de données a semblé s'approcher le plus du meilleur niveau de validation, et ouvrir de nouvelles problématiques. Elle nécessite cependant nombre d'améliorations avant d'espérer atteindre le niveau de validation souhaité. Nous les exposerons, dans un premier temps, en les abordant selon trois angles : les facteurs pris en compte, la méthode elle-même, et l'échelle.

Pour autant, la méthode à dire d'expert ne mérite pas d'être abandonnée définitivement, et nous envisagerons quelles nouvelles solutions pourraient éventuellement émerger de la complémentarité des deux méthodes.

2.1. Propositions d'amélioration de la méthode de fouille de données :

2.1.1. Les facteurs

- aspect pesticides :

Même si ce facteur ressort en premier de l'arbre issu de la base 1, et détermine assez sûrement l'absence de carabes, il s'avèrerait nécessaire d'apporter des précisions supplémentaires, compatibles avec le degré de précision des données obtenue à l'échelle considérée. Par exemple, il faudrait approfondir le niveau d'importance de certaines données qualitatives relatives à leur application : toxicité du produit, niveau de fragmentation de la couverture pesticide dans le paysage.

Il sera également important de prendre en compte le niveau de précision des données accessibles pour la validation, notamment suivant l'échelle spatiale considérée. Ainsi, les données sur l'usage des pesticides sont totalement différentes lorsqu'on dépasse l'échelle parcellaire. A l'échelle du territoire, les informations accessibles sont les quantités globales achetées (auprès des coopératives agricoles), les données d'analyse à l'exutoire des bassins versants et les données issues d'enquêtes sur les pratiques.

- aspect habitat zones semi-naturelles :

Si l'on devait reconstruire un arbre à dire d'expert sur la base des résultats de la méthode de fouille de données, il faudrait déjà

- reconsidérer l'importance des zones semi-naturelles et des haies par rapport aux zones ouvertes du type cultures céréalières.
- préciser la nature des prairies, l'intensité de leur usage
- préciser les caractéristiques des haies (l'âge ayant apparu dans l'arbre 1 et non le degré de connectivité)

2.1.2. Les étapes de la méthode

- choix des bases pour la construction d'arbres :

- la base 1, construite à partir de publications diffère dans la nature même des variables par rapport aux bases 2 et 3. En effet, un premier filtre de choix des variables a été effectué par les auteurs même de ces travaux. A l'opposé, les variables des bases 2 et 3, tout étant enregistrées par des personnes, n'ont pas fait l'objet d'un filtrage aussi puissant. Ces variables restaient à être étudiées de manière plus approfondie mais elles se limitaient aussi surtout à l'échelle parcellaire.

- Le nombre et la nature des publications retenues pour la base 1 a pu influencer sur le type de variables qui sont ressorties dans l'arbre correspondant. Il conviendrait de réaliser un test de « robustesse » de l'arbre 1 en ajoutant les publications utilisées une à une, et en comparant entre eux les arbres obtenus.

- définition des valeurs de sortie de l'arbre :

- le choix de la richesse spécifique laisse penser que cette variable est forcément limitative puisqu'elle ne tient pas compte de l'abondance. Toutefois l'usage d'indices de biodiversité tels les indices de Shannon ou d'équitabilité (qui intègrent la notion d'abondance) ne sont pas assez présents ou calculables à partir des données disponibles dans les publications pour permettre d'établir des bases complètes comparables à la base 1. Cela n'est possible qu'à partir de bases de résultats bruts du type des bases 2 ou 3. Cependant, ces dernières ont montré un degré de validation inférieur. Dans nos tests de génération d'arbre de décision par fouille de données, nous avons justement comparé les différents arbres obtenus suivant que l'on utilise telle ou telle variable de sortie avec les bases 2 et 3 (résultats non présentés). Il s'est avéré que le nombre d'espèces est la variable donnant un arbre ayant la meilleure prédiction, suivi de l'indice de Shannon qui produisait un arbre d'architecture proche mais avec une prédiction plus faible. Enfin, la variable abondance produisait des arbres de décision ayant la plus mauvaise des prédictions. Bien que le choix du nombre d'espèces de carabes soit un indicateur indirect de la fonction de régulation étudiée et qu'il ne permet pas de prédire toutes les variations des populations de carabes, il reste l'indice le plus performant

- par ailleurs, pour se rapprocher de la fonction de régulation par les carabes, il faudrait mesurer le niveau de prédation effectif exercé par ces derniers. Toutefois, cela réduit fortement le nombre de publications disponibles et les variables utilisées peuvent être très différentes. Ainsi certains auteurs mesurent le taux d'une protéine de limace via un dosage avec des anticorps monoclonaux sur le contenu de l'estomac des carabes (Symondson et Liddell, 1993) alors que d'autres compareront le nombre de limaces présentes dans un enclos suivant la présence ou l'absence du prédateur (Kromp, 1999).

- constitution des classes de carabes :

- il semblerait qu'une base de publications présentant des gammes de nombre d'espèces de carabes très élargies est plus appropriée comme c'est le cas de la base 1. Ceci afin d'obtenir un indicateur utilisable dans différentes régions.

- les données utilisées pour la validation devraient présenter à peu près le même spectre en variabilité de nombre d'espèces que les données sources utilisées pour la construction des arbres ou réaliser la validation sur plus d'un territoire.

- réflexion sur le niveau de précision de la validation recherchée :

- dans un premier temps, il serait peut être intéressant de se limiter à des zones de vraisemblance afin de mettre en évidence des arbres complètement aberrants

- une mesure plus précise de l'incertitude des données, à la fois au niveau des données sources, au niveau de la construction de l'arbre, mais aussi au niveau de la validation, serait importante à réaliser.

- Les échelles :

Il est nécessaire d'améliorer la méthode d'acquisition des données selon l'échelle choisie, à la fois dans l'architecture de l'indicateur, mais aussi pour la validation : quelle méthode et quelle précision pour quelle échelle ?

- Les autres facteurs :

Les variables « années » et « territoire » sont apparues systématiquement et surpassant toutes les autres variables dans les arbres de décisions issus des bases 2 et 3. Une meilleure connaissance de l'impact de ces variables sur les populations de carabes et de leur prise en compte dans l'architecture de l'indicateur semblerait souhaitable.

D'autres variables de l'environnement comme la pente, la pédologie ou encore l'humidité du sol et sa température peuvent influencer sur la présence des carabes (Magura et al., 2008). Ces variables sont cependant encore plus difficilement intégrables dans la construction d'un indicateur.

2.2. La confrontation des deux méthodes (à dire d'expert et fouille de données)

Nous avons vu en conclusion du chapitre 3 que les deux méthodes ; la méthode à dire d'expert et la méthode par fouille de données divergent selon différents points (**Tableau 3.22**). Mais plutôt que de choisir entre les deux méthodes, il serait peut être intéressant de conduire les deux en parallèles et de jouer sur leur complémentarité réciproque. Ainsi, la méthode par fouille de données permet de dégager de façon objective un certain nombre de facteurs et de les hiérarchiser. Par exemple, l'arbre de décision issu de la base 1, nous a confirmé l'importance du facteur échelle qui doit être placé en amont de l'arbre. Toutefois, ces différents facteurs proposés par la fouille de données dépendent de la qualité de la base de départ. Ainsi, le choix des publications de départ est-il essentiel. Toutefois, il n'est pas forcément nécessaire de le confier à un expert du domaine (contrairement à la démarche à dire d'expert). Par contre l'œil de l'expert peut être utile pour guider la conduite de la démarche avec Weka, notamment dans : le choix des mots clés pour la recherche de publications, la sélection des publications, le choix des variables de sortie et des données de validation.

Ainsi, mieux vaut partir d'un corpus de données très diversifiées par leur origine géographiques, leurs méthodologies, etc. (la source publication étant tout à fait adaptée) que de bases de données trop régionalisées. Celles-ci sont plus adaptées à la validation ou à des tests de sensibilité des indicateurs finaux obtenus.

Par ailleurs, ces travaux soulèvent d'autres questions plus larges concernant la mise en place de méthodes d'évaluation des pratiques de gestion sur la biodiversité. Ainsi, la collecte de donnée sur le terrain a permis de mettre en évidence plusieurs espèces qui sont, soit pour la première fois réapparues en Lorraine depuis les années 50, ou alors n'ont encore été jamais observées en Lorraine (*Harpalus dimidiatus*, *Ophonus puncticollis*). Par conséquent, même si nos indicateurs n'ont pas forcément permis de montrer la capacité du territoire de Vittel à permettre aux populations de carabes d'exercer un contrôle biologique des ravageurs, nous

savons tout de même que la population en carabes y est diversifiée. Cette diversité en carabes prouve que la mise en place de pratiques agricoles durables depuis environ 20 ans (apport de matière organique, gestion des apports en azote, réduction des traitements phytosanitaires,...) a porté ses fruits.

D'autre part, les résultats de la validation des différents arbres de décision ont montré que la connaissance des pratiques agricoles ne permet pas d'expliquer toutes les variations des populations en carabes. Nous arrivons à une constatation semblable au travail de Frank Pervanchon (2004) sur la prédiction de la diversité végétale à partir de pratiques agricoles. L'une de ses conclusions était que ces dernières ne suffisent pas pour prédire convenablement la diversité végétale. Il faut d'abord passer par une prédiction à partir des variables du milieu (facteurs climatiques et pédologiques). C'est également ce qui est ressorti des arbres de décisions des bases 2 et 3 : les facteurs « années » et « territoire » étaient les premiers avant le facteur « habitat » qui pouvait être une ZSN ou une culture. Cependant, autant ces connaissances sur l'influence du milieu peuvent être bien établies pour la flore prairiale, autant il en est tout autrement pour les carabes, et, plus généralement, pour l'entomofaune. Afin que cette notion de prédiction par le milieu soit intégrable dans un indicateur, il faudrait ajouter un facteur d'influence générale du milieu. Par exemple, le maximum de nombre d'espèces de carabes pouvant être capturé dans un seul piège au cours d'une semaine en Lorraine est de 40 espèces. Les observations à l'échelle d'un piège et d'une semaine se feront donc systématiquement en dessous de ce nombre d'espèces, alors que la littérature nous rapportent des nombres d'espèces oscillant entre 70 et 90 espèces par exemple au Nord-Est de l'Allemagne (Brose, 2003)... Il faudrait également pouvoir donner une indication de l'influence de la météorologie de l'année, ainsi que des grandes formations pédologiques sur les variations de populations en carabes.

Par rapport à l'indicateur général de résistance aux stress biotique (Chapitre 2), même s'il reste à préciser et valider les autres sous-indicateurs, certains, comme l'indicateur « pression des adventices » (§ 2.2.1.c.) existe et a été éprouvé pour le piétin verse par le Service de Protection des Végétaux (SRPV). Un autre indicateur comme l'indicateur « pression des ravageurs à déterminisme territorial » (§ 2.3.2.b.) sur le modèle des campagnols (*Microtinus arvalis*) peut être finalisé rapidement étant donné la présence d'un certain nombre de publications sur le sujet, notamment en France (Delattre et al., 1992; Giraudoux et al., 1995; Delattre et al., 1996; Giraudoux et al., 1997; Delattre et al., 1999).

3. Et au-delà de ces travaux

L'étendue des fonctions de la biodiversité (chapitre 1) montre que l'état de la biodiversité a des répercussions sur l'ensemble des activités humaines. Cependant, la prise en compte de la biodiversité, tant au niveau agricole que dans d'autres secteurs d'activités, ne sera effective que lorsque celle-ci ne sera plus antinomique avec l'économie (Denhez, 2007). Par exemple, lorsque l'on calcule le produit intérieur brut (PIB), un habitat devient une richesse lorsqu'il est pollué, car sa dépollution nécessite une activité. Un autre exemple, les immeubles construits sont comptabilisés dans le PIB, mais si à la place des espaces verts avaient été aménagés, ils n'auraient pas été comptabilisés. La qualité d'un cadre de vie n'est nullement pris en compte par le PIB, alors qu'il a une influence sur la productivité des personnes actives, et que le maintien de la qualité d'un cadre de vie est une activité. Cette notion de richesse que constitue la biodiversité commence peu à peu à être prise en compte.

Par exemple, un rapport intitulé "Coûts et bénéfices de la biodiversité en Irlande", produit en mai 2008 pour une commission gouvernementale de l'Irlande, évalue que le « modeste ver de terre » rapporte 700 millions d'euros par an au pays grâce à sa capacité à purger la terre des matières mortes tout en libérant les nutriments" (AFP, 2008).

Tant que l'économie se basera sur des indices calculés de cette manière, la préservation de la biodiversité, et plus généralement celle de l'environnement, ne sera pas considérée comme une richesse mais comme une dépense. Si l'on revient à l'échelle des territoires agricoles, une agriculture qui se dit désormais « durable » ne peut vraiment l'être que si la biodiversité va de pair avec ce concept de richesse.

Il conviendrait donc que les méthodes d'évaluation de l'impact des pratiques sur les fonctions de la biodiversité puissent intégrer au moins en partie cet aspect de la richesse économique que constitue la biodiversité : cela représenterait un avantage de simplification et de puissance accrue du message ainsi porté.

Toutefois, les atteintes à la biodiversité ne sauraient être réduites à un simple aspect financier, et la conjonction de plusieurs indicateurs, associées à différentes variables de sortie (nombre d'espèces disparues, nombre d'habitats disparus, coût de la perte en biodiversité,....etc), pourrait constituer une des meilleures pistes futures à explorer.

Ainsi pourrait-on imaginer les gestionnaires de l'espace, les conseillers agricoles ainsi que les agriculteurs de demain utiliser ensemble (en groupes de réflexion) des tableaux de bord leur indiquant, ou simulant l'état de la biodiversité dans leurs parcelles, leur exploitation et le territoire environnant, en fonction de leurs pratiques.

Liste des figures

Figure 1.1. La composition, la structure et la fonction de la biodiversité selon plusieurs échelles, représentées par des sphères interconnectées (Noss, 1990).	18
Figure 1.2. Hiérarchie des bénéfices potentiels de la biodiversité agricole (Gurr et al., 2003 modifié).	19
Figure 1.4. Effets potentiels de la végétation sur des niveaux trophiques supérieurs et les conséquences sur la gestion des nuisibles (Gurr <i>et al.</i> , 2003b).	26
Figure 1.5. Le microclimat d'une parcelle est formé par l'effet microclimatique du bocage à l'échelle régionale et à l'échelle parcellaire. (CNRS, 1976). Avec H : hauteur totale de la haie (talus compris), soit environ 10 m dans les bocages de l'Ouest de la France.	28
Figure 2.1. Architecture générale de l'indicateur « biodiversité fonctionnelle » (Clergué et al., 2005).	42
Figure 2.2. Architecture générale de l'indicateur de résistance aux stress biotiques	44
Figure 2.3. Niveau de protection des cultures exercée par les organismes du sol « utiles » (ex. :Ectomycorhizes sur céréales ou <i>Pseudomonas sp.</i>) vis à vis des ennemis des cultures à déterminisme parcellaire (tellurique), en fonction de certaines pratiques agricoles (avec un niveau de protection maximale quand la note est de 10 et une absence de protection lorsque la note est de 0).	48
Figure 2.4. Niveau de nuisibilité d'une maladie nécrotrophes et biotrophes à dissémination lente, le piétin verse, et d'un ravageur à déterminisme parcelle, les limaces, en fonction de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale des ravageurs lorsque la note est de 10).	50
Figure 2.5. Niveau de nuisibilité d'une adventice, le vulpin des céréales, en fonction de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale des ravageurs lorsque la note est de 10).	51
Figure 2.6. Niveau de nuisibilité d'une maladie nécrotrophe et biotrophe à dissémination large, le sclérotinia du colza, en fonction de la structuration du paysage et de certaines pratiques agricoles (avec une pression maximale de la maladie lorsque la note est de 10).	53
Figure 2.7. Niveau de nuisibilité d'un ravageur à déterminisme territorial, le campagnol (avec une pression maximale du ravageur lorsque la note est de 10).	54
Figure 3.1. Deux approches de construction d'un indicateur : méthode à dire d'expert et méthode hybride.	56
Figure 3.2. Extrait de l'arbre de décision de la base de données Base 2.	61
Figure 3.4. Paysages rencontrés selon les trois zones biogéographiques : a : périurbain ; b : bocage ; c : openfield.	63
Figure 3.6. Exemple de quadrillage avec une maille de 300 m de côté.	66
Figure 3.7. Schéma d'une croix d'échantillonnage avec ses 5 points de piégeage.	66
Figure 3.8. Carte de position des points de piégeage.	67
Figure 3.9. Piège de type Barber.	68
Figure 3.10. Evolution du poids total en arthropodes en fonction des semaines.	70
Figure 3.11. Poids total en arthropodes en fonction de paramètres de population en carabes (abondance totale (a) et abondance moyenne par piège (b), nombre total d'espèces (c), nombre moyen d'espèces par piège (d)) pour les 5 semaines sélectionnées.	71
Figure 3.12. Nombre d'espèces de carabes en fonction du pourcentage d'habitat semi-naturels dans un territoire.	74
Figure 3.13. Arbre de décision du niveau de contrôle biologique par les carabes selon la méthode à dire d'expert.	76
Figure 3.14. Arbre de décision issu de la base de donnée Base 1.	80

Figure 3.15. Arbre de décision issu de la base de données Base 2.	81
Figure 3.16. Arbre de décision issu de la base de données Base 3.	81
Figure 3.17. Extrait de l'arbre de décision issu de la base de données Base 4.....	84
Figure 3.22. Nombre de sites de piégeage par type d'habitat (5 semaines confondues) utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3. (avec PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles).....	98
Figure 3.23. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle parcellaire (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	99
A l'échelle du territoire, plusieurs possibilités de validation s'offrent à nous. La validation peut être réalisée à l'échelle de la croix d'échantillonnage - qui correspond à un cercle de 500m de rayon, soit une surface de 0,79 km ² -, à l'échelle des trois zones biogéographiques (zone périurbaine, zone d'openfield et zone bocagère) et à l'échelle du territoire dans sa totalité (~50 km ²). Cependant, le calcul d'une classe de nombre d'espèces de carabes avec l'arbre de décision à l'échelle du territoire nécessite la connaissance de la surface en maïs (Figure 3.14.). Cette information a été relevée sur le terrain à l'échelle des croix d'échantillonnage, mais elle ne nous est pas connue pour le reste du territoire. Afin de pouvoir valider l'arbre de décision à l'échelle des zones biogéographiques et du territoire total, nous utiliserons des moyennes de surfaces en maïs à partir des surfaces connues à l'échelle des croix d'échantillonnage.....	
Figure 3.24. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	102
Figure 3.25. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle des trois zones biogéographiques (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	103
Figure 3.26. Nombre de sites de piégeages par type d'habitat utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 2 (avec PP : prairie permanente ; H : haie ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles).	106
Figure 3.27. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 2 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	107
Figure 3.28. Nombre de sites de piégeages par type d'habitat utilisés pour la validation de l'arbre de décision issu de la base de données Base 3 (avec JF : jachère florale, PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre culture ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; LF : lisière forestière).	109
Figure 3.29. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 3 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	110
Figure 3.30. Nombre d'espèces de carabes observés en fonction de la note d'indicateur prédite par l'arbre de décision issu de la base de données Base 4 (nb : un même point peut correspondre à plusieurs sites).	112

Liste des tableaux

Tableau 1.1. Les indices utilisés dans la description de la biodiversité.....	35
Tableau 1.2. Comparaison entre différents modèles et indicateurs évaluant l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité et la valeur agronomique des prairies.....	38
Tableau 3.1. Bibliométrie de l'influence des pratiques agricoles sur les populations en carabes à partir de la base de donnée Current Content Connect entre 1998 et 2005. ABES: Biodiversity in Agriculture, Biology & Environmental Sciences, SBS: Social & Behavioral Sciences, CM: Clinical Medicine, LS: Life Sciences, PCES: Physical, Chemical & Earth Sciences, ECT: Engineering, Computing & Technology, AH: Arts & Humanities (AH).....	58
Tableau 3.3. Matrice de confusion de la base de données Base 1 et calcul du CCS (cases surlignées en jaune).....	62
Tableau 3.4. Matrice de confusion de la base de données Base 1 et calcul du ACS (cases surlignées en vert).	62
Tableau 3.5. Poids total en arthropodes en fonction des semaines, trié par ordre décroissant de poids.	70
Tableau 3.6. Caractéristiques des données biologiques.....	72
Tableau 3.7. Intervalle de classe en nombre d'espèces de carabes de la classification commune.	79
Tableau 3.9. Trois premiers facteurs structurant l'arbre de décision de la Base 4 (x : pas de facteur supplémentaire).	85
Tableau 3.10. Minimum et maximum des surfaces des différents habitats présents dans les sites de la base de données Base 3.	87
Tableau 3.12. Validation des indicateurs des deux méthodes à plusieurs échelles.....	90
Tableau 3.13. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle de la parcelle sur les 5 semaines de piégeage.	91
Tableau 3.14. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle de 500m sur les 5 semaines de piégeage.....	93
Tableau 3.15. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle des 3 zones biogéographiques sur les 5 semaines de piégeage.	94
Tableau 3.16. Matrice de validation de l'arbre de décision à dire d'expert à l'échelle du territoire sur les 5 semaines de piégeage.....	95
Tableau 3.17. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle de la parcelle pour chaque semaine de piégeage (S1, S3, S4, S7, S8).....	97
Tableau 3.18. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle de la parcelle sur les 5 semaines de piégeage (classe de nombre d'espèces de carabes).....	98
Tableau 3.19. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire (zones 500m) sur les 5 semaines de piégeage (classe de nombre d'espèces de carabes).....	102
Tableau 3.20. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle des 3 zones biogéographiques.	103
Tableau 3.21. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 1 à l'échelle du territoire.....	104
Tableau 3.22. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 2.....	107
Tableau 3.23. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 3.....	110
Tableau 3.24. Matrice de validation de l'arbre de décision de la Base 4.....	112
Tableau 3.25. Récapitulatif des résultats de validation des arbres de décisions des 4 bases de données à l'échelle parcellaire avec le détail des types d'habitats. (avec PT : prairie temporaire ; PP : prairie permanente ; PA : pâture ; C : céréale ; H : haie ; AC : autre	

culture (colza en majorité) ; M : maïs ; V : verger ; F : forêt ; ZSN : zones semi-naturelles et * habitat présent une seule fois).....	120
Tableau 3.26. Synthèse de la comparaison des deux méthodes pour générer des arbres de décision.....	124

Liste des annexes

Annexe 1. Détail des variables de l'environnement pour chaque base de données	138
Annexe 2. Arbre de décision issu de la base de données Base 4	140
Annexe 3. Annexe 3. Liste des espèces de Carabidae et leur abondance dans le territoire de Vittel sur 5 semaines de piégeage	145
Annexe 4. Publication : Biodiversity :function and assessment in agricultural areas. A review.	147

Annexe 1. Détail des variables de l'environnement pour chaque base de données

Base 1

Longueur de haie (m/ha)
Surface en zones boisées (%)
Surface en prairies permanentes (%)
Surface en maïs (%)
Surface en autres cultures (%)
Surface totale en culture
Surface en friche (%)
Surface en zones humides (%)
Surface en zones semi-naturelles (%)
Surface en bâtis (%)
Ouverture du paysage (m)
Connectivité (nombre de connexion/ha)
Hétérogénéité : à plusieurs échelles :
 LSH : Large-scale landscape heterogeneity
 SSH : Small-scale landscape heterogeneity
 PA : mean perimeter-to-area
 CD : crop diversity
Travail du sol : oui/non
Profondeur labour (cm)
Système Agricole : agriculture biologique, agriculture intégrée ou agriculture conventionnelle
Fertilisation :
 Type de fertilisation : minérale, organique ou les deux
 Quantité d'azote (kgN/ha)
 Quantité d'ammonitrate (t/ha)
 Quantité de sulfate de potassium (t/ha)
 Slurry (m³/ha)
 Farmyard manure (m³/ha)
 Quantité de compost (m³/ha)
 Quantité d'amendement organique (t/ha)
Pesticides:
 Type d'herbicide : glyphosate ou 2,4D + Dicamba
 Nombre d'applications d'herbicide
 Type d'insecticide : pirimicarb ou organophosphoré
 Nombre d'applications d'insecticide
 Nombre d'applications de fongicide
 Nombre d'applications de régulateur de croissance
 Nombre total d'applications de pesticide
Rendement : bas/moyen/élevé
Type d'habitat: classification base 1 ou base 3
Précédent cultural : blé d'hiver, betterave sucrière, avoine, tournesol, colza, pomme de terre, orge.
Intensité de l'exploitation des prairies : extensif, peu intensif, intensif.
âge des haies : [3 ;40]
nombre de fauche
conduite des prairies

Nombre d'années après la conversion de l'exploitation agricole vers l'agriculture biologique
Nombre d'années après la conversion de l'exploitation agricole vers l'agriculture intégrée
Densité des céréales (plants/m²)
Flore messicole (nombre d'espèces)
Nombre de culture de la rotation
Nombre de parcelle en trèfle-ray grass
Echelle : parcelle, exploitation agricole, territoire

Base 2

N/ha A+B
N permgrass
N/ha UUA
LU Density
Herbizid
Insektizid
Fungizid
Retardants
Pest tot
farm crop diversity
%N>150kg, nur arable
LUI aggregated (%)
Culture (%)
bois et friche (%)
prairies permanentes (%)
densité de haie (%)
RégionHabitat_code
Type-Habitat
Year

Base 3

Périmètre
Année
%SCE
%Vergers traditionnels
%Prairie permanente intensive
%Céréale
%Bosquet/Bande herbeuse
%Forêt
%Autre
Habitat
Nombre d'individus
Nombre d'espèces

Annexe 2. Arbre de décision issu de la base de donnée Base 4.

Type-habitat = JF

- | Cereale200 m <= 94.09
 - | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 14.33
 - | | | SCE200 m <= 3.9
 - | | | | Autre200 m <= 13.45: 10 (7.46/2.46)
 - | | | | Autre200 m > 13.45: 6 (3.2/2.16)
 - | | | SCE200 m > 3.9: 5 (20.24/10.09)
 - | | Prairie-permanente-intensive200 m > 14.33: 6 (2.13/1.11)
- | Cereale200 m > 94.09
 - | | Autre200 m <= 2.14
 - | | | Cereale200 m <= 94.35: 12 (2.13/0.13)
 - | | | Cereale200 m > 94.35: 6 (4.26/2.22)
 - | | Autre200 m > 2.14: 4 (2.13/0.11)

Type-habitat = PP

- | Insecticide-Nb-appl <= 0: 2 (52.97/29.77)
- | Insecticide-Nb-appl > 0: 3 (35.31/19.75)

Type-habitat = PT: 3 (94.52/64.09)

Type-habitat = PPE

- | Prairie-permanente-intensive200 m <= 0
 - | | Forest200 m <= 52.23
 - | | | Autre200 m <= 1.4: 8 (3.14/1.14)
 - | | | Autre200 m > 1.4
 - | | | | Cereale200 m <= 83.97
 - | | | | | Cereale200 m <= 48.1: 6 (8.37/4.29)
 - | | | | | Cereale200 m > 48.1
 - | | | | | | SCE200 m <= 4.6: 7 (2.09/1.09)
 - | | | | | | SCE200 m > 4.6: 10 (3.14/1.14)
 - | | | | | Cereale200 m > 83.97
 - | | | | | | Autre200 m <= 3.27: 4 (3.14/2.09)
 - | | | | | | Autre200 m > 3.27
 - | | | | | | | Cereale200 m <= 86.42: 4 (2.09/1.06)
 - | | | | | | | Cereale200 m > 86.42: 6 (4.18/1.14)
 - | | Forest200 m > 52.23
 - | | | Autre200 m <= 5.44: 4 (4.18/1.12)
 - | | | Autre200 m > 5.44: 7 (2.09/1.09)
 - | Prairie-permanente-intensive200 m > 0
 - | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m <= 7.96
 - | | | Autre200 m <= 2.67
 - | | | | SCE200 m <= 7.81
 - | | | | | Vergers-traditionnels200 m <= 0.7
 - | | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 22.9: 4 (5.23/1.15)
 - | | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 22.9: 7 (3.14/0.13)
 - | | | | | | Vergers-traditionnels200 m > 0.7: 8 (4.18/1.18)
 - | | | | | SCE200 m > 7.81

| | | | | Vergers-traditionnels200 m <= 13.39
 | | | | | SCE200 m <= 8.55: 5 (3.14/0.12)
 | | | | | SCE200 m > 8.55: 4 (21.97/5.64)
 | | | | | Vergers-traditionnels200 m > 13.39: 5 (2.09/1.08)
 | | | | | Autre200 m > 2.67
 | | | | | Cereale200 m <= 19.66: 7 (2.09/1.09)
 | | | | | Cereale200 m > 19.66
 | | | | | Vergers-traditionnels200 m <= 10.02
 | | | | | Forest200 m <= 0.22
 | | | | | | SCE200 m <= 6.75: 5 (4.18/1.15)
 | | | | | | SCE200 m > 6.75: 3 (4.18/1.17)
 | | | | | | Forest200 m > 0.22: 4 (42.89/22.25)
 | | | | | Vergers-traditionnels200 m > 10.02
 | | | | | | Forest200 m <= 3.9: 4 (8.37/2.24)
 | | | | | | Forest200 m > 3.9: 6 (2.09/0.07)
 | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m > 7.96
 | | | | | SCE200 m <= 2.33: 6 (2.09/1.07)
 | | | | | SCE200 m > 2.33
 | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m <= 34: 3 (4.18/1.17)
 | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m > 34: 4 (2.09/1.06)

Type-habitat = PPI

| Forest200 m <= 21.82
 | | Autre200 m <= 2.88
 | | | SCE200 m <= 4.32: 3 (2.2/1.19)
 | | | SCE200 m > 4.32: 5 (2.2/0.19)
 | | | Autre200 m > 2.88: 4 (30.83/11.9)
 | Forest200 m > 21.82
 | | Autre200 m <= 10.54
 | | | Forest200 m <= 25.01: 7 (2.2/1.2)
 | | | Forest200 m > 25.01
 | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 8.05: 3 (2.2/0.19)
 | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 8.05
 | | | | | SCE200 m <= 9.92: 5 (5.5/1.46)
 | | | | | SCE200 m > 9.92: 4 (3.3/0.1)
 | | | | | Autre200 m > 10.54
 | | | | | Forest200 m <= 29.39
 | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 27.51: 2 (2.2/0.2)
 | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 27.51: 3 (2.2/0.19)
 | | | | | Forest200 m > 29.39: 7 (2.2/1.2)

Type-habitat = PPPI

| Autre200 m <= 9.44
 | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 20.99
 | | | Forest200 m <= 49.55
 | | | | Vergers-traditionnels200 m <= 11.76
 | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 7.89
 | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m <= 2.73
 | | | | | | SCE200 m <= 4.26: 4 (2.11/1.1)
 | | | | | | SCE200 m > 4.26: 6 (4.23/1.19)
 | | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m > 2.73: 4 (2.11/0.1)
 | | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 7.89

- | | | | | Vergers-traditionnels200 m <= 2.99: 5 (9.51/4.28)
- | | | | | Vergers-traditionnels200 m > 2.99
- | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m <= 0.54: 3 (2.11/0.1)
- | | | | | Bosquet-Bande-herbeuse200 m > 0.54: 4 (4.23/1.19)
- | | | | Vergers-traditionnels200 m > 11.76: 5 (2.11/1.06)
- | | | Forest200 m > 49.55
- | | | | Cereale200 m <= 17.27: 8 (3.17/0.17)
- | | | | Cereale200 m > 17.27
- | | | | | Cereale200 m <= 20.64: 5 (3.17/1.09)
- | | | | | Cereale200 m > 20.64: 4 (3.17/1.14)
- | | Prairie-permanente-intensive200 m > 20.99
- | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 29.58: 6 (6.34/1.28)
- | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 29.58
- | | | | SCE200 m <= 7.86: 4 (3.17/1.14)
- | | | | SCE200 m > 7.86: 2 (3.17/1.17)
- | Autre200 m > 9.44
- | | Forest200 m <= 32.64
- | | | SCE200 m <= 5.2: 10 (3.17/1.17)
- | | | SCE200 m > 5.2
- | | | | Cereale200 m <= 42.41: 5 (2.11/1.06)
- | | | | Cereale200 m > 42.41: 4 (3.17/1.14)
- | | Forest200 m > 32.64: 6 (3.17/2.14)

Type-habitat = PA

- | Bosquet-Bande-herbeuse200 m <= 0.87
- | | Vergers-traditionnels200 m <= 0.42: 4 (2.08/1.06)
- | | Vergers-traditionnels200 m > 0.42: 3 (9.35/1.31)
- | Bosquet-Bande-herbeuse200 m > 0.87
- | | Cereale200 m <= 34.5: 2 (7.27/1.27)
- | | Cereale200 m > 34.5
- | | | Cereale200 m <= 49.86: 4 (3.12/1.09)
- | | | Cereale200 m > 49.86: 3 (3.12/1.1)

Type-habitat = C

- | Echelle = parcelle
- | | Système-Agricole = organic: 4 (39.83/29.83)
- | | Système-Agricole = conv
- | | | Vergers-traditionnels200 m <= 0.42
- | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 16.08
- | | | | | SCE200 m <= 2.13: 6 (32.15/25.81)
- | | | | | SCE200 m > 2.13: 4 (25.01/18.48)
- | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 16.08: 3 (8.04/5.36)
- | | | Vergers-traditionnels200 m > 0.42: 3 (11.61/7.17)
- | | Système-Agricole = integrated: 1 (48.36/31.36)
- | Echelle = EA
- | | Système-Agricole = organic
- | | | Farmyard-manure <= 0: 4 (12.03/4.43)
- | | | Farmyard-manure > 0: 3 (2.41/1.35)
- | | Système-Agricole = conv: 6 (2.44/0.9)
- | | Système-Agricole = integrated
- | | | Ammonitrate <= 0.275: 3 (8.0/2.0)
- | | | Ammonitrate > 0.275: 4 (4.0/1.0)

| Echelle = territoire: 6 (4.5/3.06)

Type-habitat = H

| Forest200 m <= 1.63: 2 (54.33/39.13)

| Forest200 m > 1.63

| | Vergers-traditionnels200 m <= 1.33: 4 (37.04/25.08)

| | Vergers-traditionnels200 m > 1.33: 3 (19.76/10.29)

Type-habitat = AC: 1 (60.24/35.24)

Type-habitat = M

| Autre200 m <= 10.23: 3 (10.09/3.33)

| Autre200 m > 10.23: 4 (7.57/2.51)

Type-habitat = V

| Vergers-traditionnels200 m <= 15.54

| | Vergers-traditionnels200 m <= 7.24

| | | Autre200 m <= 9.71: 4 (8.66/2.47)

| | | Autre200 m > 9.71: 3 (8.66/4.62)

| | Vergers-traditionnels200 m > 7.24

| | | Forest200 m <= 12.91

| | | | Vergers-traditionnels200 m <= 11.31: 4 (7.21/3.06)

| | | | Vergers-traditionnels200 m > 11.31: 2 (7.21/2.66)

| | | Forest200 m > 12.91: 2 (5.77/2.33)

| Vergers-traditionnels200 m > 15.54

| | Forest200 m <= 0.22: 4 (21.64/11.18)

| | Forest200 m > 0.22: 3 (18.75/6.5)

Type-habitat = LF

| Cereale200 m <= 10.38

| | Cereale200 m <= 6.61: 4 (4.15/1.12)

| | Cereale200 m > 6.61

| | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 31.86: 5 (4.15/1.12)

| | | Prairie-permanente-intensive200 m > 31.86: 7 (2.08/0.07)

| Cereale200 m > 10.38

| | Prairie-permanente-intensive200 m <= 19.3

| | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 5.84

| | | | Forest200 m <= 53.99

| | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 2

| | | | | | SCE200 m <= 7.53: 7 (7.27/3.26)

| | | | | | SCE200 m > 7.53: 6 (2.08/1.06)

| | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 2

| | | | | | Forest200 m <= 51.72: 5 (2.08/0.06)

| | | | | | Forest200 m > 51.72: 7 (3.12/1.11)

| | | | | Forest200 m > 53.99: 4 (3.12/2.09)

| | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 5.84

| | | | | SCE200 m <= 3.81: 6 (3.12/2.08)

| | | | | SCE200 m > 3.81

| | | | | | SCE200 m <= 6.67: 8 (6.23/2.23)

| | | | | | SCE200 m > 6.67

| | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 14.12: 9 (2.08/0.08)

| | | | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 14.12: 3 (2.08/1.07)

| | | Prairie-permanente-intensive200 m > 19.3

| | | | Vergers-traditionnels200 m <= 0.05: 6 (2.08/1.06)

| | | | Vergers-traditionnels200 m > 0.05

| | | | Prairie-permanente-intensive200 m <= 20.99: 6 (2.08/0.06)

| | | | Prairie-permanente-intensive200 m > 20.99: 7 (7.27/2.26)

Type-habitat = F: 2 (43.62/23.62)

Type-habitat = ZSN

| Total-Pesticide-Nb-appl <= 1: 2 (6.43/3.22)

| Total-Pesticide-Nb-appl > 1

| | Bois-et-friche <= 9: 3 (**14.76**/7.74)

| | Bois-et-friche > 9: 2 (9.97/4.65)

CCS: 26.2 %

ACS: 64,1 %

Annexe 3. Liste des espèces de Carabidae et leur abondance dans le territoire de Vittel sur 5 semaines de piégeage

Espèce	Abondance
Abax ater Villers	26
Abax parallelus Düft.	6
Agonum lugens Düft.	2
Amara aenea Deg.	32
Amara familiaris Düft.	32
Amara lucida Ill.	2
Amara lunicollis Schiödte	1
Amara montivaga Sturm.	3
Amara ovata F.	37
Amara similata Gyll.	633
Amara tibialis Payk.	550
Anisodactylus binotatus F.	1
Anisodactylus signatus Panz.	21
Bembidion illigeri Netol.	3
Bembidion lampros Hbst.	2
Bembidion obtusum Serv.	2
Brachinus crepitans L.	2228
Brachinus explodens Düft.	84
Brachinus sclopeta F.	771
Calathus fuscipes Goeze	5
Carabus auratus L.	503
Carabus granulatus L.	1
Carabus monilis F.	6
Carabus nemoralis O.F. Müller	2
Carabus purpurascens F.	5
Diachromus germanus L.	19
Dromius quadrinotatus Panz.	1
Harpalus affinis Schrank.	133
Harpalus cupreus Dej.	69
* Harpalus dimidiatus Rossi	6
Harpalus latus L.	7
Loricera pilicornis F.	11
Microlestes minutulus Goeze	1
Nebria brevicollis F.	79
Notiophilus aquaticus L.	1
Notiophilus palustris Düft.	1
Ophonus ardosiacus Lutschnik	1
Ophonus azureus F.	3
Ophonus calceatus Düft.	3
* Ophonus puncticollis Payk.	1
Ophonus rufipes Deg.	305
Platynus assimilis Payk.	1
Platynus dorsalis Pontopp.	1098
Poecilus cupreus L.	2851
Poecilus kugelanni Panz.	4
Pterostichus anthracinus Ill.	117

Pterostichus madidus F.	7
Pterostichus melanarius Ill.	259
Pterostichus ovoideus Sturm.	2
Pterostichus vernalis Panz.	2
Stomis pumicatus Panz.	1
Trechus quadristriatus Schrank.	4
Zabrus tenebrioides Goeze	3
Abondance totale	9948
Nombre total d'espèces	53

Annexe 4. Publication: Biodiversity : function and assessment in agricultural areas. A review.

Boris Clergué, Bernard Amiaud, Frank Pervanchon, Françoise Lasserre-Joulin et Sylvain Plantureux.

(2005) *Agronomy for Sustainable Development* 25: 1-15.

Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review

Boris CLERGUE^a, Bernard AMIAUD^a, Frank PERVANÇON^b, Françoise LASSERRE-JOULIN^a, Sylvain PLANTUREUX^a

^aUMR INRA-ENSAIA-INPL, Agronomie et Environnement, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy, France

^bTrame, 9 rue de La Baume, 75008 Paris, France

(Received 25 October 2004; accepted 25 October 2004)

Abstract – Biodiversity has become a central concept in agronomical research since the Rio de Janeiro summit in 1992. Agricultural areas include a unique biological diversity which is the basis of human activities. Conservation of this biodiversity in agricultural and protected areas is therefore fundamental and requires an operational approach. Biodiversity is a complex entity which can be spread over several levels (genes, species, ecosystems and ecological processes) and can be related to three main functions: (i) patrimonial functions, (ii) agronomical functions and (iii) ecological functions. The patrimonial function concerns conservation of the landscape aesthetic and threatened species. The biodiversity function according to relationships with agricultural activities describes resistance to biotic and abiotic stress, and the production of cultivated ecosystems. Biodiversity is also involved in ecological functioning through the existence of special habitats with particular species. The relevance of assessment tools is required in order to understand and evaluate the impact of farm practices on the different compartments of biodiversity on the patch scale to the landscape scale. Different methods, such as direct measurements with biodiversity indexes, biotic indicators and models are described and their suitability and limits are discussed.

biodiversity / assessment / landscape / indicators / sustainable agriculture

1. INTRODUCTION

Biodiversity has become a central concept in agronomical research since the Rio de Janeiro summit in 1992 [24]. This event indicated a world consciousness of the importance of biodiversity protection for sustainable development [14]. Biodiversity protection can be motivated by pragmatic reasons. For example, biodiversity represents a potential reserve of new compounds for medicine, interesting genes for plant breeding and services for agriculture [2, 37, 102, 105]. Biodiversity is also considered as mankind's heritage and human beings cannot decide on the existence or not of a species [20].

Considering the role of agriculture in the preservation of biodiversity appears to be a key issue. For better biodiversity conservation on the large scale of territories, knowledge and creation of conservation tools are necessary not only in protected and restricted areas but also in agricultural areas. On the European Community scale, agricultural areas are more significant (44%) than protected areas, which represent less than 5% [114]. In addition, mosaic landscapes based on a mixture of agricultural and semi-natural areas represent a particular reserve of biodiversity. Finally, biodiversity preservation in agricultural lands produces new challenges: to conciliate production necessities with respect for the environment [2, 16, 105, 141]. Additional studies have been conducted in urban land-

scapes [12, 74, 144], and in natural areas [10, 25, 75, 97, 103], but these specific cases will not be developed in this paper.

Protection of biodiversity requires assessment methods in order to understand disturbance effects on biodiversity, monitoring its state and the relevance of agri-environmental measures. However, biodiversity is a very complex entity with the interaction of different scales (species, community, ecosystem and landscape). Biodiversity is not only a concept which expresses the "variety of life" but is also a socio-political construction and an ecological measurable entity [44]. Thus, operational definitions of biodiversity are necessary to determine research directives, biological conservation measures and make environmental policies.

For instance, Noss [92] has described biodiversity by a hierarchical approach based on the distinction between "composition", "structure" and "function" applied on different scales (Fig. 1). The work of Noss has been a key reference in ecological studies for monitoring biodiversity. Biodiversity "composition" is an inventory of characteristics, such as biomass production, species abundance, presence of threatened species or habitat proportions. Biodiversity "structure" is the organisation of biodiversity components and the relations between them. These components take into account structural data about population (sex, ratio, morphological variability, etc.), habitat (slope, foliage density, etc.) and landscape (connectivity, fragmentation, patch size, etc.).

* Corresponding author: boris.clergue@ensaia.inpl-nancy.fr

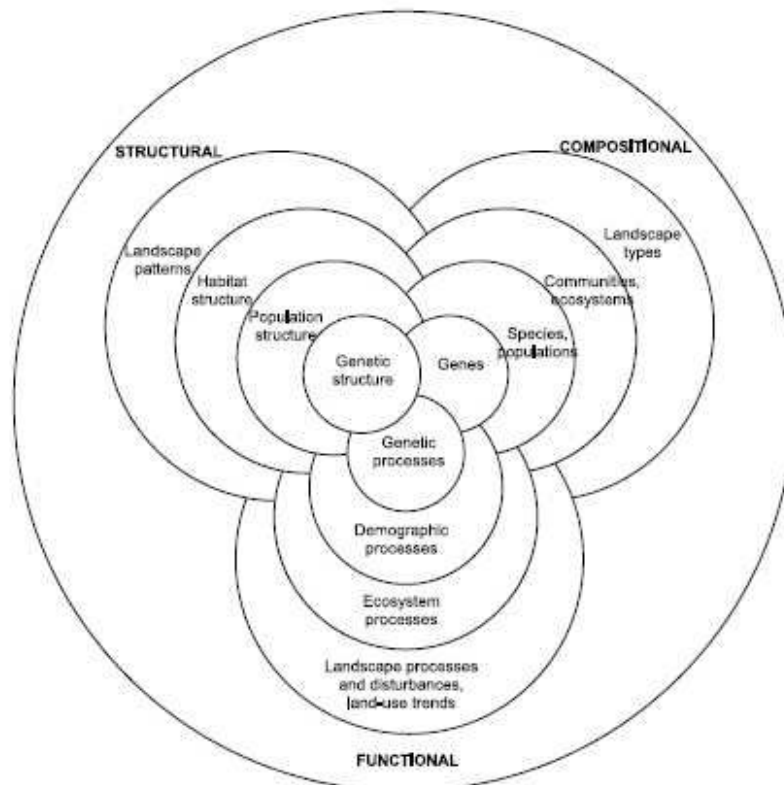


Figure 1. Compositional, structural and functional biodiversity, shown as interconnected spheres ([92] modified).

The third level, biodiversity "function", is the whole of particular ecological processes, such as demographic processes or population dynamics and genetics. The functional groups theory is another operational approach which links biodiversity to ecosystem processes. Each functional group is related to an ecosystem process such as organic matter decomposition or nitrogen mineralisation [71, 76, 78, 79, 137, 142]. An ecosystem process becomes an ecosystem service according to a human point of view. For example, biomass production of grassland ecosystem represents forage production for cattle. Ecosystem services therefore form a basis for human life [120].

Agricultural areas contain a unique and useful biodiversity which results from farm management. In order to promote sustainable agriculture, knowledge and conservation of biodiversity need clarification on two points: (i) the biodiversity concept, especially the integration of the benefits of biodiversity, and (ii) assessment methods used to evaluate and monitor biodiversity.

2. BIODIVERSITY AS A MULTI-FUNCTION

Biodiversity is a complex entity which can be spread over several levels. Authors have given, therefore, different ways to define biodiversity as a sum of several functions.

Noss [92] proposed a hierarchic approach involving the concept of the term "function" of biodiversity. He used it to define all the processes which occur on the different scales: gene, species-population, community-ecosystem and regional landscape (Fig. 1). Nutrient cycling and energy flow are especially taken into account. However, Noss has focused on the ecological functions of biodiversity.

On the contrary, Peeters et al. [106] have expressed biodiversity functions essentially according to relationships with agricultural activities. Biodiversity is split into three parts: (i) agricultural biodiversity, (ii) para-agricultural biodiversity, and (iii) extra-agricultural biodiversity. "Agricultural biodiversity" represents the variety of life directly used for farming production. It involves animal and plant species, races and varieties. "Para-agricultural biodiversity" (also called "functional biodiversity") is the variety of life indirectly used for farming production such as soil fauna, auxiliary fauna, pollinators, grassland plant diversity and more generally ecosystem services. "Extra-agricultural biodiversity" represents biodiversity in production areas which does not contribute to production. These are mainly particular species, especially endangered species (orchids, butterflies, great mammals, etc.).

Gurr et al. [53] also reviewed benefits of biodiversity for agricultural production such as pest management which favours

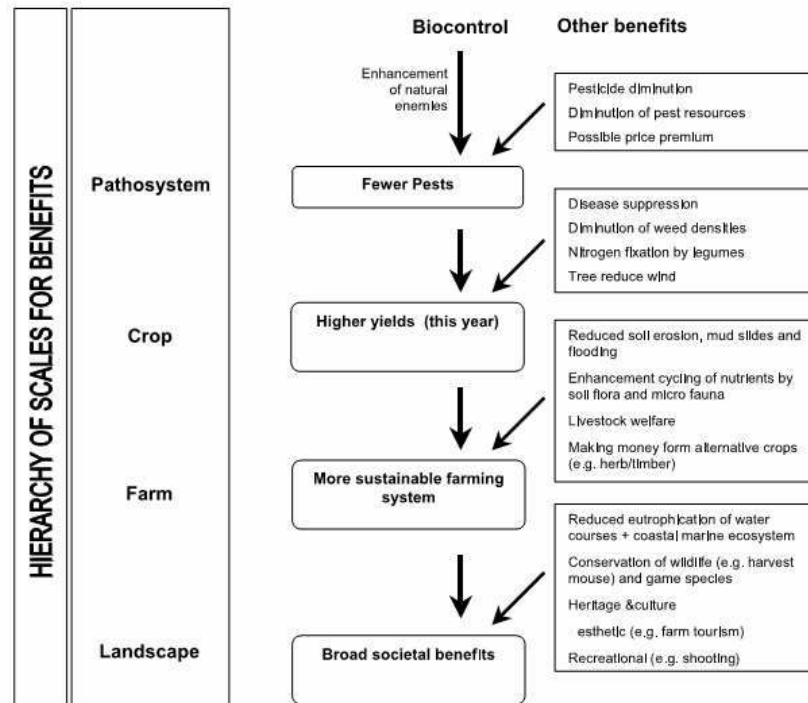


Figure 2. The hierarchy of scale for potential benefits of multi-functional agricultural biodiversity ([53] modified).

enhancement of natural enemies. They also proposed a hierarchy of biodiversity benefits based on the different scales of biodiversity. For instance, pest management is obtained on the patch scale by changing practices, and on the landscape scale by the integration of non-crop vegetation which increases diversity (Fig. 2).

The definitions of Peeters et al. [106] and Gurr et al. [53] show that agricultural activities are strongly linked to biodiversity components. Paoletti et al. [101, 102] previously highlighted, by an inventory of biodiversity components, that agricultural production is based on biodiversity.

Duelli and Obrist [37] have reviewed the different aspects of biodiversity with both an ecological approach and an agronomical approach. They separated these aspects into three parts which motivated preservation and studies on biodiversity: (i) conservation (threatened species protection), (ii) biological control (antagonist species diversity), and (iii) resilience (ecosystem processes). The Duelli and Obrist [37] approach presents a biodiversity concept which manages several functions or ecological services. The three parts may be, respectively, extended to three main functions: patrimonial functions, agronomical functions and ecological functions. The approach of Gurr et al. [53] highlights the necessity of taking into account the action of these functions on several scales.

2.1. Patrimonial functions

The biodiversity of a site is related to history, and thus constitutes a patrimony. This patrimony is a common heritage with both a natural or biological and cultural patrimony. More often than not, these two patrimonies are inter-related. Patrimonial functions are present on different scales: on a landscape scale, biodiversity contributes to aesthetic, and on a smaller scale, to particular habitat, species and a genetic patrimony.

2.1.1. Aesthetic function

Biodiversity contributes to the aesthetic value of the landscape; this is also called visual or scenic quality. On the landscape scale, patrimony therefore has an aesthetic function. The aesthetic function creates a feeling of identity for residents, and a recreation object for tourists.

For the European Landscape Convention [39], "landscape means an area as perceived by people, whose character is the result of the action and interaction of natural and/or human factors". Thus, the aesthetic value includes natural and cultural elements of the landscape. Steiner [133] stated that "usually, a landscape is that portion of land or territory which the eye can comprehend in a single view, including all its natural characteristics".

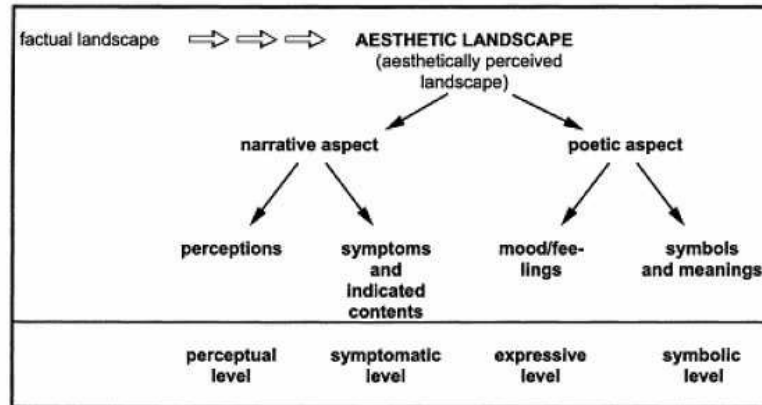


Figure 3. Aesthetic perception of landscape and levels of aesthetic cognition ([91] modified).

Aesthetic values result from the relationship between the landscape and an observer. Observation provokes in the observer a visual perception that is associated with thoughts and feelings. The NGO European Academy for the Culture of Landscape [112] attributed the first landscape description in Europe to the Italian poet Francesco Petrarca (1304–1374). At the “Mont Ventoux” summit (Vaucluse, France), Petrarca related an observation experiment. He observed a panorama, the nature which he perceived as a totality: a landscape. This observation is considered as an aesthetic perception. Nohl [91] explained precisely the aesthetic perception process (Fig. 3). He differentiated several levels of perception; especially between, on the one hand, results of observation and interpretation, and on the other hand, objective (narrative aspect) and subjective approaches (poetic aspect). However, Weinstoerffer and Girardin (2000) underlined that the first landscape studies which began in the seventies had used only an “objective pole” with a descriptive science. This point of view includes naturalistic approaches and agro-ecological approaches: the first approach studies landscape structure by inventories of the characteristics (vegetation, relief, soil, geology and climate), the second approach is a taking into account of agricultural and semi-natural elements [143]. Since the earlier work of Shafer et al. [122], more recent landscape studies have included both objective and subjective approaches (See, for example: [5, 11, 13, 99, 100, 141]). Colquhoun [27] and Bosshard [11] pointed out that subjective approaches have the same scientific rigour as the objective approaches. This conviction is based on the works of the German poet and scientist Goethe (1749–1832) in botany (*Plant metamorphosis*, 1789) and optics (*Theory of colours*, 1810). The American philosopher Emerson (1803–1882) also sustained this point of view, especially in his essay *Nature* (1836).

In addition, Schüpbach [121] underlined the fact that the tourist industry and landscape protection organisations (see, for example, [130]) use aesthetic perceptions in order to raise the public conscience of the landscape.

Analysis of these perceptions showed that humans have “a natural attraction for diversity which is a source of pleasure, satisfaction, or happiness” [143]. A preserved natural landscape provoked the same feelings [4, 99, 100].

Biodiversity gives origin to an aesthetic function on the landscape scale but Nohl [91] showed another complexity level: “*If one compares the appearance of today’s landscape with that of premodern and early modern time, one recognizes that the landscape did not only lose its wealth of elements but also its sense of unity which gave form to that variety*”. Landscape aesthetic is thus a result of the diversity of elements and their cohesion or organisation.

An agricultural landscape is a complex assemblage of agricultural, semi-natural and rural areas [114] and constitutes a mosaic of many elements. Heterogeneity is a parameter that helps with understanding the organisation of mosaic landscapes. Heterogeneity is the diversity of landscape elements (patches) and the complexity of their spatial relationships. Fragmentation and connectivity are measures that characterise landscape heterogeneity. Fragmentation gives information on the spatial organisation of a habitat by patch size, while connectivity describes the spatial relationships between patches [18]. These spatial parameters permit the understanding of the preferences of the observers.

A landscape can offer some aesthetic qualities to the inhabitant or tourist but landscapes contain other elements which the public prefer, and ecological characteristics. These elements also have a patrimonial value.

2.1.2. Patrimonial function on other scales

Biodiversity can also have a patrimonial interest that is more due to its historical and socio-cultural context than its visual quality. On small scales, patrimony includes habitats, species and genetic patrimony.

On the European scale, the Directive 92/43/EEC (Habitats Directive) on the conservation of natural habitats, wild fauna and flora has established the European ecological network Natura 2000.

Natura 2000 aims to maintain vital elements of the natural patrimony. These natural areas are also related to economic activities (agro-forest production and rural tourism), hobbies (hunting, fishing, outdoor hobbies, etc.), and contribute to maintaining the quality of rural life.

Following the Convention on Biological Diversity the signatory states must contribute to species conservation: this is especially the case for threatened species [23] that belong to natural patrimony. Based on the Red list concept of the World Conservation Union (IUCN), threatened species are registered for particular areas.

So-called flagship species are used to increase public interest and attract funding for ecological matters [21]. These species are often threatened species. Flagship species can be a plant (orchids, etc.) or an animal (butterflies, eagle, bear, wolf, etc.) with sometimes a cynegetic value (partridge, hare, etc.). Flagship species belong, therefore, to cultural and natural patrimony.

Pervanchon [109], owing to a request from French Regional Natural Park managers, found that rarity characterises patrimonial value in permanent meadows. The rarity criteria of a species is based on the rarity index of Janssens [58]. Pervanchon [109] proposed a definition of a patrimonial species which covers the concepts of both flagship and threatened species. A patrimonial species is “a rare or threatened species which needs local management and which may be a flagship species and may have cultural importance” [109]. The Patrimoniality concept is used in ecological studies in this sense (see, for example [43, 70, 104]).

On the genetic scale, natural and agronomic species have a genetic patrimonial value. Genetic diversity allows species perenniality and species adaptation to environment changes. In addition, knowledge of genetic diversity gives measures for the breeding and conservation of plants [8] and animals [31]. This may also help in conservation of wild species and forest management [45]. Conservation of genetic resources has been committed internationally especially via the Global Programme for the Management of Farm Animal Genetic Resources (FAO) and the Global Plan of Action for the Conservation and Sustainable Utilisation of Plant Genetic Resources for Food and Agriculture (FAO, Leipzig, June 1996).

2.2. Agronomical functions

Agricultural production can be considered as linked to different biodiversity functions. This biodiversity may control crop and meadow stresses (pests, diseases, dryness, deficiencies, etc.) and support essential plant functions such as reproduction via pollinators. Biodiversity acts on agronomic parameters on different scales: on the patch scale, on the matrix scale, which includes semi-natural boundaries (bark, ditches and hedgerow), and on the landscape scale with hedgerow webs (connectivity and fragmentation) or forest areas.

2.2.1. Biotic stress resistance

2.2.1.1. Pest control

Biodiversity can control pest population by two mechanisms: on the one hand, floristic diversity implies a decrease

in host species (bottom-up effect), while on the other hand, an increased diversity of predators controls pest populations (top-down effect) [53].

Arthropods and birds are the main auxiliaries. The presence of these useful fauna is strongly correlated with semi-natural areas [60, 62].

In the case of the vole, their outbreaks are strongly correlated with land cover. High values of the meadow/crop area ratio indicate a high risk of outbreaks [48]. Millan de la Peña et al. [84] showed that habitat diversity (connectivity vs openness) allowed a diversity of rodents and thus decreased the generalist species.

A high species diversity within a community enhances its resistance to invasion of alien species. The works of Levine et al. [73] and Shea and Chesson [124] reviewed the different studies examining this theory. The majority of studies were carried out on plants in grasslands. In addition, they indicated that the most diverse natural communities were the most frequently invaded.

2.2.1.2. Disease and nematode control

Crop protection against diseases is an important part of the farming budget. The diversity of plant and soil organisms may help to control pathogenic microorganisms, especially fungi [1, 117] and plant-parasitic nematodes [147]. In addition, disease control by biodiversity helps to reduce pesticide inputs. Crop rotation (diversity in time) and the diversity of organisms in organic amendments are management practices which increase soil biological activity. For example, wheat diseases can be reduced by cultivar blending [57], while compost amendment increases soil biological activity and controls turfgrass diseases [90].

The presence of hedgerows limits propagation of some diseases (e.g. Oidium) by reducing wind, but can induce other disease in shaded and wet areas.

2.2.2. Abiotic stress resistance

2.2.2.1. Biodiversity benefits for soil properties

Soil biota regulates many ecological processes: litter decomposition, nutrient cycling, pathogen control, mineral weathering, etc. From an agronomical point of view, the processes of decomposition, immobilisation and mineralisation liberate nutrient elements according to plant growth [102]. Thus, losses by leaching are limited as plants absorb necessary elements. Moreover, symbiotic associations with mycorrhizal fungi increase nutrient availability, e.g. of phosphorus, and increase plant water uptake. Mycorrhizal symbiosis is therefore important for plant growth. It is present in all plant species except in the Brassicaceae family [136]. Soil biota can also weather minerals by production of chelating agents and catalyses redox reactions [2].

The diversity of soil organisms and their abundance are involved with processes that affect soil structure. Crossley et al. [30] defined the influence of each organism category (microflora, microfauna, mesofauna and macrofauna) on each soil structure. These organisms act as much on particle aggregation and humification as porosity creation and organic-mineral phase melting. Soil structuring increases the growth of plant

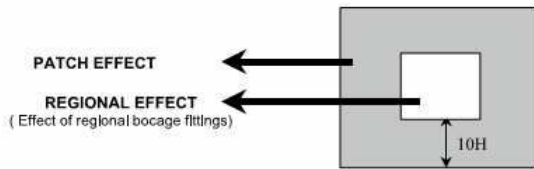


Figure 4. Duality effect in a bocage patch ([26] modified). With H : total height of bank and vegetation, about 10 m in the Western France bocage.

roots, anchorage and fluid circulation (air and soil solution). Soil structuring also increases penetration of rain water.

On the landscape scale, wind erosion is a soil quality matter often neglected. In open-field landscape without plant cover, a low-speed wind (4 m s^{-1}) may provoke soil erosion of small particles. Humus is mainly present in the soil upper layers and can be taken away by wind. The presence of hedgerow limits wind speed and thus soil erosion. The carbon value of hedgerow board soils is the highest [26]. The whole hedgerow/bank/ditch creates lateral discontinuity which limits water and particle lateral transfers. This process reduces soil erosion by hydric transfer due to, for example, superficial runoff and hypodermic flow. In the soils affected by this erosion, especially for sloped patches, soil is always deeper in bank uphill slopes than in downhill slopes [118]. Erosion modifies the quantity of the different soil elements (sand, silt and clay) which have consequences both on soil structure and fertility. Moreover, the presence of the whole hedgerow/bank/ditch allows a better infiltration and thus a greater water stock than in open-field landscape [118]. Diversity and organisation of landscape elements influence soil water availability, and thus plant growth and yield.

2.2.2.2. Microclimate

Microclimates are strongly connected to regional climate but they are also linked to local geomorphology (slope, aspect and relief which reduces winds) and human activities. The diversity of landscape elements, such as hedgerows, acts on climatic parameters (wind speed and Potential Evapo-Transpiration).

On the patch and regional scales, bocage structure decreases wind speed by about 30 to 50 per cent [26]. The effect of bocage on the patch microclimate is due to landscape structure both on the patch and regional scales (Fig. 4). This wind speed diminution decreases Potential Evapo-Transpiration by 4 to 6 per cent. Although several effects of bocage are known, effects on farm production are difficult to measure. In a bocage, the day air temperatures are higher and the night temperatures are lower in comparison with open areas.

In addition, pluviometry is higher in the presence of a hedgerow web than in forest areas [129].

2.2.3. Pollination

In addition to the domestic honeybee (*Apis mellifera*), pollination is done by a diversity of insects (bumbees, wild bees, etc.). A high diversity of habitat increases the occupancy

rate of bumblebees [7]. These pollinators are more efficient than the honeybee in unfavourable climatic conditions (cold and overcast sky). Pollination allows fecundation of entomophile plants, especially dicotyledonous plants [85]. For crop production such as rape or sunflower, pollination directly affects a yield component, the seed number. In grasslands, pollination allows reproduction of entomophile species. The consequences of pollination are that sexual reproduction maintains genetic diversity that vegetative reproduction cannot. This genetic diversity increases adaptation to environmental stress.

2.2.4. Crop and animal production

Regulation of biotic and abiotic stress and pollination are one of several agronomical functions of biodiversity. Aggregation of these functions gives biodiversity effects on crop production. However, other factors are linked to crop production. For example, the species forage value and species richness of a grassland is correlated to forage production. In addition, species diversity influences crop and forage production and also quality of dairy products (milk and cheese).

In the case of hedgerow effects on production components, effects must be seen on the patch and landscape scales. In a bocage grid, the culture response of hedgerow effects shows a spatial heterogeneity. For the climatic effect, the centre of the patch is controlled by regional context and the boundaries by local context (Fig. 2).

The presence of hedgerow also influences growth rhythms and yield. A spatial heterogeneity is observed for precocity and yield in strips which are perpendicular to dominant winds. Favourable areas spread on 2 to 6 times the hedgerow height.

On the landscape scale, bocage increases crop precocity in comparison with open areas. However, effects on yield are often contradictory because there is also an interaction between the plant cultivar and its area.

Protected Designation of Origin cheeses are characterised by typical sensory properties (taste, odour and texture). In order to understand links between cheese properties and a geographical area, a "Terroir", several chemical studies were carried out. These studies have demonstrated clearly that some odour-active compounds (aldehyde, ester and terpenoid compounds) found in grassland species can be transferred to the milk and cheese [15, 22, 29, 59, 139]. Dairy product quality is therefore related to floristic diversity. A diversity of these compounds is produced by plant species adapted to a particular habitat (high mountain pasture, extensive practices), especially dicotyledonous species such as *Achillea sp.*, *Meum sp.*, *Thymus sp.* or *Geranium sp.* [35, 82]. Odour-active compounds form a fingerprint of dairy products and may be used for traceability [139].

2.3. Ecological functions

According to Duelli and Obrist [37] biodiversity implied in ecological functioning is involved in some services for agricultural activities but diversity is also related to some ecological aspects. Biodiversity (i) creates typical habitats, (ii) includes particular species, and (iii) is related to ecosystem functioning.

2.3.1. Habitats

Habitat is the place where an organism or population occurs naturally. The habitat of a (plant or animal) species is its “place of residence” [93], which means the area to which it is adapted and which it is able to occupy. A habitat type includes specific factors (ecological conditions) which allow the species to survive and to reproduce successfully. If the habitat quality changes (e.g. due to anthropogenic impact) or the ecological requirements of the species change, it is forced to retreat from its place of residence [17].

In addition, in agricultural areas, the presence of extensive practices allows formation of habitats with a specific biodiversity [19].

Abandonment of these practices causes species impoverishment. In order to prevent this phenomenon, Environmental Sensitive Areas (ESAs) have been established by the CAP (CE 797/85). European Directives Habitats (92/43/EEC) and Birds (79/409/EEC) allowed establishment of the Natura 2000 network. Natura 2000 areas are specific habitats or landscapes that are selected for their biological diversity, and the presence of specific or threatened habitats and species. According to a plant diversity point of view, these habitats are also characterised by a particular phyto-sociological community [87].

2.3.2. Specific species

Biodiversity includes particular species in relationships with ecosystem processes. The literature has given several names to groups of species that are related to certain ecological functions. These different names may be cross-checked.

Indicator species are species which are used for many reasons such as an indirect measurement of the health of the ecosystem (*condition indicator*), identification of an area of high species richness (*biodiversity indicator*) or as markers of population size for other species (*population/guild indicator*) [68].

Keystone species have an important ecological function either in sustaining ecosystem functions or in sustaining populations of other species. For example, barrage building by beavers creates a wetland, while a cavity dug by a woodpecker may be used for nesting of other bird species. Keystone species are therefore precious tools for ecosystem conservation [125]. However, they are not the panacea. Not all ecosystems have keystone species. According to Bengtsson [9], ecosystem engineers (earthworm in the soil, *Daphnia* in the aquatic food web) are like keystone species.

Umbrella species are used to locate the edges of a conservation area. These are species that need a large area to survive. Conservation of this area provides protection for co-existing species.

Using terms such as **focal species** and **surrogate species** provoked a semantic and scientific polemic [3, 21]. However, focal species and surrogate species are sometimes used to designate indicator species or other particular species.

2.3.3. Ecosystem processes and nutrient cycling

Many studies [32, 33, 55, 67, 127, 128] have shown clearly that farming practices (fertilisation, pesticides and tillage) affect the population size and the dynamics of several groups

(microbes, protozoa, vascular plants, nematodes, arthropods, annelids and vertebrates). In the face of biodiversity losses, ecologists have begun investigating this damage to ecosystem functioning. The relationship between diversity and ecosystem stability has been the most studied and debated since the 50s [78].

According to several authors [32, 33, 78], biodiversity is linked to ecosystem processes: matter, energy and nutrient cycles. Although these relationships are known, especially through the food web concept, their understanding is limited. The majority of studies and models are based on the relationship between diversity and stability (community and ecosystem process stability) [71, 76, 79, 137], but are often led on a single trophic level and on small scales.

Loreau et al. [78] supposed that the first theoretical studies applied the conventional wisdom (don't put all your eggs into one basket). In this vision, diversity of pathways provides stability. Below a threshold of biodiversity loss, stability is therefore broken and involves a cascade reaction of species loss, and the ecosystem is endangered. However, many results have shown that diversity is related to different stability properties. A greater diversity is not always favourable to community stability and process stability. One of the hypotheses about ecosystem functioning involves idiosyncratic process. Species make different contributions to ecosystems depending on certain conditions (e.g. community composition, etc.) [88].

Griffiths et al. [50, 51] illustrated another complexity of ecosystem functioning: the redundancy of functional groups by a stress-on-stress experiment. The first stress is a disturbance applied to soil samples. It decreases the biodiversity but not all ecosystem processes. For example, organic matter decomposition may be greater than before the disturbance. At the second stress, the ecosystem processes decrease greatly. These experiments showed that the first stress has affected biodiversity stability while the second stress has affected process stability. Hence, ecosystem processes are not linked directly to biodiversity. As there is a functional redundancy in the soil community, a distinction must be observed between community and processes.

Loreau et al. [78] reviewed the different stability properties such as resilience or resistance. Resilience is “a measure of speed at which a system returns to [a stable] state after a perturbation”, while resistance is “a measure of ability of a system to maintain its original state in the face of an external disruptive force”. Resistance is the stability propriety of the ecosystem, for example, against invasion by non-native species.

Raffaelli et al. [116] suggested there was an urgent need to orient modelling on biogeochemical cycling and therefore research on a larger scale. “There have been very few attempts to explore the effect of biodiversity on the functioning of full ecosystems comprising higher trophic levels, decomposers and nutrient cycling and none as yet have considered stability explicitly” [78]. Ecological studies consider two ecosystem divisions: above-ground/below-ground, either plant-herbivore-predator or soil community. However, studies are often limited to small-scale soil- and plant-associated ecosystems (see, for example [33, 127]) and do not include mammals or birds. A multi-trophic approach is proposed to examine the ecosystem process holistically.

Table I. Indices used for biodiversity description.

Indices	Formula	Abbreviations
1 - Species richness (S)	$S = n_i$	n_i = species i
2 - Alpha diversity (H_{α}') [123]	$H_{\alpha}' = p_i \log_2 p_i$	p_i = frequency of the species i
3 - Beta diversity (H_{β}') [145]	$H_{\beta}' = S/m - 1$	S = species number (all samples) m = average number of species per sample
4 - Evenness (J) [113]	$E = H'/\log_2 S$	
5 - Dominance (D) [126]	$D = \sum p_i^2$	
6 - Rarity index (I_R) [58, 109]	$I_R = \sum C_i/S$	C_i = rarity coefficient of the species i (from 1 to 13)

Many authors [71, 131, 137] have given information on the relationship between plant diversity and above-ground biomass of grassland. Biomass production is greater with species-rich communities than the most productive monoculture.

According to de Ruiter et al. [32], future research must focus on these links between biodiversity stability and process stability. Knowledge of these key properties will allow an understanding of the risks and effects of human disturbances.

3. BIODIVERSITY ASSESSMENT

Assessment tools are required to quantify and evaluate the impact of agricultural activities on biodiversity. Many methods have been proposed either by direct measurements on the site, or by indirect measurements. Biodiversity studies are generally focused on one scale: either on the habitat, patch, or landscape scale.

3.1. Direct measurements of biodiversity

3.1.1. Simple indexes

The biodiversity definition provided by the Convention on Biological Diversity takes composition (species, ecosystem, etc.) and structure (ecological process) into account. The taxonomic richness is the first biodiversity measurement which gives the number of taxa (family, genus, species, variety and ecotype) per unit area. This method is the most commonly used and represents the simplest expression of the diversity. Nevertheless, the value of this criterion used alone is limited as species number must be compared with a reference number for a particular habitat.

Diversity indices are another method that uses the number of taxa and their abundance (Tab. I). For example, communities which have the same number of species may differ in the abundance of each species.

The Shannon-Weaver index [123] (H) is the most commonly used index. It gives information on community complexity and can vary from 0 (one species alone) to $\log_2 S$ (where all species have the same abundance). However, this index is not sensitive to strength variation. In the case of two ecosystems which have the same number of species, but one has twice as many indi-

viduals as the other, the Shannon-Weaver Index gives the same value [115]. The Shannon-Weaver index is also used on a landscape scale to evaluate diversity of landscape elements [41, 89]. The Shannon-Weaver index is used as an alpha-diversity index, because it gives information at species level.

Beta diversity could be defined as the difference in species composition between different communities. Beta diversity is larger when there are fewer common species between different communities [40]. The Whittaker index [145] could be the most suitable among the beta diversity indices available. This is partly because it is easy to calculate and interpret [148]. It can vary from 0 to 2.

Gamma or regional diversity is the total number of species occurring in a system [81, 146].

The evenness (J) [113] is a measure of abundance heterogeneity between species in a community. This parameter can vary from 0 to 1. The maximum is obtained when all species have the same abundance in the study site. Evenness is calculated from Shannon-Weaver Index H.

Touzard and Clément [138] used another parameter to describe the diversity of the plant community: dominance. The dominance (D) is measured from the inverse of the Simpson diversity index [126]. When the dominance value is high, the study site contains species with high abundance.

Janssens [58] used another parameter: the rarity index, which is an important parameter for biodiversity conservation. The rarity index may be used to give the patrimonial value of a study site [109]. Peeters et al. [106] proposed vulnerability as a parameter which gives sensitivity of a taxon to extinction.

These different methods show that there are many diversity measures, but their suitability for use in different domains (soil microflora, arthropods, plants and landscape elements) is not always clear [40, 54, 148].

3.1.2. Biotic indicators

Direct measurement of biological diversity is frequently used for biodiversity studies. However, this measurement is inconvenient due to high cost in terms of time and money, and the necessity for competence in species determination of very diverse organisms (soil arthropods, plants, birds, etc.). In addition, a sample represents a picture of biodiversity which changes all

the time (day/night, weather, season, years). Thus, scientists have tried to find indirect or surrogate measurements to determine biodiversity. Instead of measure all the biodiversity, many scientists hold the view that the dynamics of taxa gives a picture of the dynamics of biodiversity [34, 36, 37, 64, 65, 68, 80, 107, 108]. An important contribution on using biotic indicators was given in the special issue of Buchs [16]. Work of Duelli and Obrist [36] suggested arthropod higher taxa were better biotic indicators in terms of their ease of sampling and relationship with biodiversity. Assessment tools must be easily usable in order to be generalised for other case studies and to help decision-makers involved with land-use management.

3.2. Evaluation of biodiversity functions by models

3.2.1. Modelling approaches considering live beings as dynamic systems

Most of the models in ecology are based on a physical approach of individual organisms, populations or ecosystems. Live beings are not considered in all their complexity, but as dynamic systems which are determined by their state, as stated by physics [135]. For instance, it is the case of plant species competition models [49, 119]. Gounot's model is one of the first theoretical ecosystem models. It is based on compartments which correspond to elements of the grassland such as the cattle, the soil nutrients, the micro-organisms and the plant biomass. Matter and energy flows circulate between these compartments. Independent variables of the model are climate and grassland management. VEGPOP 2 is a recent model based on compartments, but it is operational thanks to the great improvement in scientific knowledge since the 1970s [119]. This model needs field experiments for plant species parameters concerning physiology, resource allocation, nitrogen flow, flowering or population dynamics (see Tab. II for details). VEGPOP 2 predicts the Shannon index, the plant biomass and the vegetation spatial dynamics [119]. Numerous other models are based on statistical analyses to quantify flows and compartments (for instance, see [6]). Three kinds of analyses can be distinguished: the classical linear regression models, the linear generalised relations, among which are the Gaussian, the binomial and the Poisson's distributions [150], and the generalised additive models. These models have up until now largely been used in ecology and they are well described elsewhere [52].

Besides these models, several models were inspired by the application of physics concepts. For instance, thermodynamics [151] or automata [83] can help to predict structure, dynamics and functioning of ecosystems.

From the 1990s, the concomitance of the chaos theory, the account of interactions between ecosystems and the improvement of computer performance was at the origin of numerous individual-based models in ecology [63]. Now, numerous different models are available to explain or predict vegetation structure and dynamics of ecosystems [38, 66, 69, 77, 98, 111, 149]. None of these models evaluate the impact of farming practices on biodiversity, they only explain or predict vegetation structure or dynamics.

3.2.2. Models predicting the threatening level of natural resources

Potential impact models issued from German works of the 1970s on ecological risks [42]. Impact means the level from which resources and/or ecological functions are threatened by harmful use to the ecosystem's health. Potential means that not only are impact models in part based on field measurements, but they are limited by the available data and approximation inherent in modelling [42]. The model of Freyer et al. [42] predicts the level of natural resources threatened due to human activities such as pesticides and nitrogen inputs or mechanical action (e.g. ploughing). This model can be applied on various scales (see Tab. II for details).

3.2.3. Models based on life traits

Expert models are a novel modelling approach: they are based only on the knowledge of some traits or biological characteristics of animal or plant species. There is no need for statistical analyses or empirical relations to elaborate such models, but only field observation and biometric measurements to build a database. Once the database is built, expert models can predict very efficiently the species present in any ecosystem. These modelling approaches are the first concrete applications of functional groups theory based on life traits of plant species to predict animal or plant presence according to human activities and environmental factors [109].

For instance, Pervanchon [109] developed an expert model which predicts plant species' presence in any herbaceous ecosystem. This model is based on a database of 17 life traits or biological characteristics already identified in the literature for 2912 plant species. In order to predict the presence probability of grassland plant species, the information of the traits and characteristics are aggregated with data on farming practices and environment factors by fuzzy logic associated with an expert system. With such a model, it is possible to predict a list of plant species with their patrimonial value, without realising floristic sampling. The validation results of this model highlighted that it is only necessary to improve the knowledge on live plant traits to improve the expert models [109].

The use of species traits to predict the presence of species according to human activities and environment factors was also developed successfully to predict the presence of *Syrphidae* in any ecosystems [132]. If for plants, the scientific knowledge on biological traits still has big gaps, for *Syrphidae*, the traits are well detailed, and the lists of predicted species by the model and observed species in ecosystems are very similar.

3.3. Surrogate measures of biodiversity: landscape metrics

Ecologists have suspected for a long time that landscape composition and landscape pattern are highly significant for species diversity. However, the way in which species diversity behaves in landscapes with different spatial arrangements is largely unexplained [134].

One solution is to measure the elements that are related to biodiversity. Landscape parameters may be correlated with species diversity of many groups [60–62]. As a first step, a biodiversity

Table II. Comparison between several models and indicators which evaluate the impact of agricultural practices on biodiversity and agronomic value of grasslands.

Characteristics of the models		Model of Freyer et al. (2000)	VEGPOP2 (Schippers & Joenje, 2002)	Model of Pervanchon, 2004
Model type		Potential impact model	Vegetation dynamic model	Expert based model associated with fuzzy logic
Model objectives		Evaluation of human activities impacts on ecological functions	Evaluation of human activities' impacts on plant diversity (biomass, Shannon Index)	Evaluation of human activities' impacts on ecological and agronomic function of any kind of herbaceous surfaces
Targeted users		Unknown	Unknown	Agricultural development managers
Model structure				
Parameters	Human activities Environment characteristics Studied species	Pesticide inputs, ploughing, drainage, proportion of the different activities on a landscape scale Groundwater, soil, climate, species, biotopes, landscape and amenities. Unknown: species and biotopes are together in the frame of "environment protection".	Hay cutting, N fertilisation, herbicides Field perimeter Parameterisation for 4 plant species (<i>Poa annua</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Festuca ovina tenuifolia</i>)	Hay cutting, grazing, water management (drainage, irrigation), N and P fertilisation, calcareous inputs Corine habitat, N and P soil fertility, soil depth, pH, soil moisture, temperature 2912 European plant species
Model outputs		Potential impact of human activities on resources	Shannon index, plant biomass	Plant species lists (names) according to agricultural practices
Input data		Measured data, maps, statistical data	Fertilisation and disturbance levels	Data given by farmers and maps
Scale		Landscape, field, biotope or species	Field boundary	Herbaceous surface (e.g.: grassland)
Calculation methodology				
Statistical analysis		None	Yes: relations for spatial representation of plant competition	None
Fuzzy logic		Yes: exponential, logarithmic, multilinear and linear functions	None	Equivalent of sigmoid functions
Other methods	Type of equation	Ratio and average of weighted parameters.	None	Choice of the minimum: plant species presence probability is the minimum of the all probabilities.
	Justification	None	/	Precaution principle and limiting factor theory
Application area		Various biotopes or landscapes	Areas where the 4 species are parameterised	4 French Regional Natural Parks
Model generalisation		Unknown	Unknown	Any herbaceous surfaces where some of the 2912 species are potentially present
Validation		Unknown	Satisfying results for some parts of the model	Satisfying results for French permanent grasslands; not tested for other surfaces
Computerised version		yes	yes	yes

parameter is studied in relation to spatial information. For example, data are searched for on the presence of a target species in different habitats. After determining the link between

the abundance of the species and spatial structure, this link is modelled and then validated. In the end, landscape data are only necessary for monitoring the target species. Currently, a higher

diversity level on the landscape scale is used to predict a lower diversity level (species richness, etc.) [60], and even if biodiversity is linked to landscape parameters, there are no general models.

For this reason, very many indicators based on spatial information have been built. Pierr [114] reviewed agri-environmental indicators and landscape indicators used in the European Union.

The OECD produced agri-environmental indicators which were adjusted to the driving force-state-response (DSR) framework [94–96]. DSR indicators focus on the causes of change in environmental conditions in an agriculture area, the effects of agriculture on the environment and the efficiency of any actions taken.

The OECD Expert Meeting, May 1999, in Paris suggested more concrete indicators [86]. One goal was to select relevant landscape indicators for the data available. An example for EU territory monitoring is the Corine Land Cover (CLC) [28]. This monitoring at the EU level allows determination of anthropogenic impacts on landscapes. Initiatives aiming to preserve the quality of landscapes can be designated. However, at the EU level monitoring is limited. A specific level must be chosen and the data are of limited significance for specific analysis.

The European Community initiated a project proposal on agri-environmental indicators called the PAIS project. This project contained indicators within the domain of landscapes, rural development and agricultural practices which were applicable at EU level. Thirty-six landscape indicators were chosen as relevant. At the moment these landscape indicators cannot give answers regarding biodiversity. Future steps will be to determine the relevant landscape indicators that are related to biodiversity and nature protection purposes [114].

In order to follow landscape development, several European countries have produced landscape conservation schemes and landscape indicators. These monitoring programmes have helped in the planning and delimitation of nature conservation areas.

Peters et al. [106] reviewed a list of direct indicators (specific biotic indicators, natural area rate, etc.) and indirect indicators (rate of areas with a high slope, fertiliser quantity, etc.) to promote sustainable management of grasslands. However, these indicators can give answers which are contradictory and frequently do not facilitate decision-making.

3.4. Agro-ecological indicators

Girardin et al. [46] adopted the interaction matrix [72] for an environmental impact assessment methodology. This method evaluates the effects of farm production practices on different components of the agro-ecosystem. Evaluation modules, which characterise the impact of a production practice on an environmental component, can be aggregated to yield two types of indicators. Agro-ecological indicators reflect the impact of one production practice on all environmental components concerned, while *indicators of environmental impact* reflect the impact of all production practices concerned on one environmental component [140].

Pervanchon [110] proposed a methodology to evaluate the impact of agricultural practices on grassland biodiversity. Agro-

ecological indicators are predictive tools and help with decision-making. These indicators use easily accessible data that can be collected by non-specialists. However, the building of indicators is dependent on scientific knowledge and indicators are only suitable if they are validated for sensitivity and usability value [47].

4. CONCLUSION

Functional vision is an operational approach which permits clarification of the complex concept of biodiversity. Biodiversity is too large to be entirely assessed by a single criterion. Biological diversity must therefore be evaluated according to precise objectives: ecological, agronomical or patrimonial approaches. Many tools have been built to assess biodiversity but they measure only some parts of biodiversity. For example, models are often limited to simple systems, while validation of indicators shows the complexity of these systems. Future studies ought to examine understanding of the relationships between biodiversity and agro-ecosystems with complementary approaches (agronomy and ecology) and produce suitable tools that permit decision-making. Studies frequently examine only one scale whereas these relationships are relevant on different scales and are interconnected.

REFERENCES

- [1] Alabouvette C., Backhouse D., Steinberg C., Donovan N.J., Edel-Hermann V., Burgess L.W., Microbial diversity in soil - effects on crop health, in: *Managing soil quality: challenges in modern agriculture*, Schjonning P., Elmholt S., Christensen B.T. (Eds.), CABI Publishing, Wallingford, UK, 2004, pp. 121–138.
- [2] Altieri M.A., The ecological role of biodiversity in agroecosystems, *Agr. Ecosyst. Environ.* 74 (1999) 19–31.
- [3] Armstrong D., Focal and surrogate species: getting the language right, *Conserv. Biol.* 16 (2002) 285–286.
- [4] Arriaza M., Canas-Ortega J.F., Canas-Madueno J.A., Ruiz-Aviles P., Assessing the visual quality of rural landscapes, *Landscape Urban Plan.* 69 (2004) 115–125.
- [5] Arthur L.M., Daniel T.C., Boster R.S., Scenic assessment: an overview, *Landscape Urban Plan.* 4 (1977) 109–129.
- [6] Bai Y., Abouguendia Z., Redmann R.E., Relationship between plant species diversity and grassland condition, *J. Range Manage.* 54 (2001) 177–183.
- [7] Barron M., Wratten S.D., B.J.D., A four year investigation into efficacy of domiciles for enhancement of bumblebee populations, *Agr. Forest Entomol.* 2 (2000) 141–146.
- [8] Bataillon T., Bonnin I., David J. et al., Understanding dynamics of genetic diversity in highly selfing plant populations: experimental insights from *Arabidopsis thaliana*, *Medicago truncatula* and *Triticum durum*, 4^e Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 2003.
- [9] Bengtsson J., Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function, *Appl. Soil Ecol.* 10 (1998) 191–199.
- [10] Bootsma M.C., Barendregt A., van Alphen J.C.A., Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophic shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands, *Biol. Conserv.* 90 (1999) 193–201.

- [11] Bosshard A., What does objectivity mean for analysis, valuation and implementation in agricultural landscape planning? A practical and epistemological approach to the search for sustainability in 'agriculture' *1, *Agr. Ecosyst. Environ.* 63 (1997) 133–143.
- [12] Breuste J.H., Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development, *Landscape Urban Plan.* 68 (2004) 439–452.
- [13] Briggs D.J., France J., Landscape evaluation: a comparative study, *J. Environ. Manage.* 10 (1980) 263–275.
- [14] Brundtland G., Our common future, in: World Commission on Environment and Development, 1987.
- [15] Buchin S., Martin B., Dupont D., Bornard A., Achilleos C., Influence of the composition of Alpine highland pasture on the chemical, rheological and sensory properties of cheese, *J. Dairy Res.* 66 (1999) 579–588.
- [16] Buchs W., Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture—introduction and background, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 1–16.
- [17] Buchs W., Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 35–78.
- [18] Burel F., Baudry J., *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*, Éditions Tec & Doc, Paris, 1999.
- [19] Burel F., Baudry J., Species diversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France, *Agr. Ecosyst. Environ.* 55 (1995) 193–200.
- [20] Cairns J., Defining goals and conditions for a sustainable world, *Environ. Health Persp.* 105 (1997) 1164–1170.
- [21] Caro T., Focal species, *Conserv. Biol.* 14 (2000) 1569–1570.
- [22] Carpino S., Mallia S., La Terra S. et al., Composition and aroma compounds of Ragusano cheese: native pasture and total mixed rations, *J. Dairy Sci.* 87 (2004) 816–830.
- [23] CBD, 1992, <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp?lg=0&a=cbd-07>
- [24] CBD, 1992, <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>
- [25] Chiarucci A., Maccherini S., De Dominicis V., Evaluation and monitoring of the flora in a nature reserve by estimation methods, *Biol. Conserv.* 101 (2001) 305–314.
- [26] CNRS, Les Bocages : histoire, écologie, économie, in: Rennes : Table ronde CNRS "Aspects physiques, biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides" INRA, ENSA and Université de Rennes, 1976, 586.
- [27] Colquhoun M., An exploration into the use of Goethean science as a methodology for landscape assessment: the Pishwanton Project, *Agr. Ecosyst. Environ.* 63 (1997) 145–157.
- [28] CORINE-Land-Cover, 2000, <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm>
- [29] Comu A., Camat A.-P., Martin B., Coulon J.-B., Lamaison J.-L., Berdagué J.-L., Solid-Phase Microextraction of volatile components from natural grassland plants, *J. Agr. Food Chem.* 49 (2001) 203–209.
- [30] Crossley J.D.A., Coleman D.C., Hendrix P.F., The importance of the fauna in agricultural soils: Research approaches and perspectives, *Agr. Ecosyst. Environ.* 27 (1989) 47–55.
- [31] De Rochambeau H., Verrier E., Bidanel J. et al., Implementation of tools to describe the genetic variability in selected animal domestic populations and drawing up management rules: practical application to milking sheep and to pig breeds, 4^e Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 2003.
- [32] de Ruiter P., Griffiths B., Moore J., Biodiversity and stability in soil ecosystems: patterns, processes and the effects of disturbance, in: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Loreau M.N.S., Inchausti P. (Eds.), Oxford University Press, Oxford, 2002, pp. 102–113.
- [33] de Ruiter P., Neutel A.-M., Moore J., Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems, *Trends Ecol. Evol.* 9 (1994) 283–378.
- [34] Doring T.F., Hiller A., Wehke S., Schulte G., Broll G., Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 133–139.
- [35] Dorioz J.-M., Fleury P., Coulon J.-B., Martin B., La composante milieu physique dans l'effet terroir pour la production fromagère : quelques réflexions à partir du cas des fromages des Alpes du Nord, *Courrier de l'environnement de l'INRA* 2000, Juin 2000, pp. 47–55.
- [36] Duelli P., Obrist M.K., in search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas, *Biodivers. Conserv.* 7 (1998) 297–309.
- [37] Duelli P., Obrist M.K., Biodiversity indicators: the choice of values and measures, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 87–98.
- [38] Ejmaes R., Bruun H.H., Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark, *J. Veg. Sci.* 11 (2000) 573–584.
- [39] Europe Co, 2000, http://www.coe.int/t/c/Cultural_Co-operation/Environment/Landscape/
- [40] Fang W., Peng S.L., Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China, *Forest Ecol. Manage.* 99 (1997) 185–196.
- [41] Forman R., *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge, 1995.
- [42] Freyer B., Reisner Y., Zuberbühler D., Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions, *Ecol. Model.* 130 (2000) 121–129.
- [43] Fustec E., Lefeuvre J.-C., *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris, 2000.
- [44] Gaston K., *Biodiversity, A Biology of Numbers and Difference*, London, UK, 1996.
- [45] Gerber S., Latouche-Hallé C., Lourmas M. et al., Direct measures of gene flow in forest, 4^e Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 2003.
- [46] Girardin P., Bockstaller C., Van der Werf H., Evaluation of relationship between the environment and agricultural practices - the AGRO-ECO method, *Environ. Impact Assess. Rev.* 20 (2000) 227–239.
- [47] Girardin P., Bockstaller C., Van der Werf H., Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems, *J. Sustain. Agr.* 13 (1999) 5–21.
- [48] Giraudoux P., Delattre P., Habert M. et al., Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective, *Agr. Ecosyst. Environ.* 66 (1997) 47–60.
- [49] Gounot M., *Méthodes d'études et d'inventaire de la végétation pastorale et prairiale*, Fourrages 4 (1960) 46–52.
- [50] Griffiths Bea, Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship, *Oikos* 90 (2000) 279–294.
- [51] Griffiths Bea, An examination of the biodiversity-ecosystem function relationship in arable soil microbial communities, *Soil Biol. Biochem.* 33 (2001) 1713–1722.

- [52] Guisan A., Edwards T.C. Jr., Hastie T., Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene, *Ecol. Model.* 157 (2002) 89–100.
- [53] Gurr G.M., Wratten S.D., Luna J.M., Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits, *Basic Appl. Ecol.* 4 (2003) 107–116.
- [54] Hill T.C.J., Walsh K.A., Harris J.A., Moffett B.F., Using ecological diversity measures with bacterial communities, *FEMS Microbiol. Ecol.* 43 (2003) 1–11.
- [55] Hinsley S.A., Bellamy P.E., The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review, *J. Environ. Manage.* 60 (2000) 33–49.
- [56] IFEN, DATAR, l'Environnement MdAdted, Aménagement du territoire et environnement : politiques et indicateurs, IFEN, 2000.
- [57] Jackson L.F., Wennig R.W., Use of wheat cultivar blends to improve grain yield and quality and reduce disease and lodging, *Field Crop Res.* 52 (1997) 261–269.
- [58] Janssens F., Restauration des couverts herbacés riches en espèces, Ph.D. Thesis, Louvain-la-Neuve, Université catholique de Louvain, 1998, 135.
- [59] Jeangros B., Troxler J., Conod D. et al., Étude des relations entre les caractéristiques des herbages et celles du lait, de la crème et du fromage de type L'Étivaz ou Gruyère, *Rev. Suisse Agr.* 29 (1997) 23–34.
- [60] Jeanneret P., Schupbach B., Luka H., Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 311–320.
- [61] Jeanneret P., Schupbach B., Pfiffner L., Herzog F., Walter T., The swiss agri-environmental programme and its effect on selected biodiversity indicators, *J. Nat. Conserv.* 11 (2003) 213–220.
- [62] Jeanneret P., Schupbach B., Pfiffner L., Walter T., Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes, *Landscape Ecol.* 18 (2003) 253–263.
- [63] Judson O.P., The rise of the individual-based model in ecology, *Trends Ecol. Evol.* 9 (1994) 9–14.
- [64] Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D., Lebrun P., Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation, *Biol. Conserv.* 120 (2004) 471–480.
- [65] Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D., Lebrun P., Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale, *Conserv. Biol.* 18 (2002) 667–675.
- [66] Koleff P., Gaston K.J., Latitudinal gradients in diversity: real patterns and random models, *Ecography* 24 (2001) 341–351.
- [67] Kromp B., Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement, *Agr. Ecosyst. Environ.* 74 (1999) 187–228.
- [68] Landres P.B., Verner J.W.T.J., Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique, *Conserv. Biol.* 2 (1988) 316–328.
- [69] Laterra P., Solbrig O.T., Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in fire-managed grasslands, *Ecol. Model.* 139 (2001) 17–29.
- [70] Lefeuvre J.-C., Laffaille P., Feunteun E., Bouchard V., Radureau A., Biodiversity in salt marshes: from patrimonial value to ecosystem functioning. The case study of the Mont-Saint-Michel bay, *C.R. Biol.* 326 (2003) 125–131.
- [71] Lehman C., Tilman D., Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities, *Am. Nat.* 156 (2000) 534–552.
- [72] Leopold L., Clarke F., Hanshaw B., Balsley J., A procedure for evaluating environment impact. Geographical Survey Circular 645, in: Washington: United States Department of Interior, 1971, pp. 1–13.
- [73] Levine J., Kennedy T., Naeem S., Neighbourhood scale effects of species diversity on biological invasions and their relationship to community pattern, in: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Loreau M.N.S., Inchausti P. (Eds.), Oxford University Press, Oxford, 2002, pp. 114–124.
- [74] Lofvenhaft K., Runborg S., Sjogren-Gulve P., Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning, *Landscape Urban Plan.* 68 (2004) 403–427.
- [75] Lomolino M.V., An evaluation of alternative strategies for building networks of nature reserves, *Biol. Conserv.* 69 (1994) 243–249.
- [76] Loreau M., Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances, *Oikos* 91 (2000) 3–17.
- [77] Loreau M., Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1998.
- [78] Loreau M., Downing A., Emmerson M. et al., A new look at the relationship between diversity and stability, in: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Loreau M.N.S., Inchausti P. (Eds.), Oxford University Press, Oxford, 2002, pp. 79–91.
- [79] Loreau M., Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges, *Science* 294 (2001) 804–808.
- [80] Mac Nally R., Fleishman E., A successful predictive model of species richness based on indicator species, *Biol. Conserv.* 18 (2004) 646–654.
- [81] Maguran A., *Ecological Diversity and its Measurements*, Princeton University Press, Princeton, 1988.
- [82] Mariaca R., Berger T., Gauch R., Imhof M., Jeangros B., Bosset J., Occurrence of Volatile Mono and Sesquiterpenoids in Highland and Lowland Plant Species as Possible Precursors for Flavor Compounds in Milk and Dairy Products, *J. Agr. Food Chem.* 45 (1997) 4423–4434.
- [83] Matsinos Y.G., Troumbis A.Y., Modeling competition dispersal and effects of disturbance in the dynamics of a grassland community using a cellular automaton model, *Ecol. Model.* (2002) in press.
- [84] Millán de la Peña N., Butet A., Delettre Y. et al., Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes, *Landscape Ecol.* 18 (2003) 265–278.
- [85] Mineau P., McLachlin A., Conservation of biodiversity within Canadian agricultural landscapes: integrating habitat for wildlife, *J. Agr. Environ. Ethic.* 9 (1996) 93–113.
- [86] Morard V., Vidal C., Eiden G. et al., Landscape indicators. OECD-Room Document No. 3, in: Paris: OECD Expert Meeting on Biodiversity. Wildlife Habitat and Landscape, 1999.
- [87] Muller S., Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000, *Agr. Ecosyst. Environ.* 89 (2002) 261–266.
- [88] Naeem S., Loreau M., Inchausti P., Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a ecological framework, in: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Loreau M.N.S., Inchausti P. (Eds.), Oxford University Press, Oxford, 2002, pp. 3–11.
- [89] Nagendra H., Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity, *Appl. Geogr.* 22 (2002) 175–186.
- [90] Nelson E., Biological control of turfgrass diseases, in: *Advances in plant disease management*, Huang H.C., Acharya S.N. (Eds.), Research Signpost, Trivandrum, India, 2003, pp. 19–51.

- [91] Noh1 W., Sustainable landscape use and aesthetic perception-preliminary reflections on future landscape aesthetics, *Landscape Urban Plan.* 54 (2001) 223–237.
- [92] Noss R.F., Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach, *Conserv. Biol.* 4 (1990) 355–364.
- [93] Odum E., *Fundamentals of ecology*, 3rd ed. Saunders, Philadelphia, 1971.
- [94] OECD, *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 1: Concepts and Framework*, in: Paris: Publications Service, OECD, 1997.
- [95] OECD, *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 2: Issues and Design – The York Workshop*, in: Paris: Publications Service, OECD, 1999.
- [96] OECD, *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 3: Methods and Results*, in: Paris: Publications Service, OECD, 2001.
- [97] Oldfield T.E.E., Smith R.J., Harrop S.R., Leader-Williams N., A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy, *Biol. Conserv.* 120 (2004) 303–309.
- [98] Pacala S.W., Crawley M.J., Herbivores and plant diversity, *Am. Nat.* 140 (1992) 243–260.
- [99] Palmer J.F., Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts, *Landscape Urban Plan.* 69 (2004) 201–218.
- [100] Palmer J.F., Stability of landscape perceptions in the face of landscape change, *Landscape Urban Plan.* 37 (1997) 109–113.
- [101] Paoletti M.G., Biodiversity, traditional landscapes and agroecosystem management, *Landscape Urban Plan.* 31 (1995) 117–128.
- [102] Paoletti M.G., Pimentel D., Stinner B.R., Stinner D., Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology, *Agr. Ecosyst. Environ.* 40 (1992) 3–23.
- [103] Partel M., Helm A., Ingerpuu N., Reier U., Tuvi E.-L., Conservation of Northern European plant diversity: the correspondence with soil pH, *Biol. Conserv.* 120 (2004) 525–531.
- [104] Pasche F., Armand M., Gouaux P., Lamaze T., Pornon A., Are meadows with high ecological and patrimonial value endangered by heathland invasion in the French central Pyrenees? *Biol. Conserv.* 118 (2004) 101–108.
- [105] Peeters A., Janssens F., Agriculture et nature, concilier la biodiversité et une production agricole performante en prairie : est-ce possible ? *Ann. Gembloux* 101 (1995) 127–147.
- [106] Peeters A., Maljean J., Biala K., Brouckaer V., Les indicateurs de biodiversité en prairie : un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage, La biodiversité des prairies : un patrimoine - un rôle fonctionnel, Paris, 23–24 mars 2004.
- [107] Perner J., Sample size and quality of indication – a case study using ground-dwelling arthropods as indicators in agricultural ecosystems, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 125–132.
- [108] Perner J., Malt S., Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 169–181.
- [109] Pervanchon F., Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux, Ph.D. Thesis, Nancy, INPL, 2004.
- [110] Pervanchon F., Bahmani I., Planteux S., Girardin P., A methodology to evaluate the impact of agricultural practices on grassland biodiversity, Multi-fonction grassland: quality forages, animal products and landscapes 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, 2002.
- [111] Peters D.P.C., Plant species dominance at a grassland-shrubland ecotone: an individual-based gap dynamics model of herbaceous and woody species, *Ecol. Model.* 152 (2002) 5–32.
- [112] Petrarca, <http://www.petrarca.info>
- [113] Pielou E., The measures of diversity in different types of biological collections, *J. Theor. Biol.* 13 (1966) 131–144.
- [114] Piore H.-P., Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 17–33.
- [115] Pitkänen S., The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in boreal forests, *Forest Ecol. Manage.* 112 (1998) 121–137.
- [116] Raffaelli D., Van der Putten W., Persson L. et al., Multi-trophic dynamics and ecosystem processes, in: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Loreau M.N.S., Inchausti P. (Eds.), Oxford University Press, Oxford, 2002, pp. 147–154.
- [117] Reeleder R., Fungal plant pathogens and soil biodiversity, *Can. J. Soil Sci.* 83 (2003) 331–336.
- [118] Ruellan A., Caractérisation physique des bocages : rapport de synthèse, in: Rennes : Tables rondes “Écosystèmes bocagers”, 1976, pp. 145–151.
- [119] Schippers P., Joenje W., Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries, *Agr. Ecosyst. Environ.* 93 (2002) 351–365.
- [120] Schläpfer F., Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services, *Oikos* 82 (1999) 346–352.
- [121] Schüpbach B., Methods for indicators to assess landscape aesthetic, in: *Agricultural impact on landscapes: Developing indicators for policy analysis*: NIJOS, 2003, pp. 277–288.
- [122] Shafer E.L., Hamilton J.F., Schmidt E.A., Natural landscape preferences: a predictive model, *J. Leisure Res.* 1 (1969) 1–19.
- [123] Shannon C., Weaver W., *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 1949.
- [124] Shea K., Chesson P., Community ecology theory as a framework for biological invasions, *Trends Ecol. Evol.* 17 (2002) 170–176.
- [125] Simberloff D., Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.* 83 (1998) 247–257.
- [126] Simpson E., Measure of diversity, *Nature* 163 (1949) 688.
- [127] Smeding F.W., de Snoo G.R., A concept of food-web structure in organic arable farming systems, *Landscape Urban Plan.* 65 (2003) 219–236.
- [128] Smeding F.W., Joenje W., Farm-Nature Plan: landscape ecology based farm planning, *Landscape Urban Plan.* 46 (1999) 109–115.
- [129] Soltner D., L'arbre et la haie, pour la production agricole, pour l'équilibre écologique et le cadre de vie rurale, Saint Gemmes sur Loire, 1973.
- [130] SOS-Arvel, <http://www.sos-arvel.ch>
- [131] Spehn E., Joshi J., Schmid B., Diemer M., Körner C., Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems, *Funct. Ecol.* 14 (2000) 326–337.
- [132] Speight M.C.D., Castella E., An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species, *J. Insect Conserv.* 5 (2001) 131–139.
- [133] Steiner F., *The Living Landscape: An Ecological Approach to Landscape Planning*, McGraw-Hill, New York, 1991.
- [134] Steiner N.C., Kohler W., Effects of landscape patterns on species richness – a modelling approach, *Agr. Ecosyst. Environ.* 98 (2003) 353–361.

- [135] Stewart J., La modélisation en biologie, in: *Enquête sur le concept de modèle*, Nouvel P. (Ed.), Presses Universitaires de France, Paris, France, 2002, pp. 43–66.
- [136] Strullu D.-G., *Les Mycorhizes*, Handbuch des Pflanzenanatomic, Berlin, 1985.
- [137] Tilman D., The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles, *Ecol.* 80 (1999) 1455–1474.
- [138] Touzard B., Clément B., Effets de microperturbations expérimentales sur la dynamique de la diversité végétale d'une roselière alluviale eutrophe, *Bot. Helv.* 111 (2001) 45–58.
- [139] Vaillon C., Martin B., Verdier-Metz I. et al., Transfer of monoterpenes and sesquiterpenes from forage into milk fat, *Lait* 80 (2000) 635–641.
- [140] van der Werf H.M.G., Petit J., Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods, *Agr. Ecosyst. Environ.* 93 (2002) 131–145.
- [141] Vereijken J.F.H.M., van Gelder T., Baars T., Nature and landscape development on organic farms, *Agr. Ecosyst. Environ.* 63 (1997) 201–220.
- [142] Walker B., Kinzig A., Langridge J., Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species, *Ecosystems* 2 (1999) 95–113.
- [143] Weinstoerffer J., Girardin P., Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator, *Ecol. Model.* 130 (2000) 95–109.
- [144] White J.G., Antos M.J., Fitzsimons J.A., Palmer G.C., Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation, *Landscape Urban Plan.*, in press.
- [145] Whittaker R.H., Evolution and measurement of species diversity, *Taxon* 21 (1972) 213–251.
- [146] Whittaker R.H., *Communities and Ecosystems*, MacMillan, New York, 1975.
- [147] Widmer T.L.M.N.A., Abawi G.S., Soil organic matter and management of plant-parasitic nematodes, *J. Nematol.* 34 (2002) 289–295.
- [148] Wilson M.V., Shmida A., Measuring beta diversity with presence-absence data, *J. Ecol.* 72 (1984) 1055–1064.
- [149] Wilson W.L., Abernethy V.J., Murphy K.J. et al., Prediction of plant diversity response to land-use change on Scottish agricultural land, *Agr. Ecosyst. Environ.* 1965 (2002) 1–15.
- [150] Yee T., Mitchell N.D., Generalized additive models in plant ecology, *J. Veg. Sci.* 2 (1991) 587–602.
- [151] Zhang H., Wu J., A statistical thermodynamic model of the organizational order of vegetation, *Ecol. Model.* (2002) in press.

Références bibliographiques

- Acta (2002). Recueil des effets non intentionnels des produits phytosanitaires - 8ème édition. pp
- AFP (2008). Les vers de terre rapportent 700 millions d'euros par an à l'Irlande. Londres.
- Alabouvette, C., Backhouse, D., Steinberg, C., Donovan, N. J., Edel-Hermann, V., Burgess, L. W. (2004). Microbial diversity in soil - effects on crop health. Managing soil quality: challenges in modern agriculture. P. Schjonning, Elmholt, S, Christensen, B.T. Wallingford, UK, CABI Publishing,. 121-138.
- Allen, R. (1979). The occurrence and importance of ground beetles in agricultural and surrounding habitats. Carabid beetles: their evolution, natural history and classification. T. Erwin, G. Ball, D. Whitehead and A. Halpern. The Hague, 485-505.
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 19-31.
- Andow, D., Nicholson, A., Wien, H., Wilson, H. (1986). Insect populations on cabbage grown with living mulches. *Environmental Entomology* 15 293-299.
- Armstrong, D. (2002). Focal and surrogate species: getting the language right. *Conservation Biology* 16: 285-286.
- Arthur, L. M., Daniel, T. C., Boster, R. S. (1977). Scenic assessment: an overview. *Landscape and Urban Planning* 4: 109-129.
- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N. (2005). Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 205-217.
- Baguette, M., Hance, T. (1997). Carabid beetles and agricultural practices: Influence of soil ploughing. *Entomological Research in Organic Agriculture* 185-190.
- Bai, Y., Abouguendia, Z., Redmann, R. E. (2001). Relationship between plant species diversity and grassland condition. *Journal of Range Management* 54: 177-183.
- Barron, M., Wratten, S. D., BJ, D. (2000). A four year investigation into efficacy of domiciles for enhancement of bumblebee populations. *Agricultural and Forest Entomology* 2: 141-146.
- Bataillon, T., Bonnin, I., David, J., Lavigne, C., Le Corre, V., Poirier, S., Porcher, E., Reboud, X., Ronfort, J., Roux, F., Santoni, S., Thuillet, A. (2003). Understanding dynamics of genetic diversity in highly selfing plant populations: experimental insights from *Arabidopsis thaliana*, *Medicago truncata* and *Triticum durum*. 4ème Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 187-199.
- Bengtsson, J. (1998). Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10: 191-199.
- Benizri, E., Courtade, A., Guckert, A. (1995). Fate of two microorganisms in maize simulated rhizosphere under hydroponic and sterile conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 71-77.
- Bockstaller, C., Girardin, P., van der Werf, H. M. G. (1997). Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7: 261-270.
- Bootsma, M. C., Barendregt, A., van Alphen, J. C. A. (1999). Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands. *Biological Conservation* 90: 193-201.
- Bosshard, A. (1997). What does objectivity mean for analysis, valuation and implementation in agricultural landscape planning? A practical and epistemological approach to the

- search for sustainability in 'agri-culture'*1. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 133-143.
- Briggs, D. J., France, J. (1980). Landscape evaluation: a comparative study. *J. Environ. Manage.* 10: 263-275.
- Briquet, V., Vilain, L., Bourdais, J.-L., Girardin, P., Mouchet, C., Viaux, P. (2001). La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles): une démarche pédagogique. *Ingénieries* 25: 29-39.
- Brose, U. (2003). Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 163-167.
- Brundtland, G. (1987). Development and international economic co-operation: environment. Our common future, World Commission on Environment and Development, United Nations: 374.
- Buchin, S., Martin, B., Dupont, D., Bornard, A., Achilleos, C. (1999). Influence of the composition of Alpine highland pasture on the chemical, rheological and sensory properties of cheese. *The Journal Of Dairy Research* 66: 579-588.
- Buchs, W. (2003a). Biodiversity and agri-environmental indicators--general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 35-78.
- Buchs, W. (2003b). Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture--introduction and background. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 1-16.
- Burel, F., Baudry, J. (1995). Species diversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge. France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55: 193-200.
- Burel, F., Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Paris, Editions Tec & Doc. pp
- Cairns, J. (1997). Defining goals and conditions for a sustainable world. *Environmental Health Perspectives* 105: 1164-1170.
- Caro, T. (2000). Focal species. *Conservation Biology* 14: 1569-1570.
- Caron, C., Lemieux, G., Lachance, L. (1998). Regenerating soils with ramial chipped wood. 8.
- Carpino, S., Mallia, S., La Terra, S., Melilli, C., Licitra, G., Acree, T. E., Barbano, D. M., Van Soest, P. J. (2004). Composition and aroma compounds of Ragusano cheese: native pasture and total mixed rations. *Journal Of Dairy Science* 87: 816-830.
- CBD (1992). Convention on Biological Diversity: Convention Text. Rio de Janeiro, Secretary of CBD, UNEP.
- CBD (2002). COP 6 Decisions. Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, The Hague, Netherlands, 70.
- Charbonaud, J. (2002). Rotations colza-blé-orge d'hiver, contrôler les graminées vulpin et ray grass. *Perspectives agricoles* 282: 58-61.
- Chiarucci, A., Maccherini, S., De Dominicis, V. (2001). Evaluation and monitoring of the flora in a nature reserve by estimation methods. *Biological Conservation* 101: 305-314.
- Clergué, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S. (2005). Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 25: 1-15.
- CNRS (1976). Les Bocages: histoire, écologie, économie. Rennes, Table ronde CNRS "Aspects physiques, biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides" INRA, ENSA et Université de Rennes: 586.

- Colbach, N., Duby, C., Cavelier, A., Meynard, J. M. (1997). Influence of cropping systems on foot and root diseases of winter wheat: fitting of a statistical model. *European Journal of Agronomy* 6: 61-77.
- Colquhoun, M. (1997). An exploration into the use of Goethean science as a methodology for landscape assessment: the Pishwanton Project. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 145-157.
- Coombes, D., Sotherton, N. (1986). The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera in cereals. *Annual Applied Biology* 108: 461-474.
- CORINE-Land-Cover (2000). From land cover to landscape diversity in the European Union. <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm>.
- Cornu, A., Carnat, A.-P., Martin, B., Coulon, J.-B., Lamaison, J.-L., Berdagué, J.-L. (2001). Solid-Phase Microextraction of volatile components from natural grassland plants. *J. Agric. Food Chem* 49: 203-209.
- Crossley, J., D. A., Coleman, D. C., Hendrix, P. F. (1989). The importance of the fauna in agricultural soils: Research approaches and perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27: 47-55.
- Daget, P., Poissonet, J. (1971). Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Annales agronomiques* 22: 5-41.
- De Rochambeau, H., Verrier, E., Bidanel, J., Maignel, L., Labroue, F., Tribout, T., Palhière, I., Astruc, J., Barillet, F., Chapuis, H. (2003). Implementation of tools to describe the genetic variability in selected animal domestic populations and drawing up management rules: practical application to milking sheep and to pig breeds. 4ème Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 17-34.
- de Ruiter, P., Griffiths, B., Moore, J. (2002). Biodiversity and stability in soil ecosystems: patterns, processes and the effects of disturbance. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. N. S. Loreau M, Inchausti P. Oxford, Orford University Press. 102-113.
- de Ruiter, P., Neutel, A.-M., Moore, J. (1994). Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 9: 378-283.
- Deffontaines, J.-P., Brossier, J. (2000). Système agricole et qualité de l'eau. Efficacité d'un concept et construction négociée d'une recherche. *Nature Sciences Sociétés* 8: 14-25.
- Delattre, P., De Sousa, B., Fichet-Calvet, E., Quéré, J. P., Giraudoux, P. (1999). Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six study of *Microtus arvalis*. *Landscape Ecology* 14: 401-412.
- Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Musard, P., Toussaint, M., Truchetet, D., Stahl, P., Poule, M. L., Artois, M., Damange, J.-P., Quere, J.-P. (1992). Land use patterns and types of common vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 39: 153-168.
- Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Quéré, J. P., Fichet, E. (1996). Effect of landscape structure on Common Vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology* 11: 279-288.
- Delos, M., Caron, D., Penaud, A., Naïbo, B., Fauré, A. (2002). La lutte prophylactique, approche transversale des moyens de lutte permettant de réduire ou d'éviter le recours à la lutte chimique contre les ravageurs et les maladies des grandes cultures. Un nouveau regard sur des méthodes anciennes. 2ème Conférence Internationale sur les méthodes alternatives de lutte contre les ravageurs et les maladies des grandes cultures, Lille,

- Delos, M., Eychenne, N., Folcher, L., Debaecke, P., Laporte, F., Raulic, I., Maumené, C., Naïbo, B., Pinochet, X. (2004). Les méthodes alternatives pour lutter contre les maladies en grandes cultures. *Phytoma*. 567: 14-16.
- Delos, M., Folcher, L., Eychenne, N., Maumené, C., Naïbo, B., Pinochet, X., Weisenberger, A. (2003). Méthodes alternatives de lutte contre les maladies des plantes en grandes cultures, par la suppression de l'inoculum. 7ème Conférence Internationale sur les maladies des plantes, Tours, France,
- Denhez, F. (2007). La Nature, combien ça coûte ? Pourquoi la nature n'est pas l'ennemi de l'économie pp 224.
- Dias, B., Raw, A., Imperatri-Fonseca, V. (1999). International Pollination Initiative: The São Paulo Declaration on Pollinators. Brasilia, Brazilian Ministry of the Environment: 79.
- Doring, T. F., Hiller, A., Wehke, S., Schulte, G., Broll, G. (2003). Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 133-139.
- Dorioz, J.-M., Fleury, P., Coulon, J.-B., Martin, B. (2000). La composante milieu physique dans l'effet terroir pour la production fromagère: quelques réflexions à partir du cas des fromages des Alpes du Nord. *Courrier de l'environnement de l'INRA*. 40: 47-55.
- Dramstad, W. E., Tveit, M. S., Fjellstad, W. J., Fry, G. L. A. (2006). Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning* 78: 465-474.
- Duelli, P., Obrist, M. K. (1998). In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7: 297-309.
- Duelli, P., Obrist, M. K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 87-98.
- Eggleton, P., Vanbergen, A. J., Jones, D. T., Lambert, M. C., Rockett, C., Hammond, P. M., Beccaloni, J., Marriott, D., Ross, E., Giusti, A. (2005). Assemblages of soil macrofauna across a Scottish land-use intensification gradient: influences of habitat quality, heterogeneity and area. *Journal of Applied Ecology* 42: 1153-1164.
- Ejrnaes, R., Bruun, H. H. (2000). Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11: 573-584.
- Emerson, R. W. (1836). La Nature. Allia. pp 94.
- Europa (2004). Communiqué de Presse MEMO/04/27. Perte de la diversité biologique: faits et chiffres <http://europa.eu/rapid/searchAction.do>.
- Europe, C. o. (2000). European Landscape Convention. http://www.coe.int/t/e/Cultural_Co-operation/Environment/Landscape/.
- Eurostat (2003). Working papers et études, Thème 5: Agriculture et pêche, L'enquête LUCAS: Les statisticiens européens assurent le suivi du territoire., Office statistique des Communautés européennes: 24.
- Fang, W., Peng, S. L. (1997). Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China. *Forest Ecology and Management* 99: 185-196.
- Forman, R. (1995). Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge, Cambridge University Press. pp
- Fox, C. J. S. (1964). The effect of five herbicides on the numbers of certain invertebrate animals in grassland soil. *Canadian Journal of Plant Science* 44: 405-409.
- Freyer, B., Reisner, Y., Zuberbühler, D. (2000). Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling* 130: 121-129.
- Fustec, E., Lefeuvre, J. e. a. (2000). Fonctions et valeurs des zones humides. Paris, Dunod. pp

- Garmendia, I., Goichoechea, N., Aguirreolea, J. (2004). Effectiveness of three *Glomus* species in protecting pepper (*Capsicum annuum* L.) against *Verticillium* wilt. *Biological Control* 31: 296-305.
- Gaston, K. (1996). Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference. London, UK, pp
- Gerber, S., Latouche-Hallé, C., Lourmas, M., Morand-Prieur, M., Oddou-Muratorio, S., Schibler, L., Bandou, E., Caron, H., Degen, B., Frascaria-Lacoste, N., Kremer, A., Lefèvre, F., Musch, B. (2003). Direct measures of gene flow in forest. 4ème Colloque National, Genetic inheritance: the diversity and the resource, La Châtre, 349-268.
- Girardin, P., Bockstaller, C., Van der Werf, H. (1999). Indicators : tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13: 5-21.
- Girardin, P., Bockstaller, C., Van der Werf, H. (2000). Evaluation of relationship between the environment and agricultural practices - the AGRO-ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* 20: 227-239.
- Giraudoux, P., Delattre, P., Habert, M., Quere, J. P., Deblay, S., Defaut, R., Duhamel, R., Moissenet, M. F., Salvi, D., Truchetet, D. (1997). Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 66: 47-60.
- Giraudoux, P., Pradier, B., Delattre, P., Deblay, S., Salvi, D., Defaut, R. (1995). Estimation of water vole abundance by using surface indices. *Acta Theriologica* 40: 77-96.
- Goethe, J. W. (1789). La métamorphose des plantes. Editions Triades. pp 336.
- Goethe, J. W. (1810). Traité des couleurs. Editions Triades. pp 304.
- Gounot, M., Bouché, M. (1974). Modélisation de l'écosystème prairial. Obejectifs et méthodes. *Bulletin d'Ecologie* 5: 309-338.
- Grandchamp, A.-C., Bergamini, A., Stofer, S., Niemela, J., Duelli, P., Scheidegger, C. (2005). The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 307-317.
- Griffiths, B. e. a. (2000). Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. *Oikos* 90: 279-294.
- Griffiths, B. e. a. (2001). An examination of the biodiversity-ecosystem function relationship in arable soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1713-1722.
- Guay, E., Lachance, L., Lapointe, R. (1982). Emploi des bois raméaux fragmentés et des lisiers en agriculture. Rapports techniques 1 et 2. Québec, Ministère des Terres et Forêts du Québec: 74.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C., Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Gurr, G., van Emden, H., Wratten, S. D. (1998). Habitat manipulation and natural enemy efficiency: implications for the control of pests Conservation biological control. P. Barbosa. San Diego, Academic Press. 155-183.
- Gurr, G. M., Wratten, S. D., Luna, J. M. (2003a). Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4: 107-116.
- Gurr, G. M., Wratten, S. D., Luna, J. M. (2003b). Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic Appl. Ecol.* 4: 107-116.
- Haber, W. (2004). The challenge of multifunctional production - Which function will prevail? Views of an ecologist. XVth International Symposium on Horticultural Economics and Management "Creating Values in a Changing Society", Berlin, Germany,
- Hance, T., Grégoire-Wibo, C. (1987). Effect of agricultural practices on carabid populations. *Acta Phytopathology et Entomologica Hungarica* 22: 147-160.

- Herzog, F., Walter, T. (2005). Evaluation des mesures écologiques: biodiversité. Cahiers de la FAL 56, Agroscope FAL Reckenholz: 208.
- Hill, T. C. J., Walsh, K. A., Harris, J. A., Moffett, B. F. (2003). Using ecological diversity measures with bacterial communities. *FEMS Microbiology Ecology* 43: 1-11.
- 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 Environmental Management* 60: 33-49.
- Holland, J. (2002). Agroecology of carabid beetles. Andover, UK, Intercept. pp 356.
- Holland, J., Frampton, G., Van den Brink, P. (2002). Carabids as Indicators within Temperate Arable Farming Systems: Implications from SCARAB and LINK Integrated Farming Systems Projets. Agroecology of carabid beetles. J. Holland. Andover, UK, Intercept. 251-277.
- Holland, J., Luff, M. (2000). The effect of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5: 109-129.
- Irmeler, U. (2003). The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 141-151.
- Jackson, L. F., Wennig, R. W. (1997). Use of wheat cultivar blends to improve grain yield and quality and reduce disease and lodging. *Field Crops Research* 52: 261-269.
- Janssens, F. (1998). Restauration des couverts herbacés riches en espèces. Université catholique de Louvain Louvain-la-Neuve.
- Jeangros, B., Troxler, J., Conod, D., Scephovic, J., Bosset, J., Bütikofer, U., Gauch, R., Mariaca, R., Pauchard, J., Sieber, R. (1997). Etude des relations entre les caractéristiques des herbages et celles du lait, de la crème et du fromage de type L'Etivaz ou Gruyère. *Revue suisse Agric* 29: 23-34.
- Jeanneret, P. (2006). Utilisation des données biologiques pour la validation des indicateurs. N. d. s. d. p. e. l. c. p. l. v. d. indicateurs.
- Jeanneret, P., Schupbach, B., Luka, H. (2003a). Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 311-320.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Herzog, F., Walter, T. (2003b). The swiss agri-environmental programme and its effect on selected biodiversity indicators. *J. Nat. Conserv.* 11: 213-220.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Walter, T. (2003c). Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 253-263.
- Judson, O. P. (1994). The rise of the individual-based model in ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 9-14.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrene, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P. (2002). Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667-675.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrene, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P. (2004). Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120: 471-480.
- Keichinger, O. (2001). Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques. Sciences agronomiques, INPL Nancy.
- Kevan, P. (1999). Pollinators as bioindicators of state of the environment : species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 373-393.
- Koleff, P., Gaston, K. J. (2001). Latitudinal gradients in diversity: real patterns and random models. *Ecography* 24: 341-351.

- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 187-228.
- Landis, D. A., Wratten, S. D., Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review Of Entomology* 45: 175-201.
- Landres, P. B., Verner, J., W, T. J. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- Laterra, P., Solbrig, O. T. (2001). Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in fire-managed grasslands. *Ecological Modelling* 139: 17-29.
- Lefeuvre, J.-C., Laffaille, P., Feunteun, E., Bouchard, V., Radureau, A. (2003). Biodiversity in salt marshes: from patrimonial value to ecosystem functioning. The case study of the Mont-Saint-Michel bay. *Comptes Rendus Biologies* 326: 125-131.
- Lehman, C., Tilman, D. (2000). Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. *The American Naturalist* 156: 534-552.
- Leopold, L., Clarke, F., Hanshaw, B., Balsley, J. (1971). A procedure for evaluating environment impact. Geographical Survey Circular 645. Washington, United States Department of Interior: 1-13.
- Levine, J., Kennedy, T., Naeem, S. (2002). Neighbourhood scale effects of species diversity on biological invasions and their relationship to community pattern. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. N. S. Loreau M, Inchausti P. Oxford, Oxford University Press. 114-124.
- Lomolino, M. V. (1994). An evaluation of alternative strategies for building networks of nature reserves. *Biological Conservation* 69: 243-249.
- Loreau, M. (1998). Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 5632-5636.
- Loreau, M. (2000). Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91: 3-17.
- Loreau, M., Downing, A., Emmerson, M., Gonzalez, A., Hughes, J., Inchausti, P., Joshi, J., Norberg, J., Sala, O. (2002). A new look at the relationship between diversity and stability. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. N. S. Loreau M, Inchausti P. Oxford, Oxford University Press. 79-91.
- Loreau, M. e. a. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- Lovett, G. M., Jones, C. G., Turner, M. G., Weathers, K. C. (2005). *Ecosystem function in heterogeneous landscape*. New York, Springer. pp 489.
- Luka, H., Pfiffner, L. (2005). 6. Arthropodes dans les surfaces de compensation écologique du Plateau: 6.3. Carabes. *Evaluation des mesures écologiques: biodiversité Cahiers de la FAL* 56. F. Herzog and T. Walter, Agroscope FAL Reckenholz: 105-114.
- MA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC, Millenium Ecosystem Assessment.
- MA (2006). *Millenium Ecosystem Assessment: Overview*. <http://www.maweb.org/en/About.Overview.aspx>.
- Mac Nally, R., Fleishman, E. (2004). A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Biological Conservation* 18: 646-654.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Molnár, T. (2008). A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. *Landscape and Urban Planning* 86: 134-140.
- Maguran, A. (1988). *Ecological Diversity and its Measurements*. Princeton, Princeton University Press. pp

- MAP (2006). Thème Forêt-Bois. pp
- Mariaca, R., Berger, T., Gauch, R., Imhof, M., Jeangros, B., Bosset, J. (1997). Occurrence of Volatile Mono and Sesquiterpenoids in Highland and Lowland Plant Species as Possible Precursors for Flavor Compounds in Milk and Dairy Products. *J. Agric. Food Chem* 45: 4423-4434.
- Matsinos, Y. G., Troumbis, A. Y. (2002). Modeling competition dispersal and effects of disturbance in the dynamics of a grassland community using a cellular automaton model. *Ecological Modelling* in press:
- Maumus, S., Napoli, A., Szathmary, L., Visvikis-Siest, S. (2005). Exploitation des données de la cohorte STANISLAS par des techniques de données numériques et symboliques utilisées seules ou en combinaison. 5ème Journées d'Extraction et Gestion des Connaissances, Paris, 73-76.
- MDR (2005). Biodiversité : science et gouvernance. Paris,
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Morant, P., Burel, F. (2003a). Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 94: 59-72.
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L., Burel, F. (2003b). Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 265-278.
- Miñarro, M., Dapena, E. (2003). Effects of groundcover management on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in an apple orchard. *Applied Soil Ecology* 23: 111-117.
- Mineau, P., McLachlin, A. (1996). Conservation of biodiversity within Canadian agricultural landscapes: integrating habitat for wildlife. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 9: 93-113.
- Mohammad, A., Mitra, B., Khan, A. (2004). Effects of sheared-root inoculum of *Glomus intraradices* on wheat grown at different P levels in the field. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 245-249.
- Morard, V., Vidal, C., Eiden, G., Lucas, S., Pierr, H.-P., Stott, A., Blom, G., Fjellstad, W., Fais, A. (1999). Landscape indicators. OECD-Room Document No. 3. Paris, OECD Expert Meeting on Biodiversity. Wildlife Habitat and Landscape.
- Muller, S. (2002). Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 261-266.
- Muxart, T., Vivien, Villalba, Burnouf, J. (2003). Des milieux et des hommes : fragments d'histoires croisées. Elsevier. pp
- Naeem, S., Loreau, M., Inchausti, P. (2002). Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of an ecological framework. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. N. S. Loreau M, Inchausti P. Oxford, Oxford University Press. 3-11.
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography* 22: 175-186.
- Nelson, E. (2003). Biological control of turfgrass diseases. *Advances in plant disease management*. H. C. Huang, Acharya, S. N. Research Signpost, Trivandrum, India. 19-51.
- Nohl, W. (2001). Sustainable landscape use and aesthetic perception-preliminary reflections on future landscape aesthetics. *Landscape and Urban Planning* 54: 223-237.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Odum, E. (1971). *Fundamentals of ecology*. Philadelphie, 3rd ed. Saunders. pp 574.

- OECD (1997). Environmental Indicators for Agriculture, vol. 1: Concepts and Framework. Paris, Publications Service, OECD.
- OECD (1999). Environmental Indicators for Agriculture, vol. 2: Issues and Design—The York Workshop. Paris, Publications Service, OECD.
- OECD (2001). Environmental Indicators for Agriculture, vol. 3: Methods and Results. Paris, Publications Service, OECD.
- Oldfield, T. E. E., Smith, R. J., Harrop, S. R., Leader-Williams, N. (2004). A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation* 120: 303-309.
- Pacala, S. W., Crawley, M. J. (1992). Herbivores and plant diversity. *The American Naturalist* 140: 243-260.
- Palmer, J. F. (1997). Stability of landscape perceptions in the face of landscape change. *Landscape and Urban Planning* 37: 109-113.
- Palmer, J. F. (2004). Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape and Urban Planning* 69: 201-218.
- Paoletti, M. G. (1995). Biodiversity, traditional landscapes and agroecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 31: 117-128.
- Paoletti, M. G., Pimentel, D., Stinner, B. R., Stinner, D. (1992). Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40: 3-23.
- Partel, M., Helm, A., Ingerpuu, N., Reier, U., Tuvi, E.-L. (2004). Conservation of Northern European plant diversity: the correspondence with soil pH. *Biological Conservation* 120: 525-531.
- Pasche, F., Armand, M., Gouaux, P., Lamaze, T., Pornon, A. (2004). Are meadows with high ecological and patrimonial value endangered by heathland invasion in the French central Pyrenees? *Biological Conservation* 118: 101-108.
- Payraudeau, S., Van der Werf, H. M. G. (2005). Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 1-19.
- Peeters, A., Janssens, F. (1995). Agriculture et nature Concilier la biodiversité et une production agricole performante en prairie : est-ce possible ? *Annales de Gembloux* 101: 127-147.
- Peeters, A., Maljean, J., Biala, K., Brouckaer, V. (2004). Les indicateurs de biodiversité en prairie: un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage. La biodiversité des prairies: un patrimoine - un rôle fonctionnel, Paris, AFPP, 226.
- Perner, J. (2003). Sample size and quality of indication--a case study using ground-dwelling arthropods as indicators in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 125-132.
- Perner, J., Malt, S. (2003). Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 169-181.
- Pervanchon, F. (2004). Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux. Thèse en Sciences Agronomiques, INPL Nancy.
- Pervanchon, F., Bahmani, I., Plantureux, S., Girardin, P. (2002). A methodology to evaluate the impact of agricultural practices on grassland biodiversity. Multi-fonction grassland: quality forages, animal products and landscapes 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, AFPP, 830-831.

- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Amiaud, B., Peigne, J., Bernard, P.-Y., Vertes, F., Fiorelli, J.-L., Plantureux, S. (2005). A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 1-16.
- Pesson, P., Louveaux, J. (1984). Pollinisation des production végétales. pp 663.
- Peters, D. P. C. (2002). Plant species dominance at a grassland-shrubland ecotone: an individual-based gap dynamics model of herbaceous and woody species. *Ecological Modelling* 152: 5-32.
- Petit, S., Burel, F. (1998). Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69: 243-252.
- Pfiffner, L., Luka, H. (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78: 215-222.
- Pfiffner, L., Luka, H. (2003). Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders-a paired farm approach. *Basic Appl. Ecol.* 4: 117-127.
- Pielou, E. (1966). The measures of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13: 131-144.
- Pierr, H.-P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 17-33.
- Pitkänen, S. (1998). The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 112: 121-137.
- Pozzi, S., Jeanneret, P., Luka, H., Wermeille, E. (2005). Evaluation des mesures de compensation écologique de la région de Nuvilly/Combremont. *Revue suisse d'agriculture* 37: I-XII.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T., Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 165-174.
- Purvis, G., Fadl, A., Bolger, T. (2001). A multivariate analysis of cropping effects on Irish ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in mixed arable and grass farmland. *Annals of Applied Biology* 139: 351-360.
- Quinlan, J. (1993). C4.5: Programs for Machine Learning. Morgan Kaufman. pp
- Quinn, M. A., Kepner, R. L., Walgenbach, D. D., Foster, R. N., Bohls, R. A., Pooler, P. D., Reuter, K. C., Swain, J. L. (1991). Effect of habitat characteristics and perturbation from insecticides on community dynamics of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on mixed-grass rangeland. *Environmental Entomology* 20: 1285-1294.
- Raffaelli, D., Van der Putten, W., Persson, L., Wardle, D., Petchey, O., Koricheva, J., Van der Heijden, M., Mikola, J., Kennedy, T. (2002). Multi-trophic dynamics and ecosystem processes. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. N. S. Loreau M, Inchausti P. Oxford, Orford University Press. 147-154.
- Raworth, D. A., Robertson, M. C., Bittman, S. (2004). Effects of dairy slurry application on carabid beetles in tall fescue, British Columbia, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103: 527-534.
- Reeder, R. (2003). Fungal plant pathogens and soil biodiversity. *Canadian Journal of Soil Science* 83: 331-336.
- Ruellan, A. (1976). Caractérisation physique des bocages: rapport de synthèse. Rennes, Tables ronde "Ecosystèmes bocagers": 145-151.
- Scherrer, B. (1984). Biostatistique. Québec, Canada, pp 850.
- Schippers, P., Joenje, W. (2002). Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 351-365.

- Schläpfer, F. (1999). Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos* 82: 346-352.
- Schüpbach, B. (2003). Methods for indicators to assess landscape aesthetic. Agricultural impact on landscapes: Developing indicators for policy analysis, NIJOS: 277-288.
- Sepp, K., Mikk, M., Mand, M., Truu, J. (2004). Bumblebee communities as an indicator for landscape monitoring in the agri-environmental programme. *Landscape and Urban Planning* 67: 173-183.
- Serres, M. (1990). Le contrat naturel. Flammarion. pp
- Shafer, E. L., Hamilton, J. F., Schmidt, E. A. (1969). Natural landscape preferences: a predictive model. *J. Leisure Res.* 1: 1-19.
- Shah, P., Brooks, D., Ashby, J., Perry, J., Woiwod, I. P. (2003). Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5: 51-60.
- Shannon, C., Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. Urbana, Illinois, University of Illinois Press. pp 117.
- Shea, K., Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170-176.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Simpson, E. (1949). Measure of diversity. *Nature* 163: 688.
- Smeding, F. W., de Snoo, G. R. (2003). A concept of food-web structure in organic arable farming systems. *Landscape and Urban Planning* 65: 219-236.
- Smeding, F. W., Joenje, W. (1999). Farm-Nature Plan: landscape ecology based farm planning. *Landscape and Urban Planning* 46: 109-115.
- Soltner, D. (1973). L'arbre et la haie, pour la production agricole, pour l'équilibre écologique et le cadre de vie rurale. Saint Gemmes sur Loire, pp 100.
- Sommagio, D. (1999). Syrphidae : can they be used as environmental bioindicators ? *Agriculture, Ecosystems and environment* 74: 343-356.
- SOS-Arvel <http://www.sos-arvel.ch>.
- Spehn, E., Joshi, J., Schmid, B., Diemer, M., Körner, C. (2000). Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology* 14: 326-337.
- Speight, M. C. D., Castella, E. (2001). An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. *Journal of Insect Conservation* 5: 131-139.
- Steiner, F. (1991). The Living Landscape: An Ecological Approach to Landscape Planning. New York., McGraw-Hill. pp
- Steiner, N. C., Kohler, W. (2003). Effects of landscape patterns on species richness--a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 353-361.
- Stewart, J. (2002). La modélisation en biologie. Enquête sur le concept de modèle. P. Nouvel. Paris, France, Presses Universitaires de France. 43-66.
- Strullu, D.-G. (1985). Les Mycorhizes. Handbuch des Pflanzenanatomie. Berlin, pp
- Sunderland, K. (2002). Invertebrate pest control by carabids. Agroecology of carabid beetles. J. Holland. Andover, UK, Intercept. 165-214.
- Symondson, W. O. C., Liddell, J. E. (1993). A Monoclonal Antibody for the Detection of Arionid Slug Remains in Carabid Predators. *Biological Control* 3: 207-214.
- Thiele, H.-U. (1977). Carabid beetles in their environments. Berlin, Springer-Verlag. pp
- Thies, C., Tschardtke, T. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285: 893-895.

- Thiollet-Scholtus, M. (2004). Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. INPL Nancy.
- Thomas, C., Marshall, E. (2001). Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72:
- Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455-1474.
- Touzard, B., Clément, B. (2001). Effets de microperturbations expérimentales sur la dynamique de la diversité végétale d'une roselière alluviale eutrophe. *Bot. Helv.* 111: 45-58.
- UICN (1988). XVIIIème Assemblée Générale. the World Conservation Union, Costa Rica,
- Vaillon, C., Martin, B., Verdier-Metz, I., Pradel, P., Garel, J. P., Coulon, J.-B., Berdagué, J.-L. (2000). Transfer of monoterpenes and sesquiterpenes from forage into milk fat. *Lait* 80: 635-641.
- Van der Werf, H. M. G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93: 131-145.
- van Emden, H., Williams, G. (1974). Insect stability and diversity in agro-ecosystems. *Annual Review of Entomology* 9: 455-475.
- Vanbergen, A., Woodcock, B., Watt, A., Niemelä, J. (2005). Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography* 28: 3-16.
- Varchola, J., Dunn, J. (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 153-163.
- Vereijken, J. F. H. M., van Gelder, T., Baars, T. (1997). Nature and landscape development on organic farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 201-220.
- Viaux, P., Parat, J., Blal, B. (2002). Les endomycorhizes, indicateurs de la qualité des sols ? Perspectives agricoles. 227: 50-54.
- Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113.
- Weibull, A., Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349-361.
- Weinstoerffer, J., Girardin, P. (2000). Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. *Ecological Modelling* 130: 95-109.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker, R. H. (1975). *Communities and Ecosystems*. New York, MacMillan. pp
- Widmer, T. L. M., N. A.; Abawi, G. S. (2002). Soil organic matter and management of plant-parasitic nematodes. *Journal of Nematology* 34: 289-295.
- Wilson, M. V., Shmida, A. (1984). Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055-1064.
- Wilson, W. L., Abernethy, V. J., Murphy, K. J., Adam, A., McCracken, D. I., Downie, I. S., Foster, G. N., Furness, R. W., Waterhouse, A., Ribera, I. (2002). Prediction of plant diversity response to land-use change on Scottish agricultural land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 1965: 1-15.
- Witten, I., Frank, E. (2005). Chapter 8 Nuts and bolts: Machine learning algorithms in Java. *Data Mining: Practical machine learning tools and techniques with Java implementations* 2nd Edition. San Francisco, Morgan Kaufmann.

- Yee, T., Mitchell, N. D. (1991). Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science* 2: 587-602.
- Zhang, H., Wu, J. (2002). A statistical thermodynamic model of the organizational order of vegetation. *Ecological Modelling* in press:

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :

Madame Françoise BUREL, Directeur de Recherche, Université de Rennes 1, Rennes

Monsieur Amedeo NAPOLI, Directeur de Recherche, LORIA, Vandoeuvre-lès-Nancy

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Monsieur CLERGUE Boris

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE,
une thèse intitulée :

**"Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité à
l'aide d'indicateurs agri-environnementaux : approche globale et développement d'un
indicateur de "résistance aux stress biotiques"**

NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 5 4 5 0 1
VANDŒUVRE CEDEX

en vue de l'obtention du titre de :

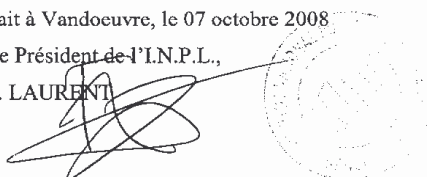
DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Spécialité : « **Sciences agronomiques** »

Fait à Vandoeuvre, le 07 octobre 2008

Le Président de l'I.N.P.L.,

F. LAURENT



Résumé

Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux : Approche globale et développement d'un indicateur de « résistance aux stress biotiques »

Des outils d'évaluation pertinents sont nécessaires pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions assurées par la biodiversité de l'échelle de la parcelle à l'échelle du territoire. L'objectif et l'innovation du présent travail a été d'explorer une nouvelle méthode de création d'un outil d'évaluation des fonctions de la biodiversité. Nous avons choisi comme méthode d'évaluation les indicateurs agri-environnementaux, qui permettent d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur les compartiments de l'environnement (eau, sol, air, faune et flore) et aident à la prise de décisions. Nous proposons donc une architecture générale d'un indicateur de biodiversité fonctionnelle et le détail d'un indicateur de fonction agronomique d'importance: la résistance aux stress biotiques.

Au sein de cet indicateur se trouve un sous-indicateur : le « rôle des auxiliaires terrestre ». Les carabes seront utilisés comme auxiliaire modèle pour la construction de ce sous-indicateur. Deux méthodes de construction d'indicateurs sont comparées: une méthode à dire d'expert et une méthode par fouille de données, cette deuxième méthode représentant une innovation de la thèse. Les résultats de ces méthodes sont ensuite comparés à des mesures de terrain conduit sur le territoire de Vittel. Les mesures de terrain ont concerné le suivi des populations de carabes, et l'organisation du territoire agricole. Un traitement par un système d'information géographique a permis la validation des indicateurs obtenus.

Mots-clés : biodiversité, évaluation, indicateur, fouille de données, carabes, pratiques agricoles.

Summary

Assessment of the impact of agricultural practices on biodiversity functions using agri-environmental indicators: Global approach et building of an indicator of “biotic stress resistance”

Relevant tools for assessment are necessary to evaluate the impact of agricultural practices on the functions provided by biodiversity at the plot scale to the landscape scale. The goal and the innovation of this work has been to explore a new method of creation of an assessment tool of the biodiversity functions. We have chosen like assessment method the agri-environmental indicators, which make it possible to evaluate the impact of agricultural practices on environment compartments (water, soil, air, fauna and flora) and help to decision-making. We thus propose a general architecture of an indicator of functional biodiversity and the detail of an agronomic function indicator of importance: resistance to the biotic stresses.

Within this indicator, an under-indicator is: the « role of the terrestrial auxiliaries ». Carabids will be used as model auxiliary for the construction of this under-indicator. Two building methods of indicators are compared: a method with expert saying and a method with data mining, this second method representing an innovation of the thesis. The results of these methods are then compared with field data leads on the Vittel territory. Field data related to the follow-up of the carabid populations and the organization of the agricultural landscape. A treatment by a geographical information system allowed the validation of the indicators obtained.

Keywords: Biodiversity, assessment, indicator, data mining, carabid beetles, agricultural practices.