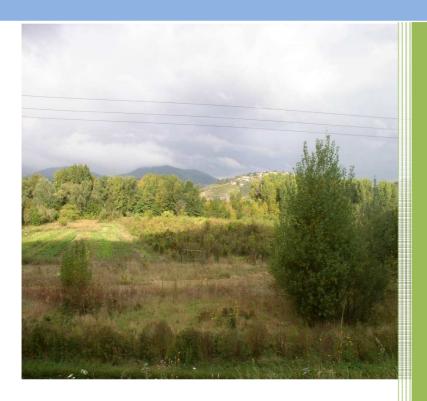




# Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés

Dix années d'expériences en Isère





#### Remerciements

L'auteur remercie sincèrement les relecteurs dont les critiques et les remarques pertinentes ont permis d'améliorer le manuscrit :

- Sylvie Vanpeene, Ingénieur-chercheur au CEMAGREF de Grenoble
- Jean-Jacques Brun, Directeur de recherche au CEMAGREF de Grenoble
- Arnaud Callec, Conseil Générale de l'Isère
- Jean-François Noblet, Conseil Général de l'Isère

Cette synthèse de plus de dix années d'expériences d'application a été réalisée grâce l'intérêt et à la participation de plusieurs instances :

- Le Conseil Général de l'Isère qui a fait des réseaux et des corridors écologiques une base active importante de sa politique départementale en matière de protection de son patrimoine naturel.
- Le CEMAGREF de Grenoble qui s'est fortement impliqué dans la diffusion et la reconnaissance des méthodes innovantes d'analyse et de gestion du paysage.
- Le projet européen ECONNECT qui a permis de diffuser l'expérience iséroise au sein de la communauté des pays de la Convention des Alpes.

Enfin, notre reconnaissance va également à l'AURG qui élaboré avec mon aide les cartes d'analyse du projet Bièvre-Valloire qui ont servi de fil conducteur à la présentation de la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés.

# Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés

Dix années d'expériences en Isère

**Guy Berthoud** 

Février 2010

## Table des matières

· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	Page
Résumé	0
CHAPITRE I. Introduction	1
1.1 Le projet ECONNECT	
<ul><li>1.2 Objectifs du guide</li></ul>	
1.4 Les différentes approches fonctionnelles du paysage	
1.4.1 Définition des éléments paysagers servant d'interconnexion	
1.4.2 Les réseaux d'espaces à protéger	
1.4.3 Les corridors biologiques ou écologiques	
1.4.4 Les trames vertes et les trames vertes et bleues	
1.4.5 Les réseaux écologiques	
1.4.6 Le modèle isérois de réseaux écologiques	7
CHAPITRE II. Les clés du fonctionnement écosystémique des habitats	8
2.1 Principes d'écologie utiles à l'approche écosystémique du paysage	9
2.1.1 Effet de la surface de l'habitat	9
2.1.2 L'effet d'insularité	
2.1.3 Effets des mosaïques d'habitats	11
2.1.4 La répartition des flux d'échanges entre habitats	
2.1.5 La percolation à travers une matrice paysagère	. 12
2.1.6 Le fonctionnement en métapopulations	
2.1.7 La théorie de la hiérarchie	
2.1.8 Le principe de l'emboîtement des paliers spatio-temporels	
2.2 Le fonctionnement écosystémique dans un paysage	
2.2.2 Les flux de dispersion de propagules	
2.2.3 Les modalités de déplacement de la faune	
2.2.4 Les modalités d'échanges entre habitats	
2.3 Les facteurs environnementaux conditionnant le développement des réseaux écologiques	
2.3.1 Cas des plaines de basses altitudes	19
2.3.2 Cas des régions collinéennes	
2.3.3 Cas des régions de montagnes	
2.4 Les mécanismes de transformation et de dégradation des espaces naturels	
2.4.1 La destruction directe d'espaces par les emprises	
2.4.2 Les perturbations générées par les activités anthropiques	
2.4.3 La fragmentation de l'espace et ses conséquences écologiques	
2.4.4 Les invasion d'espèces allochtones	
· , ,	
CHAPITRE III. Les principes d'une approche écosystémique du paysage	
3.1 Les éléments conceptuels des réseaux écologiques	
3.1.1 Les réseaux d'habitats écologiquement homologues	
3.1.2 Les espaces fonctionnels	
3.1.3 La modélisation des réseaux écologiques	. 32
d'organisation biologique	3/1
3.3 La prise en compte de la biodiversité	
3.4 Polyvalence, synergie et limites de fonctionnement dans un système d'habitats organisés	. 00
en réseaux	. 36
3.5 Les modélisations d'incidences d'activités perturbantes	
3.6 Les points de conflit dans un réseau écologique régional	
3.7 Le besoin d'identification des enjeux pour la conservation du patrimoine naturel	42
CHAPITRE IV. Elaboration d'une carte des réseaux écologiques	. 44
4.1 Articulation du concept des réseaux écologiques	45
4.2 Les processus d'élaboration de cartes écosystémiques	
4.3 Choix du palier d'analyse du réseau écologique	
4.4. Organisation de la cartographie	

4.5 Les entités écosystémiques dans un paysage 4.5.1 Identification des ensembles paysagers déterminants 4.5.2 Utilisation des banques de données d'occupation du sol 4.5.3 Les zones d'extension d'un continuum 4.5.4 Intégration des éléments fonctionnels propres à chaque continuum 4.5.5 Désignation des corridors 4.5.6 La sélection des zones nodales dans un territoire	46 48 51 .56 59 61
CHAPITRE V. La hiérarchisation des réseaux écologiques spécialisés	.68
5.1 Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux 5.1.1 Evaluation du facteur QUALITE 5.1.2 Evaluation du facteur CAPACITÉ 5.1.3 Evaluation du facteur FONCTIONNALITÉ 5.1.4 Evaluation du potentiel écologique par continuum 5.2 Utilisation des données fournies par les réseaux écologiques hiérarchisés 5.2.1 Analyse des points de conflit propres à chaque réseau spécialisé 5.2.2 Validation des réseaux écologiques par des données naturalistes existantes et par des inventaires complémentaires 5.2.3 Recherche des espèces significatives pour les réseaux écologiques	70 . 75 . 76 . 82 . 87 . 87 . 90 . 91
5.2.4 Calage par des tests spécifiques de dispersion	
CHAPITRE VI. Les applications locales et régionales	95
<ul> <li>6.1 Le réseau écologique départemental de l'Isère</li> <li>6.2 La perméabilité du réseau autoroutier de l'AREA en Isère</li> <li>6.3 Les corridors biologiques du Grésivaudan</li> <li>6.4 Le corridor de la Cluse de Voreppe</li> <li>6.5 L'étude du patrimoine naturel dans le Pays de Bièvre-Valloire</li> <li>6.6 Les réseaux écologiques dans le PLU de la commune de Saint-Martin-d'Uriage</li> </ul>	99 100 102 106
CHAPITRE VII. Perspectives	114
<ul> <li>7.1 Applications dans l'arc alpin</li> <li>7.2 Analyse critique des modèles de base pour l'établissement des réseaux écologiques</li> <li>7.3 Etapes de travail pour l'élaboration d'un réseau d'espaces protégés dans une approche</li> </ul>	
écosystémique	120 122
CHAPITRE VIII. Conclusions	123
Références bibliographiques	125
Glossaire	128
Annexes	136

Liste de	s figures.	Page
1.	Relation surface des habitats forestiers et nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs	9
2.	Relation entre la surface des bassins fluviaux et le nombre d'espèces de poissons	10
3.	Relation entre la superficie des habitats, le nombre d'espèces, d'habitats et d'individus	10
4.	Homologie du critère d'insularité entre les îles vraies et les îles continentales	10
5.	Théorie des peuplements insulaires de MacArthur et Wilson	11
6.	Schéma des échanges d'informations entre les divers composants d'un paysage	12
7.	Stades de transformation d'une population compacte en métapopulations	13
8.	Echelle spatio-temporelle de fonctionnement des processus écologiques	14
9. 10.	Schéma d'emboîtement des informations en fonctions des paliers de fonctionnement	15
10.	Carte des paysages végétaux du canton de Vaud	17 21
12.	Modèles de dispersions de pollutions le long d'une route	22
13.	Effets écologiques des routes	23
14.	Basculement de l'effet barrière vers un effet corridor	24
15.	Rapport surfaces perturbées/non perturbées	25
16.	Diminution des surfaces utiles	25
17.	Un réseau global est toujours constitué de plusieurs sous-réseaux	31
18.	Modélisation écosystémique d'un réseau écologique spécialisé de type forestier	33
19.	Schéma de fonctionnement écosystémique par paliers	34
20. 21.	Influence de la polyvalence des continuums sur la richesse en espèces de faune et de flore  Etapes de modélisation de l'empreinte écologique d'une autoroute	37 40
22.	Extrait d'une carte des réseaux écologiques établie pour un projet autoroutier	44
23.	Extrait d'une carte d'occupation du sol établie par CORINE Land Cover	49
24.	Extrait d'une carte d'occupation du sol établie par SPOT Thema	49
25.	Exemple de carte de zones d'extension forestières	53
26.	Exemple de carte de zones d'extension aquatiques et palustres brutes	54
27.	La même carte des zones d'extension aquatiques et palustres avec données BD carthage	54
28.	Exemple de carte de zones d'extension agricoles de coteaux d'après les critères de pente	55
29.	Exemple de carte des continuums agricoles de plaine	56
30.	Exemple de carte de continuums anthropiques	58
31. 32.	Exemple de carte de continuum forestier avec leurs corridors potentiels	60 61
32. 33.	Illustration de la double opération de dilatation-érosion sur SIG désignant les corridors potentiels  Exemple de carte des espaces naturels remarquables	63
34.	Exemple de carte des capaces natures remarquables	64
35.	Exemple de zones nodales de continuums aquatiques et palustres	64
36.	Exemple de continuum agricole avec des zones nodales sélectionnées	65
37.	Exemples d'enjeux pour le patrimoine naturel local	66
38.	Exemple de carte d'ensemble de zones d'extensions	67
39.	Exemple de continuums forestiers pondérés par le facteur QUALITE	74
40.	Extrait d'images satellitaires des pollutions lumineuses sur la région iséroise	74
41.	Exemple de continuums agricoles pondérés par le facteur CAPACITE	76
42. 43.	Exemple de carte des polyvalences de continuums  Extrait d'une carte d'attribution des indices de résistance au sein d'un continuum forestier	77 70
43. 44.	Exemple d'un test de dispersion standard appliqué sur une espèce forestière	79 81
45.	Exemple de continuums forestiers pondérés par le facteur FONCTIONS	81
46.	Réseaux forestiers hiérarchisés par leur potentiel écologique	83
47.	Réseaux aquatiques hiérarchisés par leur potentiel écologique	83
48.	Réseaux agricoles de plaines hiérarchisés par leur potentiel écologique	84
49.	Réseaux agricoles de coteaux hiérarchisés par leur potentiel écologique	84
50.	Carte synoptique des zones à forts potentiels écologiques au niveau d'un territoire	85
51.	Récapitulatif des informations disponibles sur SIG pour chaque réseau hiérarchisé	86
52.	Exemple de continuums forestiers hiérarchisés avec zones de conflits superposées	87
53. 54.	Interruption de continuum par les infrastructures de transport	88 88
54. 55.	Interruption de continuum par les infrastructures de transport  Interruption de plusieurs corridors par l'urbanisation et les infrastructures	89
56.	Perturbations et destructions d'écotones	89
57.	Valeur bioindicatrice de quelques groupes de faune	91
58.	Exemple de cartes au 1/25'000 avec guildes d'espèces	92
59.	Continuités écologiques potentielles pour la cistude dans l'Isle Crémieu	94
60.	Carte de synthèse des réseaux écologiques du département de l'Isère	96
61.	Identification des principaux enjeux pour le maintien des corridors biologiques en Isère	97
62.	Plaquette de présentation tous publics des résultats de l'étude REDI	97
63.	Extrait de la carte départementale des points de conflit sur le territoire du Grésivaudan	98
64. 65.	Connexion du réseau écologique isérois aux niveaux international, national et régional Extrait d'un plan de situation des enjeux pour la faune de la perméabilité pour la faune le long	99
00.	d'autoroutes	100
66.	Zones prévisionnelles du développement urbain de la région grenobloise	101
67.	Le projet FEDER de la vallée du Grésivaudan	101
68.	Facteur de résistance des éléments paysagers appliqué dans la cluse de Voreppe	102
69.	Tests de dispersion sur les 4 réseaux spécialisés du secteur de la cluse de Voreppe	103
70.	Exemple d'organisation des données naturalistes dans une étude de réseaux écologiques	107
71.	Cartographie des 4 continuums caractéristiques de la commune de St Martin d'Uriage	112
72.	Etages altitudinaux de la zone iséroise et répartition des espaces protégés	115
73.	Schéma justificatif des enjeux de réalisation des corridors du Grésivaudan	116
74.	Eléments de réseaux écologiques selon l'approche axée sur les espaces protégés voulue par l'UE	118
75. 76.	Etapes de remise en état des réseaux locaux d'habitats	119 120
76. 77.	Correspondance des étages de végétation dans les Alpes	120
,,,		

Liste	de	es tableaux	page
	1. 2. 3. 4. 5. 6. 7.	Correspondance des continuums utilisés sur différentes zones d'étude en Isère	47 51 58 62 72 73 79
Liste	de	es encarts	page
	1.	Les 12 principes de l'approche par écosystème	3
	2.	Définition des termes clés des réseaux écologiques appliqués à la Trame verte et bleue	
	3.	Les réseaux écologiques sont-ils également valables pour la flore ?	18
	4.	Diminution des surfaces boisées dans le canton de Vaud	21
	5.	Conditions nécessaires pour l'installation d'espèces envahissantes	27
	6.	Qu'est-ce-que SPOT Thema ?	50
	7.	Que faire pour obtenir des données numériques d'occupation du sol complètes ou suffisamment cohérentes pour la mise en forme des cartes de réseaux écologiques ?	52
	8.	Définition d'une zone d'extension de continuums aquatiques à partir des vecteurs du réseau	
		hydrographiquehydrographique	54
	9.	Marges écotonales standards utilisées pour la définition d'un réseau écologique potentiel	57
	10.	Test de dilatation/érosion	61
	11.	Prise en compte des activités d'exploitations perturbantes ou favorables sur les continuums paysagers	71
	12.	Le suivi des corridors biologiques	104
	13.	Cahier des charges pour la collecte de données naturalistes utilisables	109
	14.	Applications locales des la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés	113

#### Résumé

L'approche écosystémique des paysages s'appuie sur plusieurs préceptes développés ou utilisés par l'écologie du paysage. Les principes utiles à l'élaboration des réseaux écologiques sont présentés sous forme de rappels permettant de comprendre la mise en place d'une nouvelle méthode plus complexe mais utilisant des principes reconnus scientifiquement. Les principes de base des réseaux écologiques ont été décrits dans la publication du rapport final du Réseau écologique national de Suisse (Berthoud et al, 2004). Auparavant, une application partielle a été également publiée pour le réseau écologique départemental de l'Isère (ECONAT, 2001).

L'application complète de la méthode dite « des réseaux écologiques hiérarchisés » n'a jamais été publiées mais existait partiellement sous forme des fiches techniques rédigées pour différentes applications partielles. Le projet ECONNECT est l'occasion de présenter la méthode globale ajustée progressivement au cours d'une décennie d'applications centrées sur l'Isère.

Elle s'articule autour de deux étapes :

- La cartographie de l'infrastructure naturelle du paysage,
- L'exploitation des données éco-géographiques disponibles selon un système d'évaluation tri-factorielle pondéré individuellement par des critères multiples.

L'analyse de la structure paysagère est basée sur l'existence d'un volume spatio-temporel, appelé « continuum », qui définit un espace vital, disponible dans un paysage pour un groupe d'espèces donné, ayant des affinités écologiques analogues.

La fréquentation variable de cet espace vital théorique est définie par une gradation d'intensité de fréquentation qui permet de distinguer un zonage standard différencié :

→ Une zone nodale ou zone réservoir

= présence constante de populations

→ une zone d'extension

= présence aléatoire régulière

→ une zone marginale du continuum

= présence périodique régulière

→ des corridors

= présence épisodique.

Les caractéristiques des ces différentes zones sont également liées à des critères qualitatifs et fonctionnels.

Ce modèle de spatialisation écologique peut être appliqué à une guilde d'espèces, à un groupe d'espèces spécialisées ou à une seule espèce selon les besoins de l'analyse. Un territoire paysager abrite toujours plusieurs guildes d'espèces caractéristiques qui occupent par conséquent plusieurs continuums d'habitats favorables. Le but recherché est d'obtenir une vision synthétique des espaces vitaux nécessaires au développement des populations spécifiques choisies.

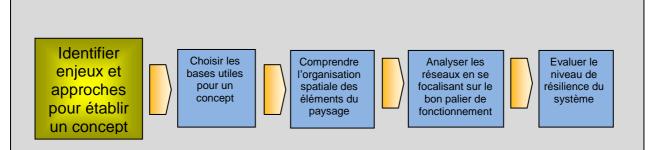
Le choix d'une échelle pertinente de cartographie résulte d'un compromis satisfaisant entre l'ampleur de l'information à réunir sur les espaces vitaux des espèces et l'emprise utile aux problèmes d'aménagement du territoire faisant l'objet d'une analyse. Le choix final portera généralement sur un territoire généralement modeste permettant une cartographie au 1/25'000°, alors que pour l'analyse de l'arc alpin la cartographie appropriée se fera certainement à l'échelle du 1/100'000° pour obtenir une synthèse au 1/300'000° par exemple.

L'analyse du Pays Bièvre-Valloire a été choisie pour illustrer la démarche complète d'application de la méthode à l'échelle du 1/25'000°. Quelques exemples illustrent des applications particulières telles que le maintien de la perméabilité faunique à travers un réseau autoroutier ou la restauration de corridors biologiques dans des zones soumises à une forte urbanisation. Enfin un exemple d'application communale décrit les possibilités de mieux comprendre un fonctionnement écosystémique local en passant notamment par un transfert d'informations à l'échelle du 1/5'000°.

**Mots clés :** Ecologie du paysage ; évaluation écologique ; interconnexion des habitats ; corridors biologiques ; noyaux de nature.

#### CHAPITRE I

#### Introduction



#### Fil rouge

Berthoud G.

Le projet ECONNECT a globalement pour but de mettre en place un réseau d'espaces protégés à l'échelle de l'Arc alpin dans le cadre communautaire de la Convention alpine.

Le but du guide méthodologique est de présenter l'ensemble des bases méthodologiques de l'outil « réseaux écologiques » développé depuis 10 ans et plus, dans le cadre de diverses applications en Suisse comme en France, et de réaliser ainsi un transfert de connaissances en termes de mise en réseaux d'espaces protégés, en prévision d'applications dans les zones pilotes de l'arc alpin.

En introduction à la présentation de la démarche, il est nécessaire :

- de préciser l'origine de la vision écosystémique des paysages et de l'exploitation de leurs ressources, telle que décrite par la Conférence des parties de la Convention sur la biodiversité,
- de situer les différentes approches déjà utilisées en Europe pour tenter de répondre à cette problématique de la perte croissante de la biodiversité.

En matière de réseaux écologiques, l'expérience iséroise est originale par son approche globale, progressive et anticipatrice. En effet, cette dernière a permis depuis dix ans, le développement de plusieurs projets d'applications locales et régionales. Elle offre un exemple pragmatique de mise en œuvre de la stratégie nationale de protection de la biodiversité. D'autre part, elle est cohérente au niveau international en offrant une contribution fiable aux trois piliers de la stratégie de la diversité biologique et paysagère au niveau européen que sont le réseau NATURA 2000, le réseau EMERAUDE et le réseau écologique paneuropéen.

La méthode reste toutefois originale dans son approche, dans la mesure où elle postule que c'est la préexistence d'un réseau écologique global, largement étoffé par les éléments paysagers de nature dite « ordinaire » qui doit répondre, s'il est correctement géré, aux besoins des réseaux stratégiques de nature dite « remarquable ».

Le défi est évidemment de pouvoir offrir un outil d'analyse pertinent, suffisamment convivial et évolutif, pour être utilisé.

#### 1.1 Le projet ECONNECT

Le projet international ECONNECT<sup>1</sup> est financé par l'UE dans le cadre du programme INTERREG de l'espace alpin. Il vise l'établissement d'un réseau écologique alpin large.

Ce projet doit apporter une contribution importante et innovatrice pour la conservation de la biodiversité exceptionnelle des Alpes. Les six pays alpins se sont associés pour favoriser une approche dynamique pour conserver l'héritage commun des Alpes. Le projet opérationnel depuis septembre 2008 se déroulera jusqu'en août 2011. Les activités du projet contribuent à l'exécution de la Convention alpine (Art. 12 du protocole de conservation de la nature) qui lie les Etats signataires selon le droit international.

La protection de la biodiversité par une approche intégrée, croisée et sectorielle du continuum écologique de la région alpine en constitue l'objectif principal. Le fait de surmonter les barrières légales et physiques en fonctions des besoins transfrontaliers et transnationaux doit augmenter la connectivité écologique.

Les objectifs du projet visent par conséquent :

- à harmoniser les données géographiques et biologiques selon une terminologie commune,
- à alimenter grâce à des retours d'expériences recensés un corpus méthodologique et opérationnel auprès des acteurs de la gestion de la biodiversité sur l'ensemble de l'Arc alpin,
- à définir enfin des corridors de connexion utiles au niveau de l'espace alpin.

Plusieurs groupes de travail se sont constitués pour traiter les grands thèmes de la mise en œuvre du projet. Six sites pilotes, utilisant des approches méthodologiques et des données harmonisées vont mettre en œuvre des actions visant à améliorer, restaurer ou créer de la connectivité écologique

La contribution du groupe « transfert de connaissances au niveaux internes et externes de l'arc alpin » est notamment de fournir des informations indispensables à la compréhension commune des objectifs du projet par un transfert des connaissances acquises. C'est dans ce cadre que s'inscrit la rédaction d'un guide méthodologique d'élaboration d'un outil de gestion du patrimoine naturel basé sur la cartographie de réseaux écologiques hiérarchisés d'après une démarche menée depuis 10 ans dans le département de l'Isère, région pilote française d'ECONNECT.

### 1.2 Objectifs du guide

Ce guide a pour objectif de fournir les bases théoriques pour une approche écosystémique des espaces naturels, la description détaillée des méthodes utilisées et le bilan des expériences acquises dans la mise en œuvre du concept en Suisse et en Isère.

Ce guide méthodologique réunit, sous forme de rappel ou de références, les principes théoriques scientifiques qui peuvent servir de base à l'élaboration de modèles d'infrastructures écosystémiques naturels de terrain. Il fournit également les approches techniques, notamment cartographiques, utilisées pour établir des relations ou des simulations d'interactions écologiques dans un paysage.

Chaque étape est illustrée par des exemples de solutions utilisées en fonction de situations standards ou particulières.

L'approche proposée est le résultat d'une longue expérimentation qui a permis d'optimiser les méthodes de cartographie et d'analyse décrites dans ce guide. Le travail de modélisation est basé sur l'utilisation d'un SIG et s'appuie sur la mise en forme de nombreux critères mesurables qui doivent permettre d'évaluer l'importance des trois facteurs fondamentaux de la valeur du potentiel écologique de l'unité spatiale analysée. Le modèle écosystémique qui en résulte est évolutif en termes de qualité des résultats et de nouveaux critères intégrables au système.

-

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Pour plus d'informations consulter le site : www.econnectproject.eu

#### **Encart 1**

#### Les 12 principes de l'approche par écosystème

Extrait de la décision V/6 de la Conférence des Parties de la Convention sur la Diversité Biologique, réunie à Kuala Lumpur, en février 2004 <sup>2</sup>

- **Principe 1 :** Les objectifs de gestion des terres, des eaux et des ressources vivantes sont un choix de société.
- Principe 2 : La gestion devrait être décentralisée et ramenée le plus près possible de la base.
- **Principe 3 :** Les gestionnaires d'écosystèmes devraient considérer les effets (réels ou potentiels) de leurs activités sur les écosystèmes adjacents ou autres écosystèmes.
- **Principe 4 :** Compte tenu des avantages potentiels de la gestion, il convient de comprendre l'écosystème dans un contexte économique.

Tout programme devrait:

- a) réduire les distorsions du marché qui ont des effets néfastes sur la diversité biologique ;
- b) harmoniser les mesures d'incitation pour favoriser la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique;
- c) intégrer dans la mesure du possible les coûts et les avantages à l'intérieur de l'écosystème géré.
- **Principe 5 :** Conserver la **structure et la dynamique de l'écosystème**, pour préserver les services qu'il assure, devrait être un objectif prioritaire de l'approche par écosystème.
- Principe 6 : La gestion des écosystèmes doit se faire à l'intérieur des limites de leur dynamique.
- Principe 7: L'approche par écosystème ne devrait être appliquée que selon les échelles appropriées.
- **Principe 8 :** Compte tenu des échelles temporelles et des décalages variables qui caractérisent les processus écologiques, la gestion des écosystèmes doit se fixer des **objectifs à long terme**.
- **Principe 9 :** La gestion doit admettre que le changement est inévitable.
- **Principe 10 :** L'approche par écosystème devrait rechercher l'équilibre approprié entre la conservation et l'utilisation de la diversité biologique.
- **Principe 11 :** L'approche par écosystème devrait considérer toutes les formes d'information pertinentes, y compris l'information scientifique et autochtone, de même que les connaissances, les innovations et les pratiques locales.
- **Principe 12 :** L'approche par écosystème devrait impliquer tous les secteurs sociaux et toutes les disciplines scientifiques.

La méthode dite de cartographie des « réseaux écologiques hiérarchisés » présentée dans ce guide, s'appuie sur plusieurs principes théoriques plus ou moins connus, dont la connaissance sera utile au lecteur, afin de bien comprendre la démarche relativement complexe et technique décrite ci-après.

-

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Pour plus de détails consulter le site : <a href="http://www.unep.org">http://www.unep.org</a>

### 1.3 La vision écosystémique des paysages

Dans l'historique de la protection de la nature en Europe et dans le monde, la protection des sites remarquables, ainsi que la conservation des habitats et des espèces à valeur patrimoniale, ont toujours joué un rôle important voire déterminant. Pendant plus d'un siècle, généralement par souci d'efficacité, on a sélectionné et mis sous protection la majorité des espaces naturels d'exception. Cette stratégie sélective a souvent été couronnée de succès pour sauver quelques espèces menacées ou pour éviter de défigurer des sites.

Le sommet de Rio en 1992, a été l'occasion de faire un bilan environnemental à l'échelle mondiale. Il a notamment mis en évidence une diminution catastrophique de la biodiversité causée à la fois par la dégradation générale de l'environnement et par l'échec d'une stratégie trop réductionniste de gestion des espaces naturels.

La stratégie européenne de protection de la diversité biologique et paysagère de 1995 a été le point de départ d'une nouvelle approche axée sur une prise en compte plus globale du paysage et de la gestion d'espaces naturels organisés en réseaux : Réseau écologique paneuropéen, Réseau NATURA 2000 et réseau EMERAUDE.

C'est en 2005 seulement, lors de la conférence de Vilm, que les experts du Réseau Natura 2000 vont définir les principes de la cohérence et de la concordance écologique, ainsi que la nécessité de rétablir une connectivité fonctionnelle suffisante.

Auparavant, en 2004, la conférence des parties de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a publié les principes détaillés d'une approche par écosystème applicable à tout projet ou plan de développement permettant de gérer durablement un patrimoine naturel et sa biodiversité. Les 12 principes publiés (voir encart 1) ont permis de mieux cerner les buts recherchés par la CDB. Les commentaires ont mis en évidence les synergies et les complémentarités entre les trois conventions liées à l'environnement, à savoir les conventions sur la désertification (CCD), la biodiversité (CBD) et sur les changements climatiques (CCCC). Elle a adopté clairement l'approche écosystémique impliquant une prise en compte effective de la connectivité biologique fonctionnelle. Elle insiste sur le besoin de protéger toute la biodiversité, y compris ordinaire, avec le besoin d'instruments « combinant la gestion des réseaux d'aires protégées, des réseaux écologiques et des zones qui ne font pas partie de ces réseaux ». La conférence des parties de 2006 a précisé encore l'urgente nécessité de conserver la biodiversité aux échelles génétiques et a recommandé notamment aux parties de rendre obligatoire l'évaluation d'impact sur l'environnement pour « les activités dans les corridors biologiques identifiés comme importants pour les processus écologiques ou évolutifs » afin de mieux résister aux conséquences des modifications climatiques.

Les applications stratégiques de ces principes ont conduit à faire des propositions méthodologiques et cartographiques différentes en fonction de la vision des facteurs d'interconnectivité et finalement de la fonctionnalité des réseaux écologiques. Ces différentes approches sont examinées ci-après.

### 1.4 Les différentes approches fonctionnelles du paysage

#### 1.4.1 Définition des éléments paysagers servant d'interconnexion

Selon les approches écosystémiques du paysage utilisées, la définition des éléments d'interconnexion va varier en fonction des objectifs visés et notamment en fonction de l'importance patrimoniale des espaces à conserver. Ainsi on a successivement vu apparaître les notions suivantes :

- Les réseaux d'espaces protégés ou à protéger qui utilisent la notion traditionnelle de site protégé ou de réserve naturelle mais qui encouragent la mise en réseaux par la multiplication des sites mis sous protection pour avoir un effet de proximité. La création physique de corridors de connexion est encouragée de cas en cas pour garantir le maintien des échanges biologiques.
- Les corridors biologiques ou écologiques témoignent du souci de développer le maintien ou la restauration d'espaces fonctionnels dans un paysage dont la fragmentation de l'espace est croissante du fait de l'urbanisation et de la multiplication des infrastructures de transport.

- Les trames écologiques répondent également à un souci de ne pas détruire les principales structures paysagères qui permettent l'interconnexion indispensable au fonctionnement du paysage.
- Les réseaux écologiques offrent une lecture du paysage aussi complète que possible en ayant une vision globale des ensembles existant d'habitats générateurs de nature et de leurs connexions permettant le maintien des flux biologiques.

Les différentes approches mentionnées peuvent se résumer en trois axes stratégiques :

- Sélectionner et conserver les habitats et les espèces jugées prioritaires pour la communauté (Politique de conservation d'espaces protégés).
- Axe 2. Identifier et conserver l'interconnexion spatiale indispensable à la survie des habitats remarquables (Adjonction des corridors biologiques prioritaires reliant les espaces protégés).
- Axe 3. Comprendre et gérer les potentialités paysagères globales contribuant à générer la diversité biologique (Analyse des réseaux écologiques).

Ces stratégies ont chacune leur propre programme et leurs critères de priorité, mais sont en principe complémentaires à condition de s'articuler autour d'une même vision écosystémique de la diversité biologique, c'est-à-dire l'organisation du paysage en réseaux écologiques multiples, partiellement interactifs.

#### 1.4.2 Les réseaux d'espaces à protéger

Le développement du réseau NATURA 2000 commandé par l'Union Européenne à partir de 1995, est basé sur la Directive Oiseaux (79/409/CEE) et la Directive Habitats (92/43/CEE). Ces dernières fournissent dans leurs annexes des listes d'espèces et d'habitats méritant protection à l'échelle communautaire. Ces espèces et habitats déterminant ont permis d'établir des inventaires régionaux de sites remarquables qui sont périodiquement mis à jour. Ces sites sont ainsi placés sous surveillance de l'Etat qui décide de leur protection définitive, de leur gestion ou de leur disparition en cas de projets jugés prioritaires par rapport à des mesures conservatoires. L'application stricte des directives exige une prise de décision basée sur une évaluation des incidences éventuelles de projets ou d'activités perturbantes. La démarche nécessite également d'examiner les effets directs ou indirects sur les domaines vitaux des populations d'espèces citées dans les annexes, ainsi que de tenir compte des connexions nécessaires pour des échanges en direction d'autres habitats saisonniers. Plusieurs quides de mise en œuvre d'analyse des incidences de projets sur des sites NATURA 2000 ont été publiés (Commission européenne 2001 ; IEEP 2007)

Cette démarche reste sélective en visant prioritairement la conservation des sites remarquables sélectionnés en fonction des habitats et des espèces figurant dans les annexes I et II de la Directive « Faune, flore, habitats » de 1992.

Rappelons que les principes du Réseau NATURA 2000 s'appliquent également au Réseau EMERAUDE adopté par les 45 pays contractants de la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe.

#### 1.4.3 Les corridors biologiques ou écologiques

La notion de corridors biologiques a été définie pour mettre en avant les interconnexions entre les grands habitats naturels de manière à ne pas oublier les aspects fonctionnels présents dans un paysage. En effet, les mécanismes de fragmentation de l'espace, générés par l'urbanisation croissante et la construction d'infrastructures de transport pour absorber le trafic toujours plus important des véhicules automobiles, ont mis en exergue le besoin d'espaces d'interconnexion. La publication d'une carte régionale ou locale de corridors biologiques cherche à définir ainsi des zones de conflits potentiels avec la faune et le cortège de mesures d'aménagements possibles pour y remédier. La Suisse a publié une telle carte des corridors faunistiques, en préalable aux cartes du réseau écologique national (Holzgang et al, 2001). L'agglomération lyonnaise a également publié une carte au 1/50'000<sup>e</sup> des corridors écologiques (UrbaLyon, 2008).

Cette démarche reste sélective en cherchant prioritairement une information sur l'ensemble des interconnexions utilisées par la faune et sur les obstacles créés par le développement de l'urbanisation et du réseau de transport. Elle ne s'interroge pas sur le maintien des espaces vitaux de la faune et de la flore.

#### 1.4.4 Les trames vertes et les trames vertes et bleues

Les trames vertes ou vertes et bleues apparaissent souvent comme un compromis des deux approches précédentes dans la mesure où elles se basent généralement sur la présence d'espaces de verdure intéressants et sur le réseau hydrographique (plans d'eau et cours d'eau boisés, haies et allées forestières, massifs boisés, etc.) structurant l'espace urbain ou agricole permettant de reconstituer des ensembles harmonieux d'espaces naturels ou aménagés largement interconnectés. Ces trames paysagères sont largement orientées au niveau de leur définition pour satisfaire des règles d'aménagement du territoire, de besoins de développement mais aussi de principes écologiques reconnus. L'identification complète des différents réseaux écologiques n'est pas obligatoirement un préalable à la définition des dites trames.

En France, on parle de Trame verte et bleue (TVB) constitutée de réservoir de biodiversité, des corridors écologiques et des continuités écologiques (encart 2). Les guides de mise en œuvre de la TVB doivent être validés par le Comité opérationnel TVB (COMOP TVB).

#### **Encart 2**

# Définition des termes clés des réseaux écologiques appliqués à la Trame verte et bleue\*

Réservoir de biodiversité: C'est dans ces espaces que la biodiversité est la plus riche et la mieux représentée. Les conditions indispensables à son maintien et à son fonctionnement sont réunies. Ainsi une espèce peut-elle y exercer l'ensemble de son cycle de vie (station floristique, alimentation, reproduction, migration, repos et les habitats naturels assurer leur fonctionnement. Ce sont soit des zones sources ou zones noyaux à partir desquels des individus d'espèces présentes se dispersent, soit des espaces rassemblant des milieux de grand intérêt ou des surfaces d'habitats représentatives. Ce terme sera utilisé de manière pratique pour désigner « les espaces naturels et zones humides importants pour la préservation de la biodiversité », au sens de l'article L. 371-1 du code de l'environnement.

**Corridor écologique :** Ce sont des voies de déplacement empruntées par la faune et la flore, qui relient les réservoirs de biodiversité. Ces liaisons fonctionnelles entre écosystèmes ou habitats d'une espèce permettent sa dispersion et sa migration. On les classe généralement en trois types principaux :

- structures linéaires : haies, chemins et bords de chemins, ripisylves, etc. ;
- structures en « pas japonais » : ponctuation d'espaces-relais ou d'îlots-refuges, mares, bosquets, etc.
- matrices paysagères : type de milieu paysager, artificialisé, agricole, etc.

Les cours d'eau constituent à la fois des réservoirs de biodiversité et des corridors auxquels s'appliquent déjà, à la fois des règles de protection en tant que milieux naturels et des obligations de restauration de la continuité écologique.

**Continuités écologiques** : Éléments du maillage d'espaces ou de milieux constitutif d'un réseau écologique. Au titre des dispositions des articles L. 371-1 et suivants du code de l'environnement, et par là même du présent guide, cette expression correspond à l'ensemble des "réservoirs de biodiversité", des "corridors écologiques" et les cours d'eau et canaux.

\* Selon le guide TVB n°1 du 15/12/2009

#### 1.4.5 Les réseaux écologiques

La cartographie des réseaux écologiques répond à la nécessité d'identifier visuellement des espaces paysagers particuliers, soumis à des conditions écologiques homologues (facteurs climatiques, édaphiques et anthropiques). Ces espaces privilégiés fonctionnent selon des interactions complexes au sein d'une matrice paysagère particulière, ayant souvent la forme d'une mosaïque d'habitats, dont les flux d'échanges tissent des relations réelles souvent très diffuses, voire imperceptibles pour l'observateur humain.

L'analyse des réseaux écologiques répond d'abord au besoin de comprendre le paysage existant, au niveau de sa diversité et de sa fonctionnalité, pour permettre de le gérer, si possible sans le dégrader et si nécessaire en le revitalisant. La démarche vise avant tout à modéliser aussi précisément que possible les

structures et les systèmes fonctionnels du paysage et de replacer les espèces et leurs habitats dans leurs contextes appropriés.

La cartographie des réseaux écologiques constitue un outil de base pour organiser l'information fournie par le paysage et pour analyser les nombreuses interactions créées par la connectivité relative des différents compartiments constituant un paysage. La méthode des réseaux écologiques hiérarchisés se propose comme une démarche préalable d'analyse et de hiérarchisation des enjeux écologiques à la définition de tout réseau écologique, global ou partiel, adopté par consensus.

Cette vision se traduit, dans un paysage, par la définition de modèles organisationnels d'habitats. Bien gérés, ces modèles peuvent constituer des outils d'analyse et de gestion des espaces paysagers performant pour assurer la protection intégrée, croisée et sectorielle des continuums naturels dans chaque région.

#### 1.4.6 Le modèle isérois de réseaux écologiques

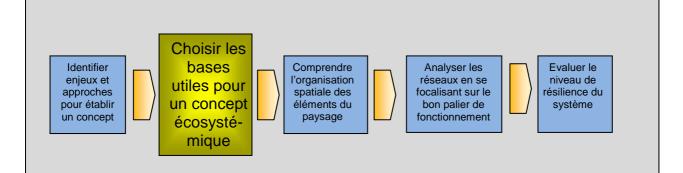
L'expérience iséroise en matière de réseaux écologiques s'est déroulée sur dix ans. Elle est originale à plus d'un titre.

- Son approche est globale, car la cartographie des réseaux écologiques produite a porté sur l'identification sommaire des continuums caractéristiques, des corridors et des obstacles. A cette occasion, la définition précise des zones internes d'extension et des zones nodales n'a pas été effectuée car l'objectif était de disposer rapidement d'un schéma des infrastructures naturelles présentes sur le territoire isérois. Ce travail réalisé en 8 mois devait servir de base à un programme d'actions portant sur la protection des corridors majeurs traversant les zones d'urbanisation et sur l'aménagement de passages protégés pour la faune.
- Elle est anticipatrice, voire innovante, dans la mesure elle a cherché à réaliser concrètement sur le terrain les principes, qui étaient à l'époque en discussion, concernant la stratégie européenne sur la diversité biologique et paysagère et ses applications avec le réseau NATURA 2000 et avec le réseau écologique paneuropéen. Lors du démarrage du projet en 1999, l'idée était de présenter dans les meilleurs délais une cartographie synthétique du réseau écologique départemental en utilisant au mieux les données numériques existantes en matière d'occupation du sol et de connaissance des sites naturels.
- L'approche est également **évolutive**, car elle a permis le développement de plusieurs projets d'applications locales et régionales qui ont nécessité de développer des méthodes de collectes et d'exploitation de données, d'automatisation de la cartographie numérique adaptées aux échelles de travail. Ces projets sont présentés dans le chapitre 6.
- Elle reste toutefois originale, dans la mesure où la méthode applique systématiquement le principe d'une approche « top-down bottom-up » pour renforcer les modèles écosystémiques initiaux.
- Enfin, ce ne sont pas les espaces protégés qui motivent la mise en place d'un réseau de corridors, mais la préexistence d'un réseau écologique global, largement étoffé par les éléments paysagers de nature dite « ordinaire » qui doit répondre, s'il est correctement géré, aux besoins des réseaux stratégiques de nature « remarquable ».

De fait, la méthode dite « des réseaux écologiques hiérarchisés », développée en 1995 en Suisse puis appliquée à partir de 1999 en Isère, répond parfaitement aux critères de l'approche écosystémique telle que définie récemment par la conférence des parties de la CDB et par le comité d'experts de l'UE pour le développement du réseau écologique paneuropéen. Elle offre surtout des possibilités techniques de mise en œuvre d'un outil d'analyse et de réflexion performant dans le cadre des programmes de restauration ou de gestion des milieux naturels.

#### **CHAPITRE II**

### Les clés du fonctionnement écosystémique des habitats



#### Fil rouge

La vision écosystémique des paysages s'appuie sur une approche progressive de l'extrême complexité des interactions agissant sur la biosphère. Elle est utilisée pour construire des modèles interactifs géoréférencés, appliqués au niveau de compartiments du paysage. Ainsi, dans un paysage donné, il s'agit d'expliquer au mieux la répartition et le potentiel de productivité des niches écologiques disponibles et d'en tirer des probabilités de survie ou de développement des différentes biocénoses en fonction des transformations générées par l'homme ou la nature.

Plusieurs principes d'écologie du paysage peuvent être utilisés pour modéliser les réseaux écologiques :

- La relation positive qui existe entre la superficie des habitats, le nombre d'habitats, le nombre d'espèces et le nombre d'individus présents, fournit la base d'évaluation pour une mosaïque d'habitats ;
- Les effets d'insularité et de mosaïque qui vont traduire l'éloignement et l'accessibilité entre les habitats homologues ;
- L'organisation des flux et les modalités de déplacement des propagules qui vont permettre de définir des espaces virtuels fonctionnels, complémentaires aux espaces physiques occupés par des habitats;
- Le fonctionnement en métapopulations de nombreuses espèces combiné au cloisonnement naturel et artificiel du paysage qui permet de comprendre l'organisation souvent aléatoire des populations :
- La dynamique évolutive du paysage couplée aux perturbations anthropiques qui permet d'expliquer les dégradations progressives de l'environnement.

Tous ces principes connus peuvent être mobilisés pour établir des modèles relationnels de fonctionnement des biocénoses.

Les modèles utilisés pour analyser les incidences écologiques des voies de transport et de leurs trafics sur les biocénoses avoisinantes, ainsi que la simulation cartographique de l'empreinte écologique anthropique permettent, par superposition, de prendre en compte la dégradation des réseaux naturels.

# 2.1 Principes d'écologie utiles à l'approche écosystémique du paysage

La vision écosystémique du paysage appliquée sous forme de cartographie de réseaux écologiques est le résultat de plus de trente années de pratique du terrain. Une pratique partagée entre de nombreuses études du comportement territorial et migratoire de nombreuses espèces, la cartographie des habitats, les inventaires de biotopes, les plans de gestion, les conceptions d'aménagements naturels et surtout la réalisation de nombreuses études d'impacts de grands projets d'infrastructures de transport qui m'ont amené progressivement à développer des méthodes d'analyse et de cartographie s'appuyant sur les notions fondamentales d'écologie du paysage.

Plusieurs règles citées ci-après, sont bien connues, mais c'est avant tout l'articulation de plusieurs principes simples, réunis dans un concept cohérent de modélisation écosystémique, qui forme un outil original de cartographie et d'évaluation des réseaux écologiques.

#### 2.1.1 Effet de la surface de l'habitat

La surface d'un habitat influence aussi bien la diversité spécifique que la capacité d'accueil des populations. La relation positive existant entre le nombre d'espèces d'oiseaux et la surface des habitats disponibles est la plus fréquemment utilisée (Fig. 1). En effet, plus la surface d'un habitat est importante, plus ce dernier sera diversifié. Cette relation est connue par de nombreuses études et pour de nombreux groupes de faune et de flore. Les courbes obtenues montrent une croissance régulière de la diversité spécifique en fonction du logarithme de la surface de l'habitat. C'est le cas également des milieux fluviaux (Fig. 2).

Haila (1983) a résumé la situation en démontrant que les relations « superficie - nombre d'habitats - nombre d'espèces - nombre d'individus » étaient positivement corrélées et que c'était une règle générale applicable à tous les habitats (Fig.3). On constate également que la surface détermine directement la taille des populations résidentes. Ainsi par exemple, le nombre de couples d'oiseaux nicheurs est fonction directe de la surface de l'habitat. Toutefois l'étude des peuplements d'habitats de grandes ampleurs montre les limites de cette règle en mettant en évidence l'effet de la compétition entre espèces. Ainsi, MacArthur a établi une loi de distribution aléatoire des espèces dans un peuplement. Il démontre que l'abondance spécifique varie en fonction de l'aptitude à la compétition (modèle du bâton brisé) : dans un volume de niche donné (en pratique on se réfère à la surface de l'habitat préférentiel), les espèces peu compétitives confrontées à l'installation de nouvelles espèces gardent des effectifs stables, alors que les espèces compétitives réduisent leurs effectifs.

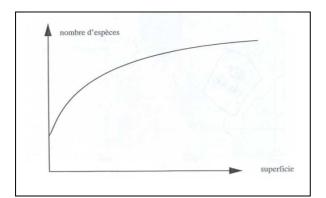
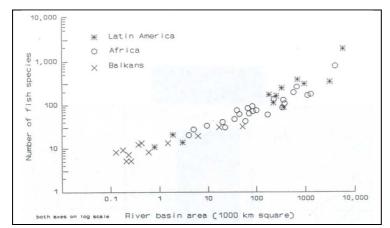


Figure 1.

Relation entre la surface des habitats forestiers et nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs.

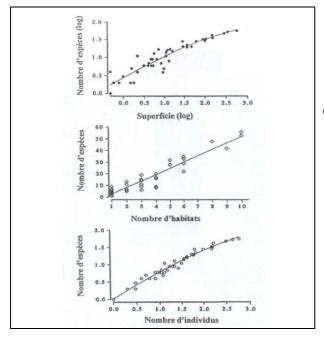
Source : Forman et al. (1976)



#### Figure 2.

Relation entre la surface des bassins fluviaux et le nombre d'espèces de poissons.

Source : Welcomme (1990), d'après Daget & Economidia, (1975)



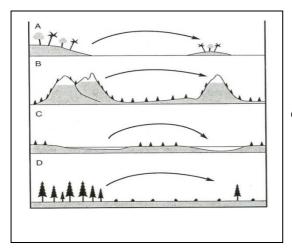
#### Figure 3.

Relations directes entre la superficie d'un habitat, le nombre d'habitats, le nombre d'individus et le nombre d'espèces : Elles sont positives aussi bien entre la superficie des habitats et le nombre d'espèces, le nombre d'habitats et le nombre d'espèces, ainsi qu'entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus.

Source: Haila, (1983)

#### 2.1.2 L'effet d'insularité

Cet effet combine le paramètre de surface de l'habitat et l'incidence de l'éloignement d'une zone réservoir : dans les cas d'habitats isolés (île vraie ou continentale), c'est-à-dire entourés d'autres types d'habitats hostiles, la dynamique des peuplements d'espèces suit les mêmes règles, à savoir que le nombre d'espèces résidentes s'établit en fonction de l'éloignement d'un habitat ressource jouant le rôle de réservoir d'espèces (Fig.4).



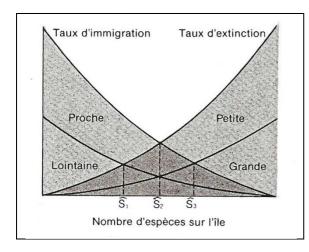
#### Figure 4.

Homologie du critère d'insularité entre des îles vraies (A) et les îles continentales (B, C, D) telles que des montagnes isolées, des lacs isolés et des massifs forestiers entourés de cultures. Dans chaque cas, la possibilité d'échange d'espèces entre peuplements est d'autant plus faible qu'ils sont éloignés.

Source : Blondel (1986), In Ramade, (1993)

Selon MacArthur et Wilson (1963), ce nombre est fixé par un état d'équilibre entre la probabilité de colonisation et d'extinction (Fig. 5). Dans chaque cas, la possibilité d'échange d'espèces entre peuplements est d'autant plus faible qu'ils sont éloignés. Les règles pour atteindre le point d'équilibre entre l'immigration et l'extinction sont les suivantes :

- Le taux d'immigration est lié à la surface de l'habitat et à la proximité de l'habitat source. Il va diminuer au fur et à mesure que les nouvelles espèces s'installent et saturent les niches écologiques disponibles.
- Le taux d'extinction est d'autant plus important que la surface est faible.



#### Figure 5.

Théorie des peuplements insulaires de MacArthur et Wilson établissant la relation entre la richesse spécifique, le taux d'immigration et le taux d'extinction.

Source : MacArthur & Wilson (1963), *In* Ramade (1993)

#### 2.1.3 Effet des mosaïques d'habitats

Cette théorie a été développée pour contrer la théorie des îles de MacArthur. Elle décrit le fait que les habitats terrestres sont toujours agencés dans des complexes d'habitats en mosaïque et que leur diversité suit les règles suivantes :

- Une mosaïque de grandes surfaces d'habitats homogènes comprenant un certain nombre de types d'habitats est moins riche en espèces que des ensembles de petites surfaces de ces mêmes habitats.
- Le taux d'immigration est supérieur dans les ensembles de petites surfaces que dans les ensembles de grandes surfaces.

Ces principes sont également vrais mais s'appliquent en priorité aux habitats terrestres moins bien isolés que les vraies îles. Dans ce cas on ne parle pas de la même biodiversité car l'effet mosaïque, générateur de biodiversité, concerne essentiellement les espèces ubiquistes et écotonales.

#### 2.1.4 La répartition des flux d'échanges entre habitats

La **théorie de l'information**, utilisée à l'origine pour décrire les flux électriques circulant dans des substrats semi-conducteurs composites, a été reprise par Godron (1966 et 1982) pour décrire les aspects fonctionnels des systèmes écologiques des paysages. Elle étaye largement les approches de l'écologie du paysage, développées notamment par Baudry et Burel (1983), par Phipps et Dumanski (1983) ou encore par Baudry et Forman (1991). On l'utilise dans ce cas pour modéliser les **flux de propagules** circulant dans un paysage (Fig. 6).

Le principe de base veut que les propagules animales en déplacement (dispersion, migration, exploration) ne s'éloignent de leurs habitats d'origine qu'au prix de nombreuses précautions liées à leur capacité de locomotion et de cognition. En effet, l'observation attentive de ces phénomènes nous montre que les dites propagules effectuent leurs déplacements en suivant toujours quelques règles simples d'économie d'énergie, de sécurité et de préférence écologique.

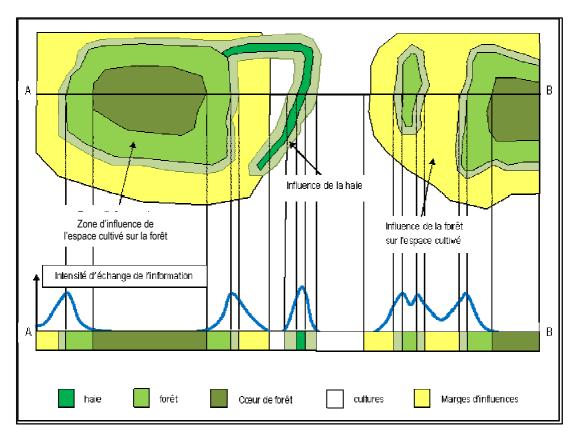


Figure 6.

Schéma de répartition d'échanges d'information entre les divers composants d'un paysage. La variation d'intensité des flux d'échange est perceptible par projection sur des transects.

Source: D'après Baudry et Burel, (1985).

#### 2.1.5 La percolation à travers une matrice paysagère

Parmi les déplacements, il faut distinguer les déplacements quotidiens ou réguliers, d'exploitation d'un territoire ou d'un domaine vital, des déplacements saisonniers ou occasionnels à plus ou moins longue distance, impliquant un changement important de zone d'activité. Pour ce second type de déplacements, il s'agit dans ce cas d'émigrations ou de colonisation de nouveaux territoires. Les déplacements ne sont plus organisés individuellement mais suivent souvent des logiques de groupes avec des repères visuels à longue distance ou une connaissance de cheminement par apprentissage. On parle alors de percolation à travers la matrice paysagère. Les règles de déplacement sont différentes : prise de risque plus importante, recherche d'habitats-refuge, alternance d'attentes et de déplacement rapides. Les animaux utilisent des structures conductrices bien situées ou en avançant par étapes dans des espaces plus ou moins favorables. Le cheminement par percolation n'est ni le fait du hasard ni des opportunités rencontrées, mais suit une logique de sélection de progression par essais-erreurs qui pousse l'espèce à utiliser chaque année approximativement les mêmes corridors et les mêmes abris d'étapes. Il est possible d'en déduire deux critères :

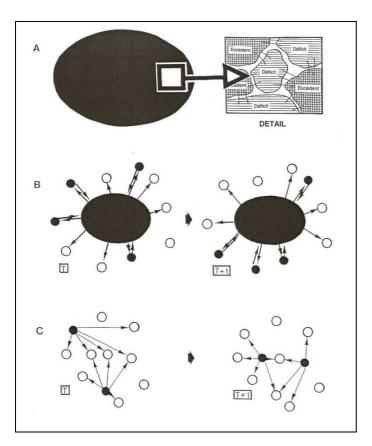
- La variabilité de la résistance à la progression en fonction du type de milieux traversés;
- Une contrainte de déplacement liée au mode de progression par sélection d'un cheminement approprié.

Une connaissance plus intime des individus ou des groupes d'individus (connaissance à dire d'experts qui sous-entend des suivis détaillés et prolongés de leurs comportements locomoteurs) permet souvent, même dans le cas d'une dispersion occasionnelle, de dégager une utilisation traditionnelle par imprégnation individuelle, d'une partie réduite de l'espace potentiel défini par ces deux premiers critères. Cette utilisation particulière de l'espace répond aussi à des règles de probabilité qui peuvent être utiles à une modélisation des réseaux écologiques.

#### 2.1.6 Le fonctionnement en métapopulations

La théorie des métapopulations décrit un groupe de populations d'une même espèce occupant un habitat fragmenté mais qui continue à interagir de manière régulière ou diffuse. Ce modèle utilisé par Levin (1969) pour décrire des populations d'insectes nuisibles dans l'agriculture a été largement repris et développé pour de nombreuses espèces soumises à des fragmentations éco-paysagères de leurs habitats, notamment par Hanski (1991) et Fahrig (1991).

La distribution discontinue d'une métapopulation est causée par la fragmentation géographique et par une alternance d'habitats favorables et défavorables qui obligent les animaux à prendre des risques en se déplaçant d'un endroit favorable à un autre (Fig. 7). On constate ainsi que dans les aires de tailles critiques, les populations trop isolées sont vouées à l'extinction. La survie d'une métapopulation dépend donc d'une recolonisation périodique par dispersion, à condition que le taux de recolonisation soit supérieur au taux d'extinction.



#### Figure 7.

Stades de transformation d'une population compacte en métapopulations.

- A. La population est formée d'un ensemble stable de sous-populations qui se maintiennent dans un même habitat par des échanges internes.
- B. La métapopulation est fondée sur un noyau stable. Les habitats externes sont occupés alternativement par des sous-populations.
- C. La métapopulation comporte des noyaux variables. Seuls les habitats favorables et accessibles sont utilisés aléatoirement par des sous-populations.

Source : Berthoud & Müller (1994) ; Modifé de Boorman & Levitt (1973).

Ce mode de distribution de populations est très courant dans nos paysages transformés. Il a conduit à de nombreuses recherches visant à définir, par exemple, pour chaque espèce patrimoniale, les tailles minimales et les taux d'échanges nécessaires pour garantir la survie des populations étudiées.

Les connaissances actuelles sur les dynamiques de population sont malheureusement encore insuffisantes pour disposer de catalogues de paramètres limitant spécifiques, utiles à la survie des espèces.

#### 2.1.7 La théorie de la hiérarchie.

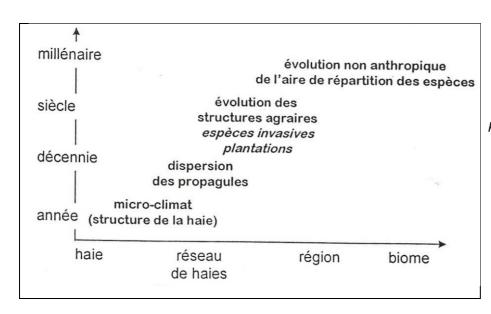
Les paysages sont le siège de toute une série de phénomènes écologiques ayant chacun une échelle spatio-temporelle propre. Selon Allen et Starr (1982) ainsi que Baudry et al (1991) notamment, la théorie de la hiérarchie est le cadre conceptuel approprié pour traiter l'ensemble des phénomènes se déroulant à plusieurs échelles d'espaces et de temps.

Selon Koestler (1967), il existe une corrélation évidente entre les échelles d'espaces et de temps au niveau des vitesses de fonctionnement :

- Les phénomènes qui se déroulent sur de grands espaces sont beaucoup plus lents que ceux qui se déroulent à une échelle locale.
- Ces processus ne sont pas continus en n'ayant pas la même genèse et ont relativement peu d'interactions. Le système global peut donc être découpé en niveaux d'organisation distincts (Auger et al, 1992).

Plusieurs auteurs définissent des échelles de perception et **des niveaux d'organisation biologiques** pour analyser et caractériser des peuplements biologiques (Long, 1974; Lebreton, 1977; Blondel, 1986). Ils distinguent généralement la station, le biotope, le secteur, la région et le biome comme niveaux significatifs d'analyse. Ils constatent que les processus biogéographiques peuvent être étudiés en fonction de trois échelles, celles du temps, de l'espace et du changement. Les différents volumes spatio-temporels représentent des domaines d'échelles distincts, mais qui sont interdépendantes en raison de transfert d'informations d'un niveau vers un autre (cf. chap. 3.2).

Burel et Baudry (1999) ont schématisé ce principe de hiérarchisation des phénomènes spatio-temporels en décrivant les vitesses de fonctionnement (Fig. 8) et les échelles d'interactions fonctionnelles de tout processus écologique impliqué dans la distribution spatiale des peuplements.



#### Figure 8.

Echelles spatiotemporelle de fonctionnement des processus écologiques : processus impliqués dans la distribution spatiale des espèces animales.

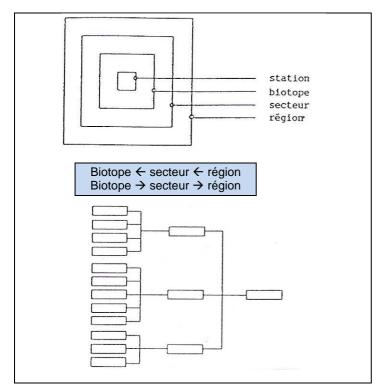
Source : Burel & Baudry (1999)

#### 2.1.8 Principe de l'emboîtement des paliers spatio-temporels

A partir du constat de progression par changement d'échelle spatio-temporelle, correspondant à des niveaux d'organisation biologique différents, le concept de réseaux écologiques va utiliser la notion de paliers d'interactions définis par des variations de l'importance du volume d'échanges (flux d'informations). Ainsi, Berthoud et al (1989) ont proposé d'utiliser ces paliers spatio-temporels de déroulement de processus biologiques comme étant un système référentiel d'information « par emboîtement successif » qui doit permettre d'appréhender l'importance des enjeux écologiques en fonction des différents niveaux concernés. On applique dans ce cas le principe suivant :

L'évaluation des enjeux dans un niveau spatial donné n'est possible que si on connait son contexte global, c'est-à-dire l'état écologique du niveau supérieur (Fig. 9).

Ainsi, par exemple, l'appréciation de l'efficience écologique des habitats paludéens d'un secteur n'est possible que si on a une connaissance globale de ce type d'habitats au niveau régional. Ce principe devient d'une importance capitale dans le cadre des études d'incidence de projets, telles qu'une infrastructure linéaire de transport, par exemple.



#### Figure 9.

Schéma d'emboîtement des informations en fonction des paliers de fonctionnement.

L'information collectée par échantillonnage renseigne toujours un niveau particulier d'organisation biologique mais reste en interactions avec les autres niveaux : chaque niveau d'organisation fournit des données utiles pour une analyse plus globale.

Inversement, c'est la connaissance de la situation globale qui détermine l'importance du site local.

Source : Berthoud et al. (1989)

Ainsi, l'analyse des effets de la fragmentation du paysage, créée par des obstacles artificiels, va impliquer une organisation du travail de cartographie et d'inventaire sur plusieurs niveaux : dans la zone des emprises du projet soumise aux incidences directes, dans la zone d'influence soumise aux incidences directes et indirectes et dans la zone de référence qui regroupe l'ensemble des compartiments paysagers concernés.

Dans ce cas, l'utilisation des réseaux écologiques supra-locaux ou régionaux permet de comprendre l'incidence globale du projet et notamment le risque d'apparition de vraies discontinuités biologiques.

### 2.2 Le fonctionnement écosystémique dans un paysage

#### 2.2.1 La dynamique évolutive du paysage

Dans un paysage naturel ou transformé, les habitats s'organisent fonctionnellement selon les possibilités offertes par les structures spatiales et par leurs affinités écologiques réciproques. En effet, il peut y avoir des synergies fonctionnelles fortes, organisées en fonction d'un élément géomorphologique marquant (un cours d'eau, une pente, une végétation boisée, etc.), mais également en fonction des antagonismes créant des blocages fonctionnels (milieux boisés/ouverts, secs/humides) ou encore des processus de nivellement par uniformisation de la végétation (forêts, matorral, savane, steppes, monoculture céréalière, etc.). La dynamique évolutive du paysage est donc un phénomène universel et naturel auquel les espèces sont adaptées selon un gradient de réactivité réparti entre le fait d'attendre de nombreuses années sans développement apparent ou se propager le plus rapidement possible lorsque les conditions sont redevenues favorables.

Les espèces végétales et animales sont obligatoirement adaptées à subir des changements de paysage en étant plus ou moins capables de chercher de nouveaux habitats favorables. Elles ont d'ailleurs développé des stratégies démographiques qui les prédisposent à subir des changements. On distingue ainsi très sommairement : les « stratèges K » qui regroupent en général des espèces de grande taille à faible potentiel biotique et qui se rencontrent surtout dans les écosystèmes stables et les « stratèges r » qui sont au contraire des espèces de petite taille à haut potentiel biotique qui peuplent de préférences les écosystèmes jeunes à évolution rapide. Considérées globalement ces deux stratégies ne sont pas exclusives mais impliquent un équilibre dynamique orienté vers l'un ou l'autre des pôles en fonction de la rapidité d'évolution du paysage.

#### 2.2.2 Les flux de dispersion de propagules

Les individus de la biocénose qui sont en phase de dispersion (colonisation ou migration) sont appelés des propagules. La quasi-totalité des plantes et des animaux sont contraints de se déplacer sur une certaine distance nécessaire pour s'installer sur un site écologiquement favorable et y développer leur cycle vital. Ce déplacement est généralement très rapide et porte sur des distances très variables (de quelques centimètres à plusieurs kilomètres) en fonction du mode de locomotion ou de transport. Le flux des propagules est donc considérable mais souvent peu perceptible à l'observateur lambda.

La théorie de la percolation, décrite par De Gennes (1990), permet de décrire ce phénomène aléatoire de dispersion des espèces qui se déroule en fonction d'un seuil de saturation de la niche écologique disponible, propre à chaque espèce, qui veut que la dispersion à distance se réalise ou non dans un paysage donné. Il y a donc à la fois un facteur de transformation du paysage et de capacité d'accueil dans les habitats favorables qui varient qui vont activer le phénomène de dispersion.

Dans une approche écosystémique la fonctionnalité globale des éléments d'un paysage est abordée par la répartition spatiale des flux de propagules qui est fortement organisée par des choix spécifiques.

#### 2.2.3 Modalité de déplacement de la faune

Plusieurs règles peuvent être déduites de l'observation des déplacements de la faune dans la nature :

#### La règle du moindre risque (facteur de sécurité) est appliquée :

- en utilisant les habitats écologiquement proches par leur morphologie et leur microclimat,
- en ne s'éloignant de l'habitat d'origine qu'en fonction d'un retour possible et rapide (sécurité),
- en utilisant les périodes journalières ou saisonnières les plus favorables pour diminuer la prédation éventuelle,
- en fournissant une énergie importante pour assurer un déplacement rapide,
- en choisissant toujours un cheminement hors habitat vital le plus court possible.

#### La règle du moindre effort (facteur d'énergie) respecte les principes suivants :

- le chemin le plus court est toujours préféré,
- la pente la plus faible est également préférée,
- un obstacle naturel ou artificiel n'est franchi que dans la mesure où il ne peut pas être contourné sans trop d'effort et de risque.

#### La règle de la motivation (facteur physiologique) s'observe dans les cas suivants :

- un déplacement volontaire répond toujours à une nécessité vitale (se nourrir, se reproduire, se réfugier, etc.) qui peut impliquer des prises de risques et des efforts atteignant les limites du possible,
- un déplacement involontaire est provoqué par des dérangements répétés, ce qui implique des risques importants, hors normes de sécurité et d'effort, avec un succès très aléatoire en termes de survie.

Ces premiers constats permettent de dire que les déplacements des animaux ne sont jamais dus au hasard mais résultent au contraire toujours de plusieurs choix combinés.

Selon les espèces et les circonstances, les facteurs combinés de risque, d'effort et de motivation n'ont pas la même importance et par conséquent le résultat sera différent. Pour un spécialiste du comportement spécifique, il est généralement possible de prédire le cheminement le plus probable ou la zone d'exploration, d'une espèce ou d'un groupe d'espèces ayant les mêmes affinités écologiques et les mêmes capacités de locomotion.

L'observation de l'utilisation des lisières par la faune est très instructive pour comprendre le fonctionnement des biocénoses. En effet, dans tout biotope, la biocénose installée génère constamment un nuage de propagules qui circule hors des limites de l'habitat en tirant parti de l'espace complémentaire accessible. Cette enveloppe fonctionnelle de l'habitat est plus ou moins importante selon les espèces concernées, mais varie en fonction des caractéristiques de cet habitat secondaire. Ce phénomène peut globalement être désigné sous le terme d'effet d'enveloppement dont l'importance va varier en fonction du type d'habitats.

Dans le cas de forêts de feuillus, de prairies naturelles et de zones humides bordées de champs cultivés, la végétation écotonale, formée de buissons et de bandes herbeuses sur une largeur moyenne de 20 m, renferme non seulement la quasi-totalité des espèces forestières d'invertébrés, de micromammifères, de reptiles et de batraciens, mais abrite également plus de la moitié des espèces rudérales présentes dans les cultures voisines (Fig. 10). Les largeurs retenues (50 ou 100 m) sont issues des travaux menés dans le cadre du réseau écologique national Suisse (Berthoud et al, 2004) et ont été validées par des inventaires de terrain.

Si l'espace cultivé est remplacé par des prairies naturelles, la zone fréquentée par les espèces forestières s'élargit jusqu'à 100 m et plus. Les espèces les plus mobiles telles que les ongulés, les mustélidés, le renard ou le hérisson vont exploiter régulièrement un espace large de plus de 300 m.

Pour être pragmatique, chaque fois qu'on travaille dans une situation mal connue, dans laquelle on a examiné ni l'utilisation réelle de l'espace par la faune, ni la couverture du sol, on considérera que l'enveloppe fonctionnelle potentielle de chaque habitat est uniformément étendue sur une largeur moyenne de 100 m, quel que soit le type d'occupation du sol.

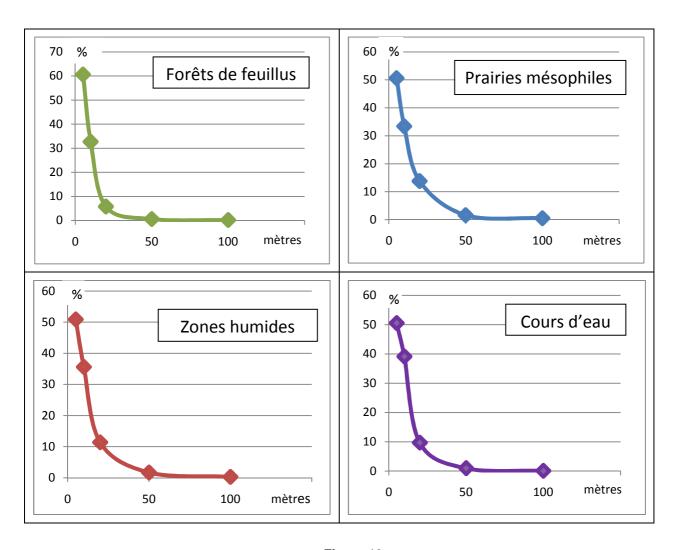


Figure 10.

Eloignement des propagules à partir des lisières de différents milieux dans les surfaces agricoles : Nombre de contacts obtenus par piègeages périodiques et par des relevés de traces en période de végétation dans le Limpachtal, Plateau suisse (cf. Annexe 1).

Source: Berthoud et al. 1989

Dans la réalité, dans les zones fortement exploitées, cette marge écotonale se réduit à quelques mètres seulement, d'où l'intérêt de chercher à pondérer la fonctionnalité réelle par rapport à la fonctionnalité

potentielle. Dans une approche cartographique, l'habitat originel et sa marge écotonale forment un ensemble spatial appelé « **continuum vital** » ou « **continuité écologique** ».

#### 2.2.4 Les modalités d'échanges entre habitats

Les processus de dispersion des propagules sont nombreux et d'efficacité variables. On distingue généralement les modalités suivantes :

- La dispersion active par voie terrestre, aérienne ou aquatique
- La dispersion passive à l'aide d'un vecteur de transport tel que : le vent (anémochorie) ; les animaux (zoochorie) ; l'eau (hydrochorie).
- le transport direct par l'homme ou indirect par ses moyens de transports, un mode qui prend toujours plus d'importance.

#### **Encart 3**

# Les réseaux écologiques sont-ils également valables pour la flore ?

Il devrait exister théoriquement une différence marquée entre les taxons de flore et de faune au niveau de leur mode de dispersion. Cependant, on constate que :

- La dispersion active de plantes, à la recherche des facteurs écologiques qui leur conviennent, est possible par tropismes édaphiques et microclimatiques. Elle reste toutefois limitée à quelques dizaines de mètres.
- La dispersion passive par gravité qui crée des mouvements de chute vers les bas de pente ou de l'érosion de sol n'est pas négligeable pour de nombreuses graines lourdes.
- La dispersion passive par anémochorie ou hydrochorie est par contre très développée et forme probablement une large majorité des mouvements de dispersion chez les plantes.
   Ces deux modes sont combinés à la rugosité du sol et de la végétation (brosses de tiges herbeuses et de buissons) pour créer des structures de capture qui vont piéger les propagules.
- Le transport par les animaux est également très important. Les graines sont accrochées au pelage ou ingérée. La zoochorie a d'ailleurs servi de modèle expérimental pour démontrer l'existence des corridors forestiers, prairiaux et palustres.
- Le transport de graines par les véhicules le long des voies de circulation est très spectaculaire. Il est souvent problématique en étant un facteur majeur de dispersion des plantes invasives.
- Enfin la translocation volontaire par l'homme de nombreuses plantes d'ornement qui se sont acclimatées.

En résumé, les mécanismes de dispersion de la flore sont très semblables à ceux de la faune. S'il y a une différence apparente en faveur de la faune, c'est uniquement en termes de visibilité du phénomène, il faut toutefois se référer à l'observation d'installations réussies de populations animales et végétales pour constater finalement qu'il n'y a pas de différences notables dans la vitesse de dispersion dans les réseaux écologiques. La seule règle que l'on peut en tirer :

Les dispersions aléatoires ou organisées des propagules sont obligatoirement combinées et synergiques. Les plantes contribuent ainsi globalement aux mêmes processus du fonctionnement écosystémique.

Dans la réalité ces processus sont souvent combinés pour donner un moyen de transport aléatoire toujours possible mais efficace uniquement à long terme.

Dans un modèle visant une approche écosystémique globale, il est possible de distinguer deux tendances pour quantifier la dispersion des propagules :

- Une dispersion aléatoire, selon des flux diffus et d'efficacité réduite, mais qui reste une possibilité bien réelle sur le long terme dans la mesure où la gestion du territoire tolère l'installation d'une espèce nouvelle.
- Une dispersion organisée en fonctions des préférences écologiques et des capacités locomotrices des espèces, donc par un flux massif et efficace qui régule globalement le fonctionnement des réseaux écologiques existant.

# 2.3 Les facteurs environnementaux conditionnant le développement des réseaux écologiques

Le fonctionnement en réseaux écologiques est généré par l'hétérogénéité paysagère. Les facteurs environnementaux qui déterminent cette organisation générale de cheminements préférentiels pour les propagules sont les suivants :

- Une mosaïque d'habitats suffisamment hétérogène et dense.
- Une géomorphologie suffisamment variée pour créer des cheminements de moindre effort (fonds de vallon, plaine alluviale, crêtes dégagées de collines, pieds de coteaux)
- Un obstacle physique naturel ou artificiel suffisamment important pour que l'animal renonce à le franchir.
- Une structure hétérogène créée par la simple dynamique évolutive d'un habitat initalement homogène telle que des chablis en forêt ou encore, des bosquets en savane, qui sont rapidement utilisés par des ongulés et reliés par des sentes,

De plus ces facteurs d'hétérogénéité de structures génèrent le plus souvent l'organisation d'habitats homologues organisés en continuités ou en chapelets, ce qui renforcent la formation d'un effet corridor, voire d'un véritable continuum d'habitats particuliers, tels les coteaux de prairies sèches ou humides ou encore les ripisylves le long des cours d'eau.

Il est clair que les activités agricoles vont accentuer cette organisation en récupérant toutes les surfaces accessibles dont le sol peut être utilisé comme terre arable ou comme pâtures.

#### 2.3.1 Cas des plaines de basses altitudes

Sous nos latitudes, la quasi-totalité des espaces à faible pente et à basse altitude ont été défrichés, drainés ou irrigués pour être convertis en surface agricole. Dans ce contexte, seuls les bas-fonds trop humides et les bords de cours d'eau ont conservé une partie de leur végétation spontanée.

Les fermes isolées, puis les villages et les villes, accompagnés de leurs infrastructures de transport, se sont développés en occupant une partie des terres agricoles et en se groupant le long des cours d'eau qui fournissent la ressource en eau.

Dans cette situation on constate le plus souvent :

- Le développement important d'un continuum agricole plus ou moins fragmenté en fonction du développement des voies de transport.
- Des réseaux aquatiques et alluviaux plus ou moins canalisés en fonction des risques de débordements ou des besoins d'aménagements pour l'irrigation.
- Des réseaux boisés résiduels par taches ou par structures linéaires de haies ou de ripisylves.

Quelques habitats dispersés, tels que des vergers ou des exploitations de graviers, jouent généralement un rôle secondaire de structures paysagères, sans acquérir de fonctions écologiques importantes. Toutefois à partir d'une certaine fréquence, l'effet « réseau d'habitats » se met à agir avec un développement rapide de certaines espèces ubiquistes. C'est le cas notamment dans certaines plaines

alluviales, telle la plaine de Bièvre en Isère, avec la multiplication des exploitations de gravières qui favorisent le développement des biocénoses liées aux friches sèches.

#### 2.3.2 Cas des régions collinéennes

Dans les zones de collines de moyennes altitudes, le facteur géomorphologique devient important en limitant les possibilités d'exploitation de terres arables, mais en augmentant les possibilités de pâtures et de prairies de fauches. Les pentes ensoleillées alternent avec les pentes plus fraîches et les pentes trop fortes sont laissées en forêt ou aménagées en vignobles en fonction de la géologie et du climat régional. Les cours d'eau coulent dans des vallons boisés ou très partiellement aménagés en pâtures et en vergers.

Dans ces conditions, on observe généralement le développement de continuums organisés en réticules ou en mosaïques, plus ou moins serrés, dans lesquels se croisent des continuums boisés, agricoles, aquatiques et parfois des continuums rupestres selon la géologie régionale.

#### 2.3.3 Cas des régions de montagnes

Les régions de montagnes sont caractérisées par un relief vigoureux et par des altitudes trop élevées pour permettre les cultures vivrières. Par contre, l'élevage de bétails et par conséquent les pâtures y sont développés chaque fois que des pentes faibles ou des replats sont accessibles au bétail. Divers types de forêts recouvrent les pentes importantes et les rochers, sous forme de falaises ou d'éboulis, occupent les fortes pentes. Si les altitudes sont élevées on voit se développer un étage nival qui génère des glaciers.

La combinaison de l'altitude et des fortes pentes crée un découpage horizontal de la végétation qui n'est perturbé que par les failles géologiques et les cônes d'érosion des têtes de bassins versant des cours d'eau. Les vallées glaciaires ont créé de profonds sillons qui sont autant d'obstacles aux échanges entre les massifs montagneux.

Ce contexte permet le développement de continuums particuliers organisés par étages de végétation, mais également par exposition aux rayonnements solaires.

#### On distinguera ici:

- Le continuum forestier d'altitude
- Le continuum des landes et pâturages
- Le continuum rupestre, des falaises et des éboulis
- Le continuum nival
- Le continuum prairial de fonds de vallée
- Le continuum aquatique, des plans et cours d'eau
- Le continuum fluvio-alluvial des bords de cours d'eau

On notera que dans les régions de montagne, les contacts entre continuums sont soumis à des contraintes de situation qui créent une constance dans la proximité de différents continuums, ainsi on a par exemple toujours une même succession altitudinale entre le continuum forestier, le continuum de landes et pâturages et le continuum rupestre. Ainsi, de nombreuses espèces ont développé des domaines vitaux verticaux pour profiter de ces complémentarités.

# 2.4 Les mécanismes de transformation et de dégradation des espaces naturels

Les modifications des espaces naturels sont nombreuses. Elles sont générées aussi bien par des facteurs naturels qu'artificiels. Il est par conséquent logique de constater des adaptations plus ou moins rapides dans l'organisation et le fonctionnement des réseaux écologiques. L'enjeu principal est de définir les mécanismes de dégradation et les limites de résilience des différents continuums d'habitats.

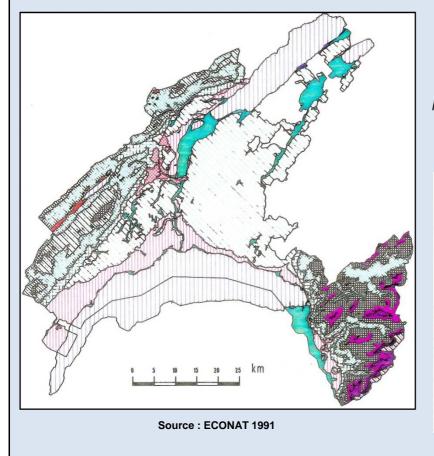
Les principaux aspects de la transformation des paysages sont abordés ci-dessous de manière à être en mesure de les prendre en compte dans la modélisation des réseaux écologiques.

#### Encart 4

#### Diminution des surfaces boisées dans le canton de Vaud par comparaison de leur potentiel de développement écologique et la situation en 1990.

Dans le canton de Vaud (Suisse), après avoir réalisé sur une période de 10 ans, une cartographie détaillée, commune par commune, des habitats et de leur biocénose, nous avons établi une carte de végétation potentielle dans le but de définir les enjeux réels pour la protection de la nature (Fig. 11). Par comparaison avec la situation actuelle on constate ainsi des diminutions de surfaces qui définissent clairement les enjeux de protection. Ainsi, les habitats ayant subi les plus fortes destructions sont dans l'ordre, les chênaies-hêtraies méso-thermophiles, les forêts alluviales et les hêtraies mésophiles sur molasse. Les disparition de zones humides ne sont pas chiffrées par cette même méthode mais avoisinent les 90%.

Type de paysage	Surface initiale potentielle	Surface actuelle (1990)	Perte de surface
Chênaie-hêtraie méso-thermophile	333 km <sup>2</sup>	9 km²	- 97 %
Forêt alluviale	211 km <sup>2</sup>	47 km <sup>2</sup>	- 77 %
Hêtraie mésophile sur molasse	970 km²	250 km <sup>2</sup>	- 75 %
Pessière subalpine inférieure	261 km <sup>2</sup>	81 km²	- 68 %
Hêtraie à érable	168 km²	83 km²	- 50 %
Chênaie xérique	44 km²	33 km²	- 25 %
Hêtraie méso-thermophile calcicole	173 km²	130 km <sup>2</sup>	- 25 %
Hêtraie à sapin	509 km²	400 km <sup>2</sup>	- 20 %



#### Figure 11.

Carte des paysages végétaux potentiels du canton de Vaud (Suisse) établie par extrapolation de la végétation actuelle connue par des inventaires communaux de faune et de flore sur les zones de même conditions écologiques.

#### Légende :



## 2.4.1 La destruction indirecte d'espaces naturels par les emprises nécessaires aux activités humaines

La consommation d'espace pour les besoins des activités humaines est partout importante. Il est actuellement possible de dire qu'à l'échelle européenne, la quasi-totalité des terres arables ont été défrichées, que la quasi-totalité des zones inondables ont été drainées et irriguées, que toutes les forêts accessibles sont exploitées, etc.

Ainsi, malheureusement, sous nos latitudes, la quasi-totalité des paysages est composée d'habitats naturels transformés dont seules les surfaces non construites - attribuées essentiellement à l'agriculture - sont éventuellement et très localement récupérables au sens d'une reconstitution de milieux naturels. Cependant, la déprise agricole, visible dans de nombreuses régions, entraîne une augmentation de la surface forestière au détriment des prairies, des pâturages et de nombreuses prairies humides autrefois fauchées.

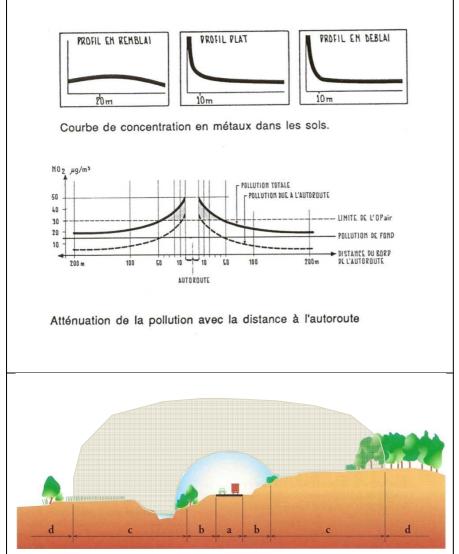


Figure 12.

Modèles de dispersion des poussières métalliques et de gaz le long d'autoroutes en exploitation établis à partir d'un grand nombre de relevés d'immissions polluantes générées par le trafic des véhicules. Ils ont permis d'établir un schéma standard des incidences probables sur les milieux naturels.

L'ampleur des incidences écologiques est variable en fonction du volume de trafic.

→ Avec une circulation >10'000 véhicules/jour la zone écologiquement perturbée (c) est au minimum de 100m.

Le schéma distingue :

- a) Emprise directe,
- b) zone fortement perturbée
- c) Zone écologiquement perturbée,
- d) Zone hors influence

Source : Office Fédéral des Routes Suisse (2000)

Les grandes entités de paysages naturels n'ont pas toutes été transformées de la même manière en fonction notamment de leur accessibilité et de leur potentiel de ressources naturels. Il est possible d'établir un bilan estimatif de la destruction relative des paysages végétaux en établissant des cartes de potentiels de développement des différentes entités de végétation (encart 4). Tout bon phytosociologue est capable de reconstituer un modèle de paysage en utilisant les quelques éléments de végétations reliques qui subsistent encore dans le paysage et en examinant les sols, les pentes et les circulations d'eau. Cet exercice est très utile pour relativiser les possibilités de reconstitution éventuelle d'habitats originels!

#### 2.4.2 Les perturbations générées par les activités anthropiques

Si les destructions directes d'habitats sont difficilement réversibles, elles sont directement visibles et par conséquent théoriquement contrôlables dans le cadre d'un bon programme d'aménagement du territoire qui se baserait sur des contraintes légales de conservation d'espaces naturels reconnus. La prise en compte des perturbations générées par des activités d'exploitation, telles que des pollutions physiques et chimiques ou encore la fréquentation des espaces périphériques par du trafic de véhicules, des personnes et des animaux commensaux de l'homme, est par contre beaucoup plus difficile à percevoir et à circonscrire. Quelques outils ont été développés par la pratique des études d'impact

Les outils de modélisation de dispersion des bruits, des vibrations, des poussières, des gaz à partir d'une source d'émission connue sont nombreux. Ces modèles tiennent compte des conditions locales de pente, de réflexions, de distribution des vents pour apporter des facteurs de correction à la distribution initiale. Lors de projets importants on établit très régulièrement des cadastres de nuisances par mesures des immissions qui permettent de caler les modèles théoriques d'émissions de nuisances.

Les modèles de dispersion de bruits, de poussières ou d'émissions gazeuses sont les plus courants (Fig. 12). Une synthèse des données sur la perception des incidences des pollutions liées au trafic routier a été établie par Reck et Kaule (1992) (Fig. 13) ou par Forman (1995).

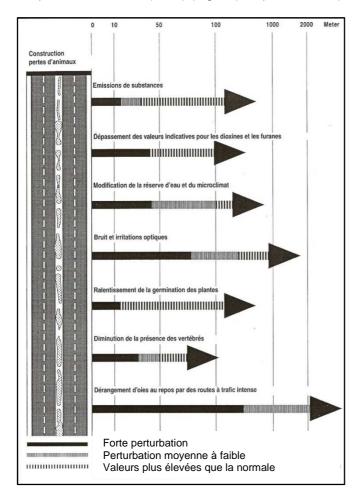


Figure 13.

Les effets écologiques des routes.

Les perturbations ne se limitent pas à la chaussée proprement dite, mais pénètrent dans les zones avoisinantes avec une intensité décroissante. Les données de la littérature permettent d'établir quelques distances de référence sur les incidences constatées.

Source : Reck & Kaule (1992)

L'apparition d'une zone écologiquement perturbée de part et d'autre d'une voie de transport, ainsi que sur la périphérie d'une zone habitée va entrainer deux conséquences majeures pour la fragmentation du paysage :

- L'augmentation des surfaces perturbées,
- un cloisonnement progressif de l'espace.

#### 2.4.3 La fragmentation de l'espace et ses conséquences écologiques

L'augmentation progressive du réseau des voies de transport et du trafic a créé rapidement un processus de fragmentation de l'espace, connu sous le nom d'effet de coupure, dont les biologistes comme les ingénieurs se sont rapidement inquiétés en raison du nombre d'accidents provoqués par les collisions entre la faune et les véhicules. Une des premières conséquences a été la pose de clôtures de sécurité spécialement conçue pour retenir la grande faune (gibier) particulièrement dangereuse en termes de dégâts aux carrosseries et heureusement plus rarement en termes de blessures pour les usagers. Il aura fallu tout de même plus de 20 ans pour mettre au point et faire connaître les principes de construction d'ouvrages de franchissement de routes performants pour la faune. De nombreux documents présentent les résultats de ces recherches. Citons le document de plus complet publié par le SETRA (Carsignol, 2005) et la synthèse remarquable de la problématique à l'échelle internationale, publiée dans le cadre du projet COST 341 de l'Union Européenne (Luell & al, 2003). Le présent guide ne vise pas de reprendre ni de commenter les solutions techniques proposées dans ces documents.

Par contre, il est nécessaire d'analyser correctement les conséquences de la fragmentation du paysage et surtout des incidences des aménagements qui risquent de découler logiquement d'une synthèse des enjeux identifiés par des accidents de faune. En effet, il est tentant pour un aménageur du territoire ou pour un gestionnaire des espaces naturels, d'établir rapidement un programme d'actions prioritaires axées sur des mesures spectaculaires telles que la construction d'un passage à faune ou la mise en place d'un corridor biologique. Il sera toutefois tout aussi important de comprendre l'ensemble des conséquences de la transformation progressive du paysage face à de nouvelles pressions de projets d'équipement ou d'urbanisation.

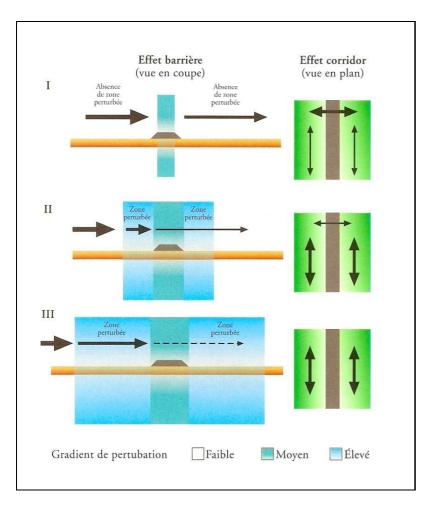


Figure 14.

Basculement progressif de l'effet barrière vers un effet corridor en fonction de l'augmentation du trafic.

Cas I. Un trafic modeste (<1000 vhc/jour) ne perturbe que peu la faune terrestre. De nombreux animaux vont se faire tuer.

Cas II. Un trafic moyen (entre 1'000 et 10'000 vhc/jour) est perçu par la faune comme un danger. La zone perturbée équivaut à une largeur de chaussée. Les échanges à travers la chaussée restent partiellement possibles.

Cas III. Un trafic élevé (>10'000 vhc/jour) rend la voirie infranchissable. La zone perturbée équivaut au moins à deux fois la largeur de la chaussée. Seule une partie des animaux y pénètre. Peu d'animaux sont tués. L'effet de coupure est total, par contre une grande partie des animaux vont chercher à longer la chaussée.

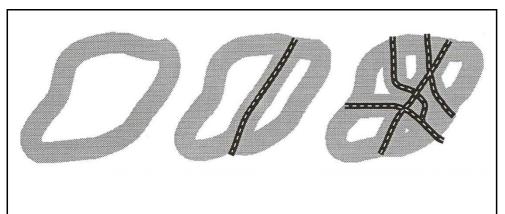
Source : Berthoud & Müller (1994), cités par Office Fédéral des Routes Suisse (2000) et SETRA (2005)

Deux mécanismes contribuent largement au processus de fragmentation du paysage :

 L'installation progressive de vastes zones agricoles ou sub-naturelles dont les biocénoses sont constamment soumises à des stress écologiques importants. Ces zones perturbées peuvent conserver longtemps une certaine diversité biologique en relation avec des zones réservoirs plus éloignées mais ne vont plus jouer de rôles prépondérants dans le fonctionnement général des réseaux écologiques. Elles acquièrent par conséquent réellement un statut de zones biologiquement dégradées.

• L'augmentation du trafic et des nuisances associées va rapidement créer un effet de coupure dans le fonctionnement du paysage avec un basculement progressif d'un effet de prédation sur les populations animales (par collisions avec les véhicules) vers un effet d'interruption des échanges entre les habitats situés de part et d'autre de la voie de circulation (Fig.14).

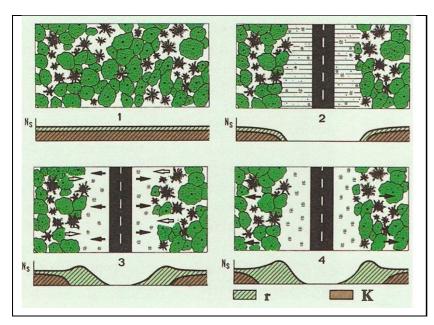
Cet effet de coupure voit généralement l'apparition d'un effet secondaire connu sous le nom d'**effet de dérivation**, qui incite de nombreux animaux perturbés par l'obstacle de la chaussée, du trafic et souvent des clôtures, à longer le plus loin possible l'obstacle pour trouver une possibilité de le contourner. Le cheminement parcouru est variable en fonction de l'attrait des structures végétales installées souvent pour l'agrément paysager et plus rarement pour la faune. Il doit surtout être géré correctement pour éviter la multiplication de zone puits (cul-de-sac, corridors sans retour et débouché sur des voies de circulation secondaires).



#### Figure 15.

Le rapport de surface entre les zones centrales non perturbées (en blanc) et les zones marginales perturbées (en gris) diminue rapidement avec le nombre d'infrastructures.

Source: Mader (1983)



#### Figure 16.

La diminution progressive des surfaces utilisables, par l'altération des surfaces marginales, favorise les espèces à stratégie de reproduction **r** aux dépens des espèces à stratégie **K**.

> Source : Mader (1983), *in :* Bernard (1985)

En fait, cet effet de dérivation correspond pour la faune à un comportement de base dans le fonctionnement des réseaux écologiques - l'effet de lisière - qui veut que tout animal qui sort de son habitat vital va longer spontanément une structure végétale ou artificielle qui lui convient.

D'autres conséquences entraînées par la fragmentation du paysage ont été mise en évidence par Mader (1983). Il s'agit notamment :

- De la diminution disproportionnée des zones exemptes de perturbations par le mécanisme de morcellement du paysage provoquant des affaiblissements significatifs dans les dynamiques de certaines populations animales (Fig. 15).
- Des modifications microclimatiques marquées des abords de chaussée entraînant des modifications dans les biocénoses touchées (Fig. 16).
- Des modifications de la composition en espèces : généralement les espèces spécialisées diminuent, mais parfois quelques espèces rares peuvent temporairement devenir dominantes. En tous les cas, l'équilibre entre espèces est fortement perturbé.

L'ensemble de ces modifications a des conséquences évidentes sur les paramètres de fonctionnement des écosystèmes dont il s'agit de tenir compte dans la modélisation des réseaux écologiques.

#### 2.4.4 Les invasions d'espèces allochtones

L'installation des espèces invasives dans un paysage et plus particulièrement dans les paysages fortement transformés par les activités humaines est devenue une préoccupation majeure pour l'environnement. A l'échelle européenne on estime actuellement qu'il y a plus de 10'000 espèces invasives de faune et de flore dont 13% ont un impact économique identifié.

Ces dégâts sont évalués à plusieurs milliards d'euros par année.

Les vertébrés terrestres ont un fort impact écologique et économique, mais ce sont surtout les invertébrés terrestres qui causent le plus de dégâts aux cultures et aux forêts. Les invertébrés exotiques aquatiques et terrestres ont connu une croissance exponentielle ces dernières années.

Le projet européen DAISIE, conduit entre 2005 et 2008, a visé la création de collaborations internationales et de banques de données pour combler les lacunes de nos connaissances sur le problème.

Un site web fournit directement en ligne des bases des données complètes sur ce thème, à l'adresse suivante : <a href="http://www.europe-aliens.org">http://www.europe-aliens.org</a>

Les planifications de réseaux écologiques et de corridors biologiques sont fréquemment accusées de faciliter la dispersion des espèces invasives. Il est donc nécessaire de pouvoir répondre à de telles accusations.

Des éléments de réponses doivent être recherchés dans le fait que les réseaux écologiques sont toujours préexistants dans un paysage et qu'une planification axée sur la restauration des structures écosystémiques ne fait qu'améliorer le fonctionnement de réseaux naturels déjà existants dans lesquels les espèces invasives ne se propagent que très partiellement.

En fait, le vrai problème de l'extension rapide des espèces exotiques vient du développement inconsidéré des réseaux artificiels mis en place par les constructions et les activités anthropiques. Les aménagements mal conçus pour leur mauvaise intégration à l'environnement naturel ou mal gérés par des interventions épisodiques et brutales (défrichements, décapages, brûlages, traitement aux herbicides) créent des conditions idéales dont profitent largement les espèces invasives.

Les grandes périphéries urbaines regorgent de ces types de milieux perturbés et non stabilisés :

- Friches industrielles, zones à bâtir en attente, terrains agricoles morcelés à l'abandon, chantiers en développement.
- Les accotements de toutes les infrastructures de transport (voies ferrées, autoroutes, voies multiples, aires de service, aires de dépôts de matériaux).
- Les bordures de voiries entretenues par des épareuses, par brûlage ou parfois encore aux herbicides.
- Décharges inertes de matériaux terreux et pierreux, anciennes décharges de matériaux de démolition, etc.

De manière généralement inconsciente, et en tous les cas incontrôlée, le développement rapide de l'urbanisation et des infrastructures de transport crée des quantités énormes de surfaces écologiquement non stabilisées, qui constituent un vaste « réseau éco-anthropique secondaire » idéal pour la propagation des espèces végétales envahissantes et dans une moindre mesure pour de la faune envahissante.

• Les milieux agricoles gérés par une mécanisation à outrance aboutissent au même résultat aussi bien pour les plantes que la faune envahissante avec toutefois une pression de contrôle possible, mais coûteuse, réalisée à coup de produits phytosanitaires.

## **Encart 5**

# Conditions nécessaires pour l'installation d'espèces envahissantes

## Caractéristiques des espèces envahissantes :

- Stratégie de reproduction de type **r** très marquée,
- Taux de dispersion élevé,
- Régime alimentaire varié (espèces polyphages),
- Large choix d'habitats (espèces généralistes),
- Espèces distribuées largement et naturellement.

## Caractéristiques des communautés susceptibles d'être envahies :

- Communautés à faible diversité, donc non stabilisées,
- Réseaux trophiques simples,
- Absence d'ennemis naturels pour les envahisseurs,
- Absence d'espèces natives occupant la même niche écologique,
- Perturbations anthropogéniques répétées maintenant l'instabilité de la communauté.

Les agro-écosystèmes, les zones alluviales, les zones naturellement ouvertes soumises à l'érosion, les zones fréquemment remaniées mais non jardinées et les chantiers de terrassement répondent bien à ces dernières définitions. Ces milieux sont effectivement les terrains d'installation privilégiés de la guasi-totalité des espèces envahissantes.

L'invasion des milieux aquatiques et palustres se réalise depuis toujours par le biais de la faune amphibie et spécialement par les oiseaux aquatiques. Toutefois avec l'augmentation du trafic maritime et fluvial, les transferts d'espèces se font surtout par le remplissage et vidange des soutes par des volumes d'eau prélevés dans le milieu aquatique naturel. Les développements réussis de population d'espèces invasives ont lieu uniquement si le milieu récepteur est au départ déséquilibré par des pollutions, des aménagements artificiels, des surpêches, etc.

Les milieux montagnards de forêts, de landes et de pâturages ne sont pas épargnés, mais de manière plus discrète car les milieux récepteurs sont généralement plus fermés. Par contre il est probable que les changements climatiques accélèrent le processus d'invasion en s'appuyant sur des sécheresses, des zones d'érosion plus marquées ou simplement sur des réchauffements non supportés par des espèces adaptées à des climats plus rudes.

L'approche écosystémique du paysage par une meilleure connaissance du fonctionnement en réseaux écologiques spécialisés est certainement une des clés pour un meilleur contrôle des espèces envahissantes. En tous les cas, la cartographie des réseaux et des trames écologiques devrait contribuer efficacement et si possible rapidement à définir l'ampleur des réseaux parasites mis en place par l'homme.

## 2.4.5 Un réseau d'habitats relié par des corridors implique-t-il un effet Allee ?

Allee (1956) a décrit une relation positive dans la dynamique des populations, entre toutes composantes mesurables du « fitness » individuel, la densité des populations ou le nombre de relations conspécifiques. Ainsi, si une population est à faible densité, il y a réduction de la fitness individuelle, ce qui entraîne une diminution du taux d'accroissement de la population, pouvant aboutir à l'extinction.

Trois processus biologiques sont à l'origine de l'effet Allee :

- La réduction de l'efficacité de rencontre des partenaires sexuels.
- L'environnement n'est pas suffisamment optimal.
- La diminution des bénéfices des interactions sociales.

Ces processus cumulés conduisent à une dépression génétique par consanguinité. Cette dérive génétique va réduire la fitness individuelle.

Au vu de la connaissance de ce mécanisme pernicieux, il est logique de se demander si un système d'habitats interconnecté par des corridors entraîne un effet Allee. Plusieurs arguments sont possibles :

- Les corridors, points faibles dans un réseau d'habitats, ne sont pas directement en cause. Par contre, l'effet Allee s'applique certainement globalement aux systèmes des continuums comme à n'importe quel habitat analysé séparément. En effet, toute la survie des populations va se jouer au niveau des zones nodales qui doivent être suffisantes, en termes de qualité, de capacité et de fonctionnement, pour permettre le développement d'une population donnée.
- La formation d'une population éclatée en de multiples métapopulations, implique que la somme d'augmentation des populations issues de chaque fragment d'habitats soit suffisante pour compenser les risques de mortalité liés aux déplacements.
- Des déplacements organisés et concentrés seront toujours plus efficaces, en termes de réussite, que des déplacements dispersés et au hasard. Mais, le choix d'un mode de déplacement n'en exclut pas forcément un autre, bien au contraire. L'observation dans la nature montre que les deux modes existent toujours en parallèle.

Ainsi, poussés à l'extrême, le panurgisme adopté souvent comme mode de déplacement sera toujours le résultat combiné d'un apprentissage, d'une imprégnation, voire d'une fixation génétique, qui va résulter d'une expérience réussie répétée sur plusieurs générations. Ce mode gagnant implique toutefois un minimum de transformations du paysage ou de l'agencement spatial des habitats.

D'un autre côté, les mécanismes de colonisation insulaire impliquent que le mode de dispersion au hasard soit également la règle.

Mon expérience personnelle de plus de 50 années de suivi des déplacements d'animaux par marquage (oiseaux, chauves-souris, batraciens, reptiles, diptères, lépidoptères) me permet d'estimer empiriquement, qu'en règle générale, toutes espèces confondues, environ 90% des individus en déplacement répondent à des règles de comportement prévisibles en pratiquant des déplacements organisés et massifs, mais il existe toujours une frange d'individus d'environ 10% qui pratique des déplacements imprévisibles liés au hasard. Ce lot d'individus regroupe quasiment toujours des jeunes individus inexpérimentés ou encore des déplacements accidentels dus à des circonstances exceptionnelles (ouragans, crues, transports involontaires).

En fait, dans une modélisation de dispersion, il est indispensable de considérer les deux modalités.

Ainsi, en présence d'une structure de paysage naturelle plus ou moins stable, le premier lot d'individus organisés sera largement bénéficiaire en ne prenant aucun risque, alors que le lot d'individus non organisés va prendre des risques considérables quelle que soit la configuration du terrain et notamment indépendamment de la présence de corridors.

Toutefois dans un paysage en transformation rapide, le type « déplacements aléatoires et risqués » peut s'avérer devenir favorable pour la fitness du second lot.

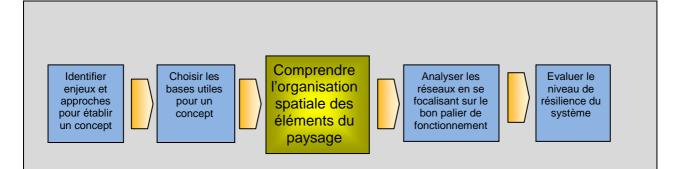
Une règle simple de gestion des espaces naturels dans un paysage se dégage de ces observations :

La transformation des paysages est malheureusement inévitable, toutefois une bonne partie des espèces est capable de s'y adapter à condition que cette transformation soit progressive et que la nouvelle infrastructure naturelle qui résulte de cette transformation soit organisée logiquement pour les biocénoses, c'est-à-dire en conformité avec les règles de fonctionnement écologique normal pour les biocénoses en termes d'accessibilités de ressources et d'habitats complémentaires. Le nouvel agencement doit offrir des capacités de développement suffisantes, au moins équivalentes à la situation précédente, en termes de qualité, de capacité d'accueil et de connectivité entre habitats complémentaires.

En d'autres termes, l'effet Allee existe bel et bien, mais à l'échelle des ensembles d'habitats, indépendamment de la présence de corridors. L'affaiblissement des populations, voire la diminution de biodiversité, n'est pas entièrement une fatalité, la connaissance des paramètres de survie des espèces doit nous obliger à repenser notre manière d'organiser l'utilisation du territoire.

## **CHAPITRE III**

## Les principes d'une approche écosystémique du paysage



## Fil rouge

La modélisation écosystémique paysagère est un concept d'analyse multiscalaire des différentes situations écosystémiques présentes dans les paysages. Elle s'appuie sur la cartographie d'entités fonctionnelles du paysage appelées « continuums » ou « continuités écologiques ». Ces entités étant elles-mêmes souvent fragmentées par des obstacles naturels ou artificiels en formant des sous-entités spatiales appelées « secteurs écologiques ».

La définition d'un continuum spécialisé correspond implicitement à la définition d'un certain potentiel de développement de biocénoses particulières, alors que la notion de réseau écologique général traduit avant tout les interactions possibles entre les divers continuums. Les deux approches sont complémentaires dans la mesure où de nombreuses espèces ne sont que partiellement spécialisées ou sont adaptées à des niches écologiques impliquant des juxtapositions ou des superpositions de divers types de continuums (mosaïque, interfaces ou dualité d'habitats).

Il y a par conséquent dans les paysages **différentes infrastructures naturelles** complémentaires qui offrent, selon leur combinaison, des possibilités très variées de développement de biocénoses particulières. Le climat, l'orographie et les transformations successives vont également définir des jeux de dominance et le niveau de complexité dans un paysage donné.

Ce potentiel écologique n'est pas uniformément réparti dans un compartiment paysager. Il permet de distinguer le zonage fonctionnel de base de chaque continuum. La reconnaissance de ce zonage différencié a conduit à distinguer des espaces remarquables qui ont souvent été à l'origine de la création de zones protégées. Mais cette démarche sélective a toutefois montré ses limites en termes d'efficacité. En effet, un complexe d'habitats organisés en réseaux ne conservera jamais sa vitalité d'origine par la seule gestion conservatoire de ses zones remarquables.

Les démarches d'analyse d'incidences de projets, développées spécialement pour la réalisation d'études d'impact de projets d'infrastructures de transport, ont nécessité la mise au point de démarches d'analyse plus ouvertes sur les espaces naturels en analysant systématiquement le paysage sous forme d'ensemble d'habitats interactifs, non obligatoirement remarquables ou protégés, mais organisés en réseaux plus ou moins complexes.

La simple reconnaissance des réseaux spécialisés est une première étape d'information utile à leur gestion. Une hiérarchisation utilisant des critères pondérables a été recherchée pour permettre une meilleure compréhension du fonctionnement et un suivi de l'évolution des réseaux écologiques.

## 3.1 Les éléments conceptuels des réseaux écologiques

La description de la biosphère peut être abordée selon plusieurs approches :

- L'approche éco-géographique va s'intéresser à la répartition des grands biomes et à la caractérisation des paysages naturels et transformés. Elle fournit notamment les échelles de fonctionnement des principales biocénoses.
- L'approche socio-économique va s'intéresser à l'ensemble des ressources naturelles sous forme de service exploitables en termes de rentabilité et d'accessibilité.
- L'approche écosystémique va s'appuyer sur la répartition spatiale des habitats et des espèces pour définir les différents niveaux organisationnels caractéristiques des paysages et pour en évaluer leur potentiel écologique.

Cette dernière approche va servir de fil conducteur à la méthodologie des réseaux écologiques hiérarchisés.

Dans une approche écosystémique, la diversité biologique d'un compartiment paysager s'exprime par de nombreux paramètres mesurables tels que la diversité taxonomique, la diversité biocénotique ou la diversité des niches.

Les facteurs sources de biodiversité sont essentiellement :

- Tous les éléments constituant les ressources biologiques dans un habitat : guildes d'espèces, listes de biocénoses et ensemble de populations.
- La complexité des structures organisationnelles en termes de distribution spatiale, d'interconnexions et finalement d'interactions.
- L'efficience des systèmes en termes de fonctionnalité, de dynamique évolutive, de limite de développement et de résilience.

Le concept de réseaux écologiques paysagers va utiliser ces différentes notions liées à l'approche écosystémique.

## 3.1.1 Les réseaux d'habitats écologiquement homologues

La notion de réseaux d'habitats résulte à la fois de la proximité récurrente de plusieurs habitats semblables, mais également de la notion d'accessibilité par percolation à travers d'autres types d'habitats. Pour qu'il y ait un réseau il faut que les processus écologiques, tels que le fonctionnement en métapopulations, soient possibles.

Le regroupement de plusieurs types de végétation dont les facteurs écologiques sont suffisamment homologues pour former des assemblages d'habitats, n'est pas nouveau. Il s'agit d'ensemble de milieux complémentaires utilisables par des groupes fauniques et floristiques écologiquement proches, c'est-àdire, liés par quelques facteurs physionomiques et géographiques prépondérants (climat, orographie, pédologie, hydrographie, végétation, etc.). Le principe a notamment été largement utilisé par les phytosociologues pour décrire la végétation présente dans les paysages, sous forme de mosaïque d'habitats, proche d'écosystèmes mais ayant une cohérence de fonctionnement à grande échelle. Ainsi Lefeuvre et al (1979) puis Blandin et Lamotte (1985) utilisent le terme d'écocomplexe pour décrire des assemblages d'habitats présentant une bonne constance et des interactions permanentes.

Au niveau d'un paysage, Ducruc (1980) propose une cartographie des systèmes écologiques basée sur des critères homogènes de morphologie et de topographie permettant de définir des **unités élémentaires de paysage.** 

Les principes de symphytosociologie développés par Béguin et Hegg (1975) ont permis d'identifier des sigmassociations, puis de décrire de nombreuses géosigmassociations qui réunissent des groupements végétaux dans des séries topographiques (caténa). La pratique de nombreux inventaires de biotopes en Suisse, et notamment dans le canton de Vaud (Berthoud et al. 1991), a été l'occasion de décrire des paysages végétaux, en s'appuyant sur ces unités phytosociologiques très générales.

L'analyse en parallèle des espaces vitaux de la faune va nécessiter d'élargir encore cette vision phytosociologique des paysages, vers une vision des entités fonctionnelles biocénotiques du paysage, en

décrivant des **continuums**, que l'on peut qualifier **d'infrastructures naturelles**, rassemblant au mieux les structures et les principaux processus écosystémiques dans un paysage.

Le terme de « continuum » ou « continuité écologique », utilisé pour établir le réseau écologique national suisse à partir de 1999, résulte du croisement de cette notion cartographique d'assemblages par écocomplexes, avec la notion de flux d'échanges par groupes d'espèces ayant les mêmes affinités écologiques. Ce croisement a permis de distinguer plusieurs réseaux fonctionnels indépendants mais partiellement superposés.

Pour décrire un paysage, les entités fonctionnelles permettent de distinguer des ensembles biocénotiques (faune et flore) représentatifs du compartiment paysager analysé. Ainsi, pour établir le réseau écologique national suisse à partir de 1999, Berthoud et al. (2004) ont utilisé 6 grandes unités paysagères organisées en réseaux :

- Le continuum forestier
- Le continuum aquatique
- Le continuum paludéen
- Le continuum prairial
- Le continuum agricole
- Le continuum anthropique

Ces mêmes continuums ont également été utilisés pour décrire le réseau écologique départemental de l'Isère (ECONAT 2001). Le principe des continuums paysagers a été repris dans la majorité des méthodes proposées pour l'établissement de trames écologiques en France. Par exemple, la méthode des corridors écologiques dans les Parcs Naturels Régionaux (Girault, 2005) ainsi que la méthode de cartographie des réseaux écologiques de Rhône-Alpes (Région Rhône-Alpes, 2009).

D'autres types de continuums peuvent être intégrés en fonction des besoins de la cartographie, de manière à décrire au mieux l'ensemble du paysage. On utilisera par exemple :

- Un continuum rupestre dans toutes les régions montagneuses,
- Un continuum nival dans les zones d'altitude élevée,
- Un continuum du matorral dans les régions méditerranéennes
- Un continuum steppique dans les zones semi-désertiques
- Un continuum dunaire dans les zones plates sèches.

Selon cette vision, chacune de ces entités largement autonomes correspond à une infrastructure écologique fonctionnelle du paysage. Le réseau écologique général n'est que le résultat du croisement cartographique des différents réseaux (Fig.17).

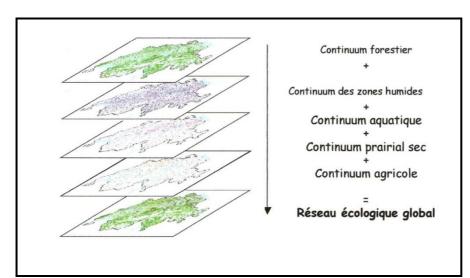


Figure 17.

Organisation d'un réseau écologique global constitué de plusieurs sous-réseaux spécialisés.

Le réseau global obtenu est complexe avec de nombreux secteurs polyvalents.

> Source : Berthoud et al. (2004)

Cette notion d'autonomie des réseaux spécialisés est importante à comprendre au niveau des stratégies de gestion. En effet, il y a souvent des synergies possibles par croisement de continuums, mais il peut aussi y avoir des antagonismes récurrents dont il s'agit de tenir compte.

## 3.1.2 Les espaces fonctionnels

Pourquoi et comment dépasser le niveau des entités de végétation facilement identifiables pour s'intéresser finalement à des limites imprécises de surfaces marginales, soumises à des phénomènes écologiques diffus et souvent invisibles ?

Sur le terrain, la majorité des habitats est souvent délimitée de manière imprécise en étant soumise à un gradient écologique conduisant à la diminution progressive des espèces caractéristiques. On constate également, si la lisière est abrupte (cas des paysages cultivés), qu'elle est constamment enveloppée d'un halo de propagules en mouvement. Du point de vue écologique, cet espace virtuel mais fonctionnel a une signification essentielle en termes de potentialité de développement et surtout en termes d'échanges en direction de sites voisins accessibles. La prise en compte de cette enveloppe écologique permet de définir des ensembles d'habitats fonctionnant en métapopulations et finalement de constituer des continuums. Le continuum reste toutefois un espace hétérogène, virtuellement fonctionnel dans son ensemble, tant que la répartition réelle des flux d'échanges n'a pas été examinée plus en détail.

## 3.1.3 La modélisation des réseaux écologiques paysagers

L'approche écosystémique implique de définir un modèle paysager de réseaux d'habitats, qui soit non sélectif et fonctionnel.

Le modèle utilisé en Suisse et en Isère s'appuie sur un zonage écologique de différents éléments surfaciques qui caractérisent au mieux les structures fonctionnelles, réelles ou virtuelles, identifiées sur le terrain (Fig. 18). Le modèle distingue cinq surfaces élémentaires constitutives d'un réseau spécialisé : les zones nodales, les zones d'extension, les zones de développement, les continuums et les corridors.

Bien que proche du modèle proposé par BENNETT (1985), adopté par la stratégie paneuropéenne de conservation de la diversité biologique et paysagère, le modèle adopté par la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés s'en distingue par le fait que l'approche générale du paysage y est non-sélective en n'étant pas axée sur la protection de sites remarquables.

Alors que le concept proposé par la stratégie pan-européenne est de **type sélectif**, conforme au schéma suivant :

Habitats et espèces prioritaires → sites remarquables → zones tampons → corridors de connexion → réseaux de sites remarquables → paysage ?

Tout le concept des réseaux écologique est basé sur une approche schématique du paysage selon un assemblage par homologie de **continuités d'habitats de type non-sélectif**, conforme au schéma suivant:

Habitats homologues complémentaires → Continuum → ensemble des continuums homologues → réseaux écologiques spécialisés → ensemble des réseaux écologiques complémentaires → réseau écologique général → compartiments paysagers → paysage

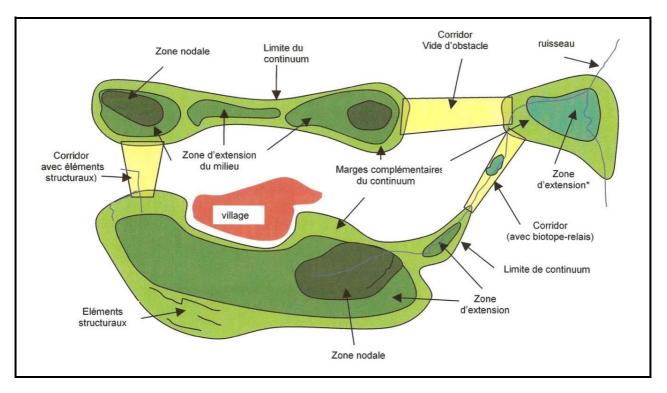
Dans ce modèle, les définitions des différentes zones constituant un réseau sont les suivantes :

#### Zone nodale :

Ensemble de milieux favorables à un groupe écologique d'espèces végétales et animales (guilde), constituant des espaces vitaux suffisants pour l'accomplissement de toutes les phases de développement des populations des espèces caractéristiques. La zone nodale est déterminée indépendamment de son statut légal. Elle est souvent reconnue officiellement par un inventaire officiel lui attribuant le statut de biotope d'importance nationale ou régionale, mais peut également être désignée par des avis d'expert sur la base de sa diversité ou par l'importance de ses populations. Elle assure un rôle de "zone reservoir" pour la conservation des populations et pour la disp ersion des espèces vers les autres espaces vitaux du réseau.

## Zone d'extension :

Une zone d'extension présente des analogies écologiques avec la zone nodale, mais la qualité ou la surface ne sont pas suffisantes pour la désigner comme telle. Il s'agit globalement du même milieu, mais les espèces caractéristiques y sont plus dispersées. Selon le type de continuum considéré, la zone d'extension peut être très étendue (cas des forêts exploitées) ou au contraire très réduites (cas des zones humides et des prairies sèches). Dans sa représentation cartographique la zone d'extension regroupe tous les habitats homologues (réellement observables sur le terrain), par exemple tous les milieux boisés. On attribue à cet assemblage d'habitats un terme générique propre au continuum spécialisé.



**Figure 18.** Représentation cartographique schématisée des éléments d'habitats d'un réseau spécialisé de type forestier. En l'absence de zone nodale, la zone d'extension (\*) doit être considérée comme une zone de développement ou de restauration.

Source: Berthoud et al (2004)

## Zone de développement :

Ensemble de milieux favorables aux espèces de la guilde, constituant des espaces vitaux partiellement suffisants pour l'accomplissement des phases de développement de populations de la biocénose caractéristique, mais dans lequel aucune zone nodale n'a été identifiée. La zone de développement est visuellement, par sa structure et sa composition, identique à la zone d'extension. Elle est située hors d'un réseau fonctionnel en étant peu accessible par l'éloignement ou par la présence d'obstacles difficilement franchissables.

## Continuum spécialisé :

Le continuum ou continuité écologique constitue l'enveloppe fonctionnelle englobant les zones nodales et les zones d'extension mais additionnées de milieux complémentaires hétérogènes, ou marges écotonales, utilisés régulièrement du simple fait de leur proximité avec les habitats originels. La représentation cartographique de la limite externe du continuum est délicate à définir car il s'agit d'une marge écotonale virtuelle fixée par une appréciation de la largeur utile à son fonctionnement. Par définition un continuum constitue le lien de cohérence écologique dans un ensemble d'habitats dispersés. Le continuum est l'entité spatiale fonctionnelle de référence du réseau écologique. C'est le domaine vital des biocénoses réunies par l'assemblage des habitats.

Remarques: On attribue à chaque continuum un nom générique tel que continuum forestier, palustre, prairial, etc., en fonction du niveau d'analyse cartographique recherché. A un niveau local, notamment pour des études prospectives sur les domaines vitaux d'espèces remarquables, on distinguera également des continuums plus précis tels que le continuum des chênaies-hêtraies méso-thermophiles, des chênaies xériques, des érablaies à sapin, etc. qui définissent mieux l'écologie des espèces. Ces unités phytosociologiques ne sont malheureusement pas disponibles actuellement sous une forme numérisée.

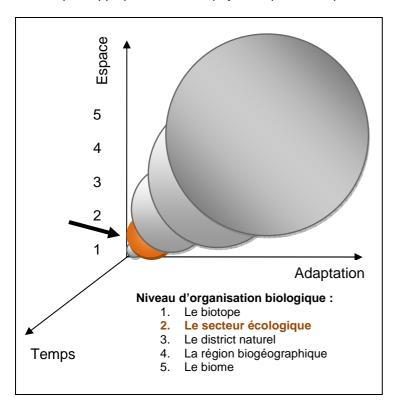
## Corridor écologique :

Dans l'approche des réseaux écologiques hiérarchisés, un corridor est toujours un espace hors continuum, libre d'obstacle, offrant en priorité des possibilités d'échanges entre des zones nodales ou de développement. Du point de vue cartographique, un corridor est un espace virtuel, fixé par

appréciation, utile au fonctionnement écologique des continuums. Il est justifié de considérer séparément le corridor de l'ensemble des autres éléments formant le continuum. En effet, la présence d'habitats favorables n'est pas obligatoire et c'est la seule présence d'un flux de propagules qui permet de le localiser. Par contre, un corridor est généralement plus ou moins structuré par des éléments naturels ou subnaturels qui viennent augmenter ainsi ses capacités de fonctionnement. Dans certains cas il peut très bien n'être constitué que par un espace libres d'obstacles physiques, mais permettant aux espèces les plus mobiles de s'y déplacer occasionnellement.

# 3.2 La fragmentation des réseaux écologiques par des obstacles définit des paliers d'organisation biologique

Le mécanisme de fragmentation du paysage par les infrastructures de transport et par les activités humaines a fait l'objet de nombreuses publications. La plus complète est la plus récente est celle du projet COST 341 (Luell et al. 2004) qui fait la synthèse des connaissances sur la problématique et les solutions techniques appliquées dans les pays européens. Le phénomène, déjà ancien, a pris une ampleur



## Figure 19.

Schéma de fonctionnement écosystémique par paliers.
La fragmentation du paysage par les activités humaines de construction entraîne la création d'un nouveau niveau d'organisation biologique : le secteur écologique qui se place généralement entre le biotope et le district naturel.

Source : Modifié du modèle de Blondel (1986)

considérable au cours des dernières décennies, au point d'être considéré comme étant un des facteurs majeurs de modification de la biodiversité, au même titre que la pollution des écosystèmes et les changements climatiques.

Au niveau cartographique la fragmentation du paysage est prise en compte par superposition de la couche « obstacles » (zone d'extension et zones d'incidenœs) avec les différents continuums utilisés par l'analyse. Les zones d'emprises directes sont soustraites aux marges écotonales et aux corridors éventuels, alors que les zones d'incidences désignent des zones d'altération ayant pour conséquence une diminution qualitative et fonctionnelle sur les polygones touchés.

Les obstacles physiques naturels tels que les bords de lacs, les cours d'eau importants, les falaises, les barres rocheuses ou les zones d'altitude sont considérés comme des obstacles partiels dont la franchissabilité est soumise à un coefficient de résistance élevé.

Le processus de fragmentation du paysage par l'urbanisation et le développement des infrastructures de transport passe par un mécanisme de fissuration du paysage complété par un mitage spatial des ensembles d'habitats encore intacts, pour aboutir finalement à un véritable découpage en plusieurs secteurs écologiques. Les secteurs écologiques constituent de véritables compartiments paysagers créant des entités fonctionnelles particulières dont les contacts extérieurs sont organisés à partir de quelques

points d'échange privilégiés sur leur périphérie (Berthoud et al. 1989). Cette alvéolisation artificielle du paysage implique la prise en compte d'un nouveau niveau organisationnel dans les écosystèmes : le secteur écologique qui vient s'intercaler entre l'habitat (biotope) et les districts naturels (Fig. 19), au sens des systèmes biologiques hiérarchisés selon des échelles d'espaces et de temps, spécifiques à chaque niveau, décrits par Blondel (1986). Toutefois, pour des raisons pratiques, nous garderons la notion de « districts naturels » définie par Lebreton (1977) pour désigner « les entités géographiques présentant une bonne homogénéité physique (géologique et climatique) et biologique (végétale en premier chef), le relief constituant le principal critère de discontinuité ». La notion de secteur écologique étant réservée ici à une entité paysagère plus restreinte qui regroupe réellement les surfaces d'habitats résultant d'un découpage par des obstacles physiques, naturels et artificiels, généré par le mécanisme de fragmentation.

Le secteur écologique est donc une entité spatiale minimale de fonctionnement pour un réseau écologique.

## 3.3 La prise en compte de la biodiversité.

L'utilisation de la diversité des espèces de faune et de flore est complexe mais également très vaste par la richesse de l'information qu'elle peut fournir.

On peut analyser l'efficacité des réseaux écologiques en fonction de plusieurs objectifs plus ou moins ambitieux tels que leur capacité à maintenir :

- une diversité biologique optimale,
- une biomasse stable
- une guilde d'espèces rares et menacées
- des espèces indicatrices de réseaux (espèces déterminantes TVB)

Quel que soient les objectifs visés, il serait dommage de ne pas tirer parti des nombreux indicateurs qu'elle peut apporter tout au long de la démarche d'élaboration du modèle écosystémique paysager.

La connaissance globale de la biodiversité d'un habitat, d'un site ou d'un territoire (à supposer que l'on trouve des spécialistes capables de réaliser des inventaires exhaustifs) demande un investissement considérable en temps de travail, incompatible avec l'établissement d'un modèle de réseaux. Par contre, des données de richesse relative de certains groupes d'espèces indicatrices faciles à identifier peuvent être utiles pour comparer des habitats ou des complexes d'habitats.

Les groupes indicateurs les plus couramment utilisés sont les suivants :

- Les plantes supérieures
- L'ensemble des vertébrés, notamment les oiseaux
- Certains groupes d'invertébrés en fonction des milieux prospectés.

Chaque groupe indicateur sélectionné apporte sa part d'information sur la qualité et sur la fonctionnalité écologique des habitats prospectés.

L'approche la plus performante est de réunir ces trois groupes dans un programme d'échantillonnage. On peut toutefois se contenter de réunir, par exemple, des données sur la flore et la faune des vertébrés. La prospection sur le terrain est toujours un investissement lourd en coût et en personnes. Il demande par conséquent à être optimisé pour répondre à un maximum de critères exploitables ensuite dans l'analyse des réseaux écologiques.

Ainsi, un programme d'inventaires naturalistes par échantillonnages, destiné à documenter la mise en place d'un réseau écologique doit toujours suivre quelques règles de base définies par la contrainte de caractériser de manière aussi précise que possible une entité surfacique de base utile à l'analyse des réseaux. Cette entité est généralement l'habitat à l'échelle d'une analyse locale, mais peut très bien être un groupe d'habitats, par exemple un continuum pour une analyse au niveau régional.

Ces règles d'organisation sont les suivantes :

- Les données collectées sont rattachées à un habitat ou un groupe d'habitats précisément circonscrits que l'on peut rattacher ensuite aux différentes entités fonctionnelles paysagères.
- Les données des différents groupes indicateurs sont conjointes en étant rattachées aux mêmes unités d'habitats.

- Les données de faune et de flore ne sont pas sélectives (toutes les espèces ordinaires ou rares sont notées). L'échantillonnage est pratiqué par plusieurs visites afin de réunir aussi bien les espèces printanières et estivales, diurnes et nocturnes présentes sur le site.
- Les **données sont quantitatives** en notant le nombre de taxons observés (nombre d'individus, de couples ou importance du recouvrement pour les plantes).
- Les **données concernent également le statut biologique** de l'espèce observée sur le site (reproduction, alimentation, repos, passage, en expansion, en régression, etc.)

Une fois introduites dans les banques de données, ces inventaires représentatifs des habitats du territoire analysé resteront toujours une référence utilisable pour comparaison avec d'autres sites semblables inventoriés ou pour extrapolation sur d'autres sites dans un territoire dont on ne possède aucun relevé de référence (cas d'un nouveau projet d'établissement de réseaux écologiques ou d'un projet de développement sur une région écologiquement sensible mais insuffisamment prospectée.

La prise en compte de la biodiversité globale est exclue même dans les programmes les plus sophistiqués par manque de moyens de recherche et surtout par manque de spécialistes capables d'identifier les taxons récoltés.

L'utilisation de guildes d'espèces caractéristiques inféodées à un groupe d'habitats particuliers est pratique au niveau de la description des milieux et de leur potentiel pour accueillir des espèces particulières, mais sur le terrain au niveau de la présence réelle des espèces dans chaque habitat, ce critère s'avère délicat à utiliser car les espèces spécialisées sont largement dominées par des espèces plus banales à large répartition (espèces ubiquistes) qui ont aussi leur place dans la biodiversité générale du secteur étudié.

La recherche d'espèces patrimoniales (espèces ayant un statut de protection ou inscrites dans des listes régionales ou nationales pour leur degré de menace) est également une information intéressante pour connaître la qualité générale de la zone d'étude, mais la valeur de l'information est très relative par rapport à des inventaires non sélectifs.

L'option de réaliser des inventaires non sélectifs mais restreints à quelques groupes indicateurs faciles à identifier par observation directe est certainement la meilleure.

# 3.4 Polyvalence, synergie et limites de fonctionnement dans un système d'habitats organisés en réseaux.

Un réseau écosystémique comporte toujours de nombreuses redondances d'informations, sous forme de polyvalence des milieux, de synergies et d'antagonismes de fonctionnement. Elles illustrent en tous les cas la dynamique fonctionnelle des systèmes organisés en mosaïque d'habitats. La complexité des phénomènes naturels devient maximale au niveau des flux de propagules créés par les agencements de milieux dans le paysage. Ces flux ne sont pas liés à des espaces totalement définis mais sont répartis selon des gradients de fréquentation variables en fonction de facteurs de perturbations ou de conditions microclimatiques saisonnières (cas des lisières forestières et de tous les écotones en général).

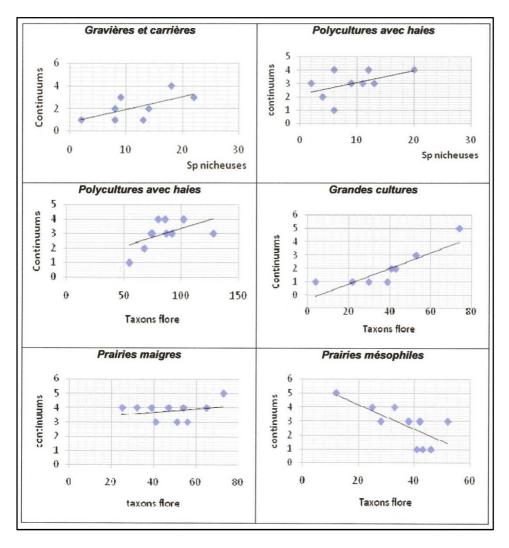
La superposition des différents continuums pour obtenir la carte du réseau écologique général, fera apparaître de nombreuses surfaces polyvalentes, sur lesquelles les espèces devraient théoriquement cohabiter en créant des zones à forte biodiversité.

Les cartes de synthèse font apparaître effectivement des zones de fortes polyvalences au niveau des écotones. Cette situation crée ainsi théoriquement des croisements de flux d'espèces de provenances multiples. Sur ces nœuds écologiques, les résultats observés sur des sites inventoriés ne sont que partiellement conformes à cette hypothèse pour les raisons suivantes :

- Les flux d'espèces sur les zones écotonales concernent majoritairement des espèces ubiquistes. Il y a bien un enrichissement d'espèces peu spécialisées provenant des différents continuums, mais il n'est pas très important.
- Les habitats ouverts, récemment créés dans ces zones polyvalentes, sont effectivement rapidement colonisés par des espèces pionnières alors que les habitats stables fermés (végétations sub-climaciques) ne voient pratiquement pas de changement de leur biodiversité. Ce mécanisme d'enrichissement partiel a été démontré notamment dans l'étude de la Plaine de Bièvre (Fig.20). On peut ainsi supposer qu'il y a bien un effet de flux d'espèces passantes mais non suivi obligatoirement d'installations nouvelles.

- Par ailleurs, ce mélange théorique de flux d'espèces écologiquement différentes est bénéfique aux espèces prédatrices qui profitent largement de cette source permanente de proies en déplacement. Il y a un effet non négligeable de « puits démographique » qui fragilise de manière significative le fonctionnement en métapopulations de certaines espèces. Dans un réseau écologique complexe, l'augmentation de la fragmentation du territoire, aggravée par la multiplication des zones de polyvalence ouvertes, est certainement une limite sérieuse à la propagation et au maintien de nombreuses espèces spécialisées, inféodées aux zones nodales caractérisées par des milieux plus stables et moins perturbés.

En résumé, le constat d'un niveau élevé de polyvalence des éléments du paysage dans un réseau écologique général correspond bien à un niveau élevé de fonctionnalité. Cependant, il y a antagonisme avec les ilots de stabilité écologique recherchés par les espèces spécialisées. Ainsi, une forte polyvalence entraîne également un risque d'une dégradation globale pour l'ensemble du réseau. C'est pourquoi, dans la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés, l'indicateur de polyvalence n'est pas suffisant. Il est également croisé avec la connectivité directe des habitats qui indique une relation directe avec le bon fonctionnement des réseaux en mettant en évidence les zones sources.



## Figure 20.

Influence de la polyvalence des continuums sur la richesse en espèces de faune et de flore.

D'après l'analyse des comptages effectués dans le Pays Bièvre-Valloire.

Source : ECONAT-Concept et al. (2010)

## 3.5 Les modélisations d'incidences d'activités perturbantes

La cartographie des réseaux écologiques suit un certain nombre de règles basées sur la pratique antérieure de nombreuses études d'impact d'infrastructures de transport et d'aménagement du territoire.

L'approche écosystémique du paysage est dans ce cas, non seulement utile, mais indispensable pour avoir une vision complète des habitats naturels ou transformés, ainsi qu'une idée aussi précise que

possible de la richesse en espèces des compartiments paysagers traversés. Elle n'est en aucun cas sélective. Cette démarche considère en effet que l'ensemble de la matrice paysagère contribue largement au développement (ou à la régression) des zones naturelles patrimoniales. Les applications locales de la méthode et la pratique des études d'impact démontrent clairement la nécessité de disposer d'un outil d'analyse d'incidences de projets, applicable dans le paysage selon une base écosystémique.

La modélisation des incidences d'un projet suit pratiquement les mêmes étapes de travail que pour la réalisation d'une carte de réseaux écologiques. Toutefois la démarche cartographique vise uniquement à documenter la zone d'influence du projet. On n'obtient donc pas la vision complète des réseaux écologiques locaux mais plutôt une vision détaillée de la zone soumise à des transformations importantes du paysage et des interactions entre les biocénoses touchées. Cette démarche particulière est historiquement à l'origine de la cartographie des réseaux écologiques hiérarchisés.

## Méthode de cartographie des incidences de projets

Afin d'illustrer la méthode de modélisation des incidences de projets, il a été choisi de présenter, de manière résumée, la démarche couramment utilisée dans le cadre d'une étude d'impact d'un projet autoroutier. Elle est appliquée ici à un secteur local (Fig. 21), pris au hasard sur le tracé étudié, mais il est évident qu'elle s'applique à l'ensemble de la zone d'étude du projet.

Les étapes de la cartographie sont les suivantes :

## Etape 1 : Cartographie du continuum forestier.

Le continuum forestier constitue généralement l'infrastructure naturelle dominante dans un paysage. Cette dernière est donc choisie ici comme point de départ pour expliquer la démarche, mais d'autres types de continuums peuvent également être choisis pour démarrer le travail.

Le continuum forestier peut être défini manuellement, ou automatiquement à l'aide d'un SIG, en utilisant des zones tampons de 50 ou 100 m, espaces qui correspondent des **marges complémentaires** normalement utilisées par la faune forestière.

Ces marges sont modifiées en fonction des facteurs positifs (structures boisées, arbres isolés, vergers) ou négatifs (zones d'activités perturbantes, obstacles naturels ou artificiels) relevés sur le terrain. A l'aide d'inventaires et d'observations sur le terrain on délimite dans les aires forestières, des **zones nodales** et des zones de développement, regroupant les meilleurs habitats pour les espèces forestières, que l'on distingue des zones d'extension, plus ou moins transformées offrant un potentiel réduit en termes de qualité d'habitats.

Les **corridors de connexion** entre les zones forestières sont définis par des observations et par des probabilités d'accès élevées. Si la majorité des espèces ne s'éloigne guère de plus de quelques dizaines de mètres des lisières, quelques espèces à fortes capacités de déplacement peuvent tout de même parcourir 1 km et plus hors des habitats forestiers. En présence d'un réseau routier important, ces corridors sont souvent révélés par la présence d'animaux tués sur les chaussées.

## Etape 2 : Cartographie des milieux complémentaires aux milieux forestiers.

Plusieurs types de milieux viennent renforcer le maillage du réseau forestier en offrant des structures utiles de types écotonaux. En effet, les prairies naturelles, sèches ou humides, ainsi que les cours d'eau avec leurs végétations riveraines augmentent significativement les fonctionnalités du réseau forestier et doivent être cartographiés systématiquement.

Les espèces propres aux écotones étant souvent majoritaires dans les régions fortement transformées, il est parfois utile de définir un réseau écotonal indépendant afin de mieux comprendre le fonctionnement des populations inféodées aux zones de lisières (par exemple : reptiles, hérisson, mustélidés).

## Etape 3 : Cartographie du continuum prairial

Dans certaines zones d'altitude, peu propices aux grandes cultures, les prairies fauchées ou pâturées occupent des surfaces importantes avec des gradients d'hygrophilie ou de xéricité. Pour la cartographie, on définit les pôles écologiques les plus significatifs dans le paysage pour en faire des réseaux complémentaires ou encore, on sélectionne le pôle de prairies le plus représentatif (Par exemple : les prairies thermophiles sèches).

Dans le cas des continuums de prairies sèches, on peut souvent rattacher aux surfaces exploitées des surfaces secondaires présentes sur les talus de routes, de voies ferrées ou encore des bordures de

terrasses cultivées au titre de surfaces complémentaires essentielles dans le maillage écologique, fonctionnant comme corridor de dispersion du continuum spécialisé.

## Etape 4 : Cartographie du continuum aquatique.

Le réseau hydrographique est le plus évident des réseaux écologiques, mais le réseau aquatique ne fonctionne pas sans ses milieux complémentaires que sont les zones humides, la végétation riveraine, les zones alluviales et les ripisylves. Même si certaines de ces surfaces sont déjà incluses dans d'autres types de réseaux (par exemple : continuums forestiers ou prairiaux), elles constituent des composantes essentielles du continuum aquatique. Chaque modeste tronçon de cours d'eau est un élément indissociable du réseau hydrographique d'un bassin versant. On distinguera les zones d'habitats intacts.

ou dégradés ainsi que les obstacles physiques ou chimiques présents sur son cours, les tronçons les plus riches étant désignés comme zones nodales.

## Etape 5 : Cartographie du continuum agricole

Contrairement aux autres continuums, le réseau agricole est obtenu par soustraction d'espaces ouverts aux espaces forestiers, prairiaux et alluviaux avec création d'espaces ouverts de type steppique ou semiouvert de type bocage. Les espaces « steppiques » ont leurs espèces spécialisées telles que lièvre, oedicnème, outardes, alouettes, etc., alors que les espaces de polycultures et bocagers sont riches en espèces écotonales mais pauvres en espèces spécialisées.

On désigne donc des zones d'extension et des zones nodales agricoles, mais pas de continuum spécialisé empiétant partiellement sur la forêt, les prairies ou les zones marécageuses. Les zones nodales agricoles ne sont pas sous l'influence d'autres continuums et les corridors ne sont que des zones d'extension de moindre qualité. On obtient donc un continuum en négatif constitués d'espaces ouverts résiduels.

## Etape 6 : Délimitation des surfaces anthropiques

Les zones construites et habitées peuvent être considérées comme étant des habitats transformés avec leurs espèces spécialisées, commensales de l'homme, mais la majorité des surfaces, y compris les zones d'influence proches des espaces construits, doit être considérée comme étant des zones de puits démographiques pour la faune sauvage. Ces zones sont donc soustraites des surfaces d'habitats naturels et des continuums naturels.

Les zones anthropiques, y compris les infrastructures de transport existantes, forment les éléments principaux de fragmentation du paysage auxquels il faut ajouter certains obstacles naturels tels que les falaises rocheuses, les grands cours d'eau et les zones d'altitude.

La superposition de ces 5 couches cartographiques (forêts, prairies, aquatique, agricole et obstacles) fournit une base cartographique représentative du réseau écologique global initial pour le paysage traversé. C'est l'outil de travail qui va être utilisé pour étudier les variantes de projet, les incidences des différents effets créés, les transformations probables du paysage et finalement les mesures d'intégration et de compensation liées à la réalisation du projet.

#### **Etape 7**: Implantation du tracé autoroutier et de sa zone d'incidence.

Le projet, ici un tracé autoroutier, vient fragmenter le paysage par des emprises sur différents types d'espaces d'occupation du sol qui caractérisent le paysage. Les perturbations liées au chantier et au trafic d'exploitation vont créer des espaces écologiquement fortement dégradés sous forme d'une empreinte écologique modélisable en fonction des mesures de réduction éventuellement mises en œuvre. L'empreinte brute pour un trafic supérieur à 10'000 véhicules/jour s'étend de 50 à 100 m calculé depuis le bord de la chaussée (Luell et al. 2003). Une fois extraites du projet technique et modélisées, ces emprises sont superposées au réseau écologique initial. La cartographie du réseau localise non seulement les emprises sur les habitats mais également les zones de dégradation à prendre en compte dans l'incidence du projet.

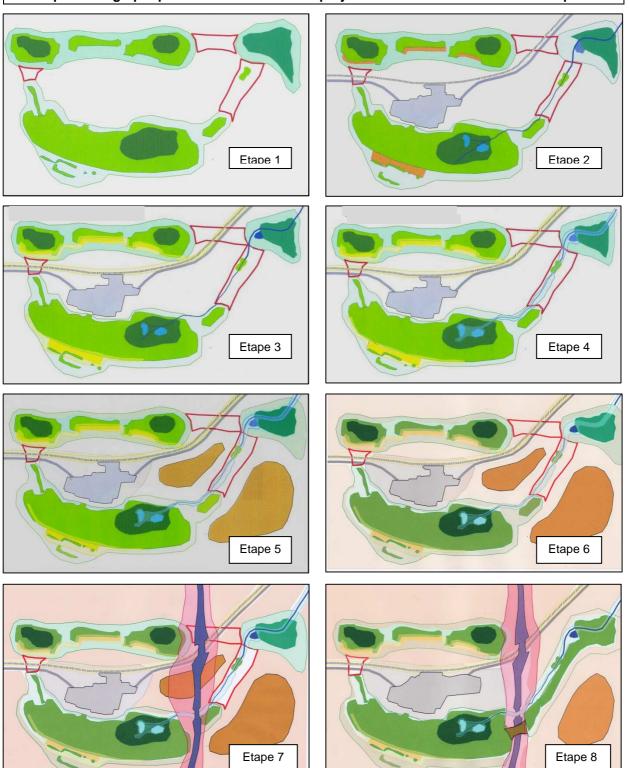
Les incidences sont quantifiables en termes de surfaces détruites, de pertes qualitatives, de diminution de fonctionnalité et sont donc calculables sous forme de diminution de la valeur écologique potentielle dans un réseau écologique (Berthoud et al. 1989).

## **Etape 8 :** Mesures environnementales liées au projet d'infrastructure

L'ensemble des mesures de réduction et de compensation découle logiquement du constat de l'ampleur des incidences observées :

> Des ouvrages de franchissement (passage à faune) permettent de conserver partiellement les connexions entre habitats prioritaires.

## Etapes cartographiques des incidences d'un projet autoroutier dans une étude d'impact.



**Figure 21.** Etapes de modélisation de l'empreinte écologique d'un tracé autoroutier sur un réseau écologique local. Les mesures environnementales sont entièrement définies pour intégrer la transformation du réseau écologique. Source : Berthoud (2007).

Légende : vert foncé = zone réservoir forestière ; vert clair = zone d'extension ; jaune = prairie ; beige = zone agricole ; brun = zone réservoir agricole ; bleu =cours d'eau et zones humides ; gris = zone construite ; mauve = emprise autoroutière ; rose = empreinte écologique des nuisances ; encadré rouge = corridors biologique.

- Les pertes d'habitats à valeur patrimoniale sont compensées en revitalisant qualitativement des habitats dégradés.
- Quelques nouveaux habitats pionniers peuvent être aménagés (mares, pierriers, fourrés de buissons, etc.) sur des secteurs de faible intérêt écologique mais offrant un bon potentiel par rapport à leur position dans le réseau écologique.
- > Des corridors biologiques peuvent être aménagés en s'appuyant sur des structures naturelles, sur des habitats refuge et sur la présence de flux de faune résiduels ou potentiels.

Cet ensemble de mesures environnementales (Fig. 21, étape 8) vise la reconstitution d'un nouveau réseau écologique dans un paysage transformé comprenant des habitats et des espèces à valeur patrimoniale équivalente (au sens de la cohérence écologique) et non pas uniquement la conservation (partielle mais acceptable ?) des dites valeurs patrimoniales, sans prise en compte de la cohérence écologique, en termes de fonctionnalité et de pérennité du nouveau réseau paysager mis en place.

Une liste d'espèces patrimoniales présentes sur le site a été établie afin de choisir les espèces présentant des enjeux importants par rapport à la réalisation du projet. Chacune des espèces (ou groupe d'espèces) a fait l'objet d'un test de dispersion à partir des habitats occupés ou potentiellement favorables présents au stade de l'état initial de référence pour le projet.

Cette démarche implique de définir une zone d'étude et d'aménagement qui va au-delà des zones d'emprises directes habituelles du projet (cas de la zone de Déclaration d'Utilité Publique en France). Le plan des mesures environnementales lié au projet va décrire une série de mesures dont certaines sont effectuées directement par le maître d'ouvrage du projet, mais, dont une partie devra également être prise en compte dans des projets connexes tels que les remembrements parcellaires ou les schémas directeurs d'aménagement du territoire.

En effet, le réseau écologique étant un concept dynamique et évolutif basé avant tout sur le potentiel de développement des habitats dans le paysage, à ce titre et au delà du projet analysé, il est essentiel d'appliquer ce même concept de gestion de la transformation du paysage à tout projet susceptible d'influencer l'aménagement du territoire de la zone d'étude, à l'échelle locale comme à l'échelle régionale.

#### Commentaires:

- Les mesures de réduction et de compensation découlent logiquement de la transformation paysagère exprimée par les modifications du réseau écologique.
- Les pertes d'habitats sont compensées par des revitalisations d'espaces dégradés et par un soutien pour des formes d'exploitations agricoles extensives.
- Les connexions des réseaux écologiques sont rétablies par des ouvrages de franchissement et des renforcements de corridors préexistants.

## 3.6 Les points de conflit dans un réseau écologique régional

La prise en compte d'un espace particulier définit par sa fonction prioritaire d'échanges saisonniers de propagules est une opération délicate souvent contestée par l'observateur lambda qui ne perçoit que rarement les enjeux liés à un flux épisodique généralement très court et très discret. Les migrations sont en effet un phénomène biologique caractérisé par sa rapidité mais aussi par son ampleur particulière. Elles sont discrètes en se déroulant souvent de nuit, mais spectaculaire en mobilisant massivement une population spécifique. Elles sont généralement attestées par des observations répétées mais le plus souvent par des écrasements par collisions avec le trafic des véhicules. Les conflits faune / trafic ont fait l'objet de nombreuses publications et le phénomène est relativement bien connu dans ces principes. Citons par exemples, les travaux de Müller & Sigrist (1981) et de Burnand et al (1985) en Suisse, sur le comportement de la faune à proximité d'une route qui sont le résultat de milliers d'observations patiemment cumulées pendant une vingtaine d'années. Ces recherches sont à l'origine du rapport sur les corridors à faune en Suisse (Holzgang et al, 2001) qui a précédé la publication des cartes nationales du REN (Berthoud et al, 2004).

En Isère, une étude par enquête après des observateurs de terrain, des services de voiries et des fédérations de chasse, a alimenté une base de données utilisée pour l'établissement du REDI (ECONAT 2001) suivie par une mise à jour récente (EVINRUDE & ECONAT, 2007).

Ainsi, dans un processus complet d'élaboration d'une cartographie des réseaux écologiques on procédera toujours par une simulation cartographique validée par recoupement avec des observations sur le terrain.

Dans la méthodologie adoptée, la désignation cartographique de corridors répond toujours à la même définition :

Un corridor est un espace particulier utilisé par un ou plusieurs groupes d'espèces animales, à un moment particulier du cycle annuel (migrations saisonnières) ou d'une phase de développement (dispersion pré-adulte) qui incite ces animaux à sortir de leur espace vital habituel pour rechercher des habitats transitoires ou définitifs plus favorables. Un corridor n'est pas un habitat favorable mais uniquement un espace acceptable pour rejoindre rapidement un autre habitat favorable. Il s'agit par conséquent toujours d'un prolongement ténu, situé hors du continuum des espaces vitaux, choisi pour des déplacements réglés uniquement par des contraintes de sécurité, de rapidité de déplacement et par l'absence d'obstacles majeurs. Un corridor n'est pas obligatoirement polyspécifique, mais le devient facilement si les structures refuges sont nombreuses et variées.

On remarquera ici que la définition adoptée diffère partiellement de celle développée dans le concept de NATURA 2000 et du réseau écologique paneuropéen. En effet dans ces deux derniers concepts on attribue un statut de corridor à tous les espaces permettant de relier des sites protégés ou désignés comme étant prioritaires au sein de l'UE. Cette approche restrictive du fonctionnement paysager est regrettable par les confusions qu'elle entraîne : En effet, l'ambition de l'UE est de mettre en place un certain nombre d'espaces prioritaires pour la protection de la nature reliés par des espaces de connexion ayant la fonction de corridors. Or au niveau local ou régional, ces espaces ayant fonction de corridor sont en réalité des parties de réseaux écologiques ordinaires qui préexistent dans le paysage. Ces espaces « corridors » au sens UE, comprennent divers types de continuums, reliés ou non par des corridors spécifiques, dont une partie des éléments seulement seront éligibles dans le réseau écologique paneuropéen au titre de « corridors prioritaires ». Cette définition technique très restrictive des réseaux écologiques ne correspond pas à l'approche écosystémique récente définie par la CDB.

# 3.7 Le besoin d'identification des enjeux pour la conservation du patrimoine naturel.

La définition des enjeux liés à la conservation de la biodiversité et à la cohérence écologique des habitats indispensables au maintien du patrimoine naturel dans un paysage passe nécessairement par une évaluation des facteurs qui détermine l'efficience écologique des compartiments paysagers.

Cette problématique doit analyser au minimum la qualité des habitats disponibles, leur capacité d'accueil pour les biocénoses et leur efficacité dans les multiples interactions au sein de systèmes spatiaux organisés en réseaux. En effet, la fonctionnalité des réseaux d'habitats ne se résume pas uniquement à leur connectivité spatiale ou encore à leur valeur patrimoniale basée uniquement sur leur diversité biologique ou sur la présence d'espèces ou d'habitats considérés comme prioritaires dans une stratégie de protection de la nature. Dans ce domaine de la recherche, l'analyse des incidences de projets d'installations perturbant ou détruisant des habitats naturels, dans le cadre d'études d'impact de projets exigée par la législation environnementale, a considérablement fait progresser cette problématique.

En effet, il est intéressant de savoir que même si les deux problématiques sont étroitement liées, la préoccupation de définir des niveaux d'enjeux a historiquement précédé celle de comprendre les interactions liées à la connectivité des habitats. Ainsi, la pratique courante des études d'impact de projets sur l'environnement à partir de 1980 a entrainé la nécessité d'évaluer les conséquences de différents types d'actions et de planifications sur l'environnement naturel et construit.

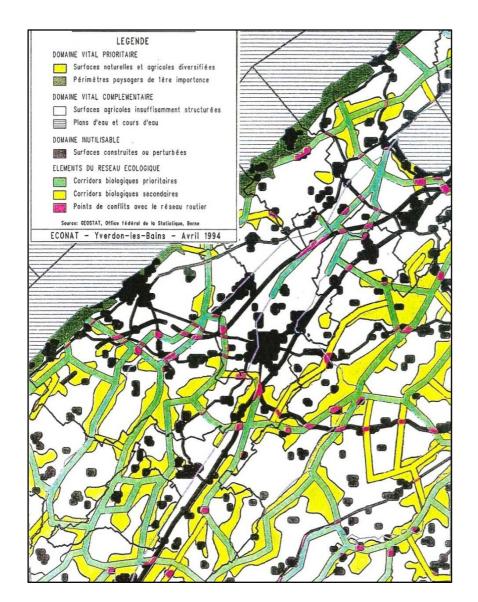


Figure 22.

Extrait d'archives d'une carte de réseaux écologiques établie en préalable à la définition d'un tracé autoroutier en Suisse. Recherche de tracés pour la N1 sur le tronçon Yverdon -Avenches.

Les corridors biologiques sont ici représentés par des axes théoriques traversant les domaines vitaux prioritaires.

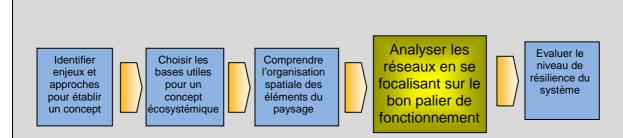
> Source: Berthoud (1994)

Cette préoccupation d'identification et d'évaluation des enjeux, notamment dans le cas des infrastructures de transport, impliquait de distinguer les habitats naturels diversifiés, hébergeant parfois des espèces remarquables, des habitats transformés occupés essentiellement par des espèces banales, mais également d'avoir une connaissance des flux d'échanges aussi bien physiques, chimiques que biologiques dans un espace d'incidences. Cette analyse devait porter d'abord sur un espace restreint (zone d'influence directe du chantier) puis sur un espace plus large pour répondre aux fonctionnements naturels (bassins versants, espaces vitaux de faune, accessibilité aux ressources, etc.).

Les premières cartographies locales de réseaux écologiques ayant pour but l'évaluation des incidences environnementales de projets ont été développées à cette période. (Fig. 22).

## **CHAPITRE IV**

## Elaboration d'une carte des réseaux écologiques



## Fil rouge

L'élaboration d'une carte de réseaux écologiques (RE) correspond à la représentation sur carte des éléments du paysage et de leurs relations fonctionnelles dans un système organisé en réseaux multiples. Chacun de ces réseaux est partiellement indépendant grâce à une autonomie élevée, mais également fortement interactif par des synergies et des antagonismes.

L'identification d'un réseau écologique sous forme d'une trame écologique paysagère n'est pas le résultat d'une planification du territoire, mais uniquement le résultat de l'analyse des infrastructures naturelles existantes, résiduelles ou en formation, mais toujours fonctionnelles, qui animent le paysage.

Avec la notion de « réseaux écologiques » on ajoute au paysage sa dimension d'interactions entre des habitats naturels ou transformés.

La carte RE que l'on cherche à établir n'est que le modèle simplifié des éléments visibles des mosaïques d'habitats et des éléments peu visibles que sont les flux organisés d'éléments vivants reliant les habitats. On peut réellement parler d'un ensemble d'infrastructures naturelles organisées en réseaux préférentiels, choisi par des groupes particuliers de faune et de flore.

Ce premier modèle synthétique, encore grossier, est évolutif en fonction des échelles d'analyse, mais surtout en fonction de la qualité des informations utilisées. Il est même doublement évolutif, car, d'une part, il peut conduire à l'amélioration des connaissances en introduisant de nouveaux éléments utiles (nouvelles connexions ou nouveaux habitats pour des pools d'espèces particuliers) et d'autre part, il reste soumis aux nombreuses transformations du paysage, d'origine humaine ou naturelle, qu'il s'agit d'intégrer.

Ce chapitre décrit les étapes et les procédures utilisées pour établir ce type de carte.

La démarche s'appuie sur l'utilisation d'un Système d'Informations Géographique (SIG) qui permet d'intégrer rapidement les changements environnementaux permanents, mais aussi d'établir des scénarios prospectifs en introduisant des modifications probables générées par un projet (urbanisation, infrastructures, trafics, etc.) ou par des évolutions prévisibles (utilisation de ressources, changement climatique, etc.).

La carte RE est une **information de base** qui prête peu à discussion si ce n'est pour l'améliorer en utilisant de nouvelles bases de données. Par contre, à ce niveau, les possibilités de définition d'enjeux autres que « détruire, conserver ou restaurer » restent limitées.

## 4.1 Mise en place du concept des réseaux écologiques

L'élaboration d'une carte écosystémique va mettre en œuvre plusieurs types d'informations et de techniques qui sont décrites en deux étapes.

- La cartographie d'un réseau écologique est le produit final d'une démarche relativement complexe. Elle doit être utilisable à différentes échelles mais doit rester clairement ciblée sur l'échelle à laquelle elle a été établie. En effet, elle doit pouvoir renseigner le niveau supérieur d'analyse pour former un assemblage cohérent d'informations basées sur des approches et des critères compatibles. Elle doit également pouvoir servir de base pour l'élaboration de cartes locales plus détaillées. La cartographie suit des objectifs opérationnels dont il faut connaître les contraintes et les limites. Elle fournit aussi bien des cartes d'analyses thématiques que des cartes de synthèse. Pour des applications à une échelle régionale ou nationale, elle est grandement facilitée par l'utilisation d'un SIG, mais au niveau local, elle peut facilement être appliquée par simple report manuel des informations disponibles au niveau départemental sur un fond de carte nationale par exemple. Cette première technique est décrite par étapes dans ce chapitre.
- La méthode des réseaux écologiques hiérarchisés est basée sur des principes théoriques encore plus complexes mais cohérents. Elle va utiliser aussi bien les données d'occupation du sol, que des résultats d'inventaires, des appréciations de spécialistes, que des données de fonctionnement des populations en établissant des modèles probabilistes.

Par conséquent, elle s'appuie nécessairement sur une démarche itérative et participative dont les **processus d'élaboration** doivent être logiques et compréhensibles. De même, les **résultats** d'analyse doivent être acceptables pour obtenir un consensus et pragmatiques pour être générateurs d'outils de travail (analyses et suivis) et d'orientation pour la gestion du patrimoine.

# 4.2 Le processus d'élaboration de cartes écosystémiques

L'utilisation d'un processus d'élaboration de modèle paysager, par **itération progressive de type** « **analyse-hypothèse-validation** » est une méthode pertinente pour appréhender une cartographie aussi complexe que celle des réseaux écologiques. En effet, le travail va devoir s'appuyer sur plusieurs approches convergentes, mais dans lesquelles la collecte d'informations à plusieurs niveaux n'est pas forcément totalement coordonnée. En tous les cas, il s'agit de réunir :

- des données générales définissant un contexte éco-géographique d'un secteur paysager, sous forme d'une infrastructure écologique potentielle régionale,
- des données locales fournissant des indicateurs qualitatifs et quantitatifs d'entités spatiales homogènes sous forme d'inventaires biologiques de référence (cf. chap. 5.2.2)

Cette démarche va permettre de construire progressivement en fonction des besoins de connaissances, des modèles de réseaux paysagers fonctionnels de plus en plus performants au niveau de la précision du contenu en informations, mais également au niveau de leurs structures fonctionnelles et de leurs performances opérationnelles.

Le processus d'élaboration « **top-down / bottom-up** »<sup>3</sup> offre notamment l'avantage de générer rapidement des débats utiles concernant les enjeux de gestion globale de l'espace paysager. Il laisse la possibilité de réaliser les vérifications ciblées, nécessaires au niveau des mécanismes d'évolution biologique, toujours complexes et coûteux en temps d'acquisition de données : incidences de perturbations anthropiques, dynamique évolutive des populations d'espèces en fonction des paramètres environnementaux et importance d'interactions entre communautés biologiques différentes.

Cette approche, jugée souvent peu scientifique, se révèle toutefois indispensable dans le domaine de la recherche appliquée, dans la mesure où les projets de développement territoriaux se déroulent généralement plus rapidement que l'acquisition de références scientifiques. Cette démarche permet de gérer les incertitudes et de travailler en priorité sur des options à faibles risques environnementaux.

Le processus « top-down / bottom-up » fait partie intégrante de la méthode de cartographie des réseaux écologiques hiérarchisés dans la mesure où elle fournit une modélisation fiable, mais simplifiée et évolutive, de phénomènes écologiques complexes se déroulant dans un paysage.

٠

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> littéralement : de haut en bas / de bas en haut

## 4.3 Choix du palier d'analyse du réseau écologique

Les principes méthodologiques de cartographie de réseaux écologiques ou de trames vertes et bleues, sous forme de cartes établies au 1/100'000° au niveau régional ou départemental ou encore au 1/500'000° au niveau national, sont décrits dans plusieurs publications récentes. Par exemple : Réseau écologique Départemental de l'Isère (ECONAT 2001) ; Réseaux écologiques de Rhône-Alpes, (Région Rhône-Alpes, 2009) ; Guides méthodologiques du comité opérationnel « Trame verte et bleue » du Grenelle de l'environnement (2009). La description méthodologique la plus complète est publiée dans le rapport final du Réseau écologique national suisse (Berthoud et al. 2004) mais se différencie toutefois par l'utilisation des données d'occupation du sol.

Le présent guide a choisi de développer le **travail d'analyse à l'échelle supra-locale du 1/25'000**<sup>e</sup> qui permet d'analyser des ensembles de plusieurs communes regroupées sur une surface de 500 à 1000 km². Cette échelle pose des problèmes concrets d'applications, par la confrontation avec des réalités de terrain, telles que la conservation des corridors, la gestion des habitats remarquables ou l'aménagement de passages à faune.

Cette échelle est appropriée à la vision d'ensemble de problèmes supra-locaux par l'homme. Elle constitue exactement le **niveau de détail nécessaire pour analyser l'interface** entre la vision globale, départementale ou régionale, dont les cartes de trames écologiques sont établies généralement au 1/100'000° et la vision locale des cartes communales établies au 1/10'000° (éventuellement au 1/5'000°). Elle permet de décliner sur les plans cadastraux les informations utiles du réseau écologique dans les plans locaux d'urbanisme (PLU) ou encore dans les plans de gestions d'espaces naturels.

Enfin, l'échelle du 1/25'000<sup>e</sup> est l'échelle idéale pour **une analyse détaillée de l'infrastructure naturelle du paysage**, le moindre habitat étant visible sur une carte et disponible pour une évaluation complète du potentiel écologique des éléments constituant les réseaux, la vision d'ensemble du compartiment paysager étant possible à cette échelle.

## 4.4 Organisation de la cartographie

La méthode de travail doit être adaptée à l'organisation spatiale des écosystèmes en tenant compte du fonctionnement multiscalaire du paysage et des niveaux d'échelle concernés par l'analyse (voir chap. 2.2.4). En d'autres termes, les informations nécessaires ne sont pas les mêmes en fonction de l'échelle locale ou régionale et, d'autre part, une analyse ciblée sur un territoire restreint doit nécessairement tenir compte des informations disponibles à un niveau supérieur, départemental ou régional, pour être pertinente.

- La méthodologie générale doit être clairement explicitée au sein du groupe des partenaires de projet, avec des objectifs précis tenant compte des limites techniques mises en œuvre, sans quoi des interprétations erronées des résultats risquent d'apparaître.
- Les données de base nécessaires sont de type BD géographique, BD biologique (inventaires) et BD milieux aménagés.

## 4.5 Les entités écosystémiques dans un paysage

Les ensembles de milieux qui composent un paysage ont des niveaux de fonctionnement différenciables selon les affinités écologiques qui existent entre les milieux mais également en fonction de leurs caractéristiques qualitatives et de leurs capacités d'accueil. On va ainsi distinguer des continuums d'habitats homologues interconnectés ou non sous forme de réseaux par des corridors.

## 4.5.1 Identification des ensembles paysagers déterminants

Le regroupement de plusieurs types d'occupation du sol dont les facteurs écologiques sont suffisamment proches pour former des assemblages d'habitats, ensemble de milieux complémentaires utilisables par des groupes fauniques et floristiques écologiquement proches, c'est-à-dire lié par quelques facteurs

physionomiques et géographiques prépondérants (climat, orographie, pédologie, hydrographie, végétation, etc.) n'est pas nouveau. Le principe a notamment été largement utilisé par les phytosociologues pour décrire la végétation présente dans les paysages sous forme de mosaïque d'habitats, proche d'écosystèmes mais ayant une cohérence de fonctionnement à grande échelle. Ainsi Lefeuvre et al (1979) puis Blandin et Lamotte (1985) utilisent le terme d'écocomplexes pour décrire des assemblages d'habitats présentant une bonne constance et des interactions permanentes. La notion de « continuité écologique » ou « continuum », utilisée pour établir le réseau écologique national suisse à partir de 1999, résulte du croisement de cette notion cartographique d'assemblage par écocomplexes avec le constat de flux d'échange par groupes d'espèces ayant les même affinités écologiques, ce qui permet de distinguer plusieurs réseaux fonctionnels indépendants mais partiellement superposés.

Les continuums génériques les plus courants sont les suivants :

- Le continuum forestier
- Le continuum aquatique
- Le continuum palustre
- Le continuum prairial
- Le continuum agricole
- Le continuum anthropique

D'autres types de continuums peuvent être intégrés en fonction des besoins de la cartographie, de manière à décrire au mieux l'ensemble du paysage. On utilisera par exemple :

- Un continuum rupestre dans toutes les régions montagneuses,
- Un continuum nival dans les zones d'altitude élevée,
- Un continuum du matorral dans les régions méditerranéennes
- Un continuum steppique dans les zones semi-désertiques
- Un continuum dunaire dans les zones plates sèches.
- etc. La liste n'est pas limitative!

Continuums utilisés dans le	Continuums utilisés dans le	Continuums utilisés dans le
REDI (2001)	RERA (2009)	REPBV (2009)
Forêts de basse altitude Forêts et pâturage d'altitude  Milieux aquatiques et humides Prairies naturelles: dont milieux thermophiles secs Milieux agricoles: dont milieux agricoles extensifs Obstacles (anthropiques)	Forêts de basse altitude Forêts et pâturage d'altitude Pelouses et landes d'altitude Zones rocheuses Milieux aquatiques et humides - milieux thermophiles secs Milieux agricoles extensifs et lisières Obstacles (anthropiques)	Forêts Milieux aquatiques et humides Milieux agricoles de plaine Milieux agricoles de coteaux Milieux anthropiques

Tableau 1. Correspondance des continuums utilisés pour décrire différentes zones d'étude.

REDI = Réseau Ecologique Départemental de l'Isère ; RERA = Réseau Ecologique Rhône Alpes ; RETBV = Réseau Ecologique du Pays de Bièvre-Valloire

A titre de comparaison (Tab. 1), l'étude du réseau écologique Rhône-Alpes (RERA, 2009) utilise une version enrichie de l'éventail des continuums utilisés dans l'étude du réseau écologique départemental de l'Isère (ECONAT 2001), alors que l'étude du réseau écologique du Pays Bièvre-Valloire (REPBV) par ECONAT et al. (2009) est encore plus complète mais concerne une région à faible orographie.

Les deux premières études donnent une priorité aux continuums naturels les plus riches, en utilisant au mieux les données numériques disponibles, mais avec la pratique, il a paru préférable dans la troisième étude, de ne pas être sélectif et de traiter l'ensemble des surfaces d'occupation du sol, même si l'information sur les valeurs naturelles n'est pas toujours suffisante. C'est généralement le cas notamment pour les milieux anthropiques, les espaces agricoles intensifs, les zones rocheuses, ou encore, pour les zones de glaciers et de névés permanents.

Ainsi, le point essentiel de la démarche est de traiter simultanément l'ensemble des grands ensembles synthétiques et fonctionnels présents dans un paysage de manière à couvrir la totalité des surfaces disponibles au sol : dans le bilan global, les zones à faible biodiversité ont aussi leurs particularités. En effet, elles influencent significativement les continuums les plus productifs en ayant souvent un rôle de puits démographique.

Chaque continuum constitue un réseau d'habitats partiellement indépendant, à l'intérieur duquel les espèces végétales et animales s'organisent pour former des biocénoses et finalement des mosaïques d'habitats, plus ou moins complexes et plus ou moins favorables aux différentes espèces. Chaque continuum n'a, par exemple, pas la même capacité d'accueil ni les mêmes qualités qu'un autre continuum de même type. Les guildes d'espèces et surtout le développement des populations sont donc différentes.

L'ensemble des continuums et des corridors de connexion constitue l'infrastructure naturelle visible à partir de laquelle s'organise tout le fonctionnement biologique dans un paysage. Cette organisation paysagère particulière dépend principalement de contraintes géologiques, climatiques, hydrologiques et anthropiques. Les réseaux écologiques sont par conséquent l'expression du potentiel biotique soumis à ces différentes contraintes.

L'objectif de cette approche cartographique est de représenter synthétiquement cette infrastructure naturelle puis d'y incorporer toutes les informations disponibles sur les biocénoses présentes.

Afin de matérialiser les zones d'extension des continuums nous effectuons un regroupement des différentes classes d'occupation du sol de manière à situer spatialement les ensembles de biotopes offrants des conditions écologiques aussi proches que possibles.

L'approche est identique quelle que soit la source de données numériques d'occupation du sol.

Pour l'établissement du Réseau écologique du département de l'Isère nous avons utilisé directement les données de Corine Land Cover (ECONAT 2001). Par la suite nous avons utilisé les données de SPOT Thema plus détaillées pour plusieurs études locales. L'exemple utilisé pour décrire la méthode des « réseaux écologiques hiérarchisés » se rapporte à l'étude récente du Pays de Bièvre-Valloire (ECONAT-Concept et al. 2010) qui couvre 850 km² sur 58 communes.

On notera que les catégories distinguées sur le terrain pour la cartographie et les inventaires (Tab. 2) résultent d'un niveau de précision élevé, nécessaire pour organiser la banque de données naturalistes. Toutefois, toutes les catégories issues du terrain ne sont pas nécessairement reprises au niveau de la cartographie générale à moins de disposer d'une cartographie détaillée sur l'ensemble de la zone d'étude. Ainsi la carte de synthèse des réseaux écologiques régionaux qui englobe le territoire étudié garde inévitablement un niveau de détail plus faible.

## 4.5.2 Utilisation des banques de données d'occupation du sol

Différentes banques de données numériques existent actuellement sur le marché. Nous avons utilisé successivement GEOSTAT, Corine Land Cover et SPOT Thema qui ont chacune leurs avantages et inconvénients :

- **Géostat** (GS) est une base de données d'occupation biophysique des sols disponible pour la Suisse. Elle fournit une grille à l'hectare de données actualisées tous les 5 ans depuis 1980. GS distingue 85 classes d'occupation du sol qui correspondent à celles de CLC. Elle a été utilisée à partir de 1995 pour établir le Réseau Ecologique National suisse (REN-CH).
- Corine Land Cover (CLC) est une base de données européenne d'occupation biophysique des sols. C'est une base vectorielle produite par photo-interprétation humaine d'images satellites (Landsat, SPOT, IRS, ...) d'une précision de 25 m issues de projets IMAGE2000 et IMAGE2006. Elle distingue 44 classes d'occupation du sol. Elle permet de nombreuses applications dans le domaine de l'environnement ou de l'aménagement du territoire. Elle a été utilisée notamment pour l'établissement du Réseau écologique Départemental de l'Isère (ECONAT 2001) et du Réseau Ecologique de la Région Rhône-Alpes (ASCONIT 2009).

Ces deux bases de données conviennent parfaitement pour l'établissement de cartes thématiques aux échelles du 1/100'000<sup>e</sup> mais pas au-delà en raison du manque de précision au niveau des structures fines et linéaires qui jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement écosystémique local.

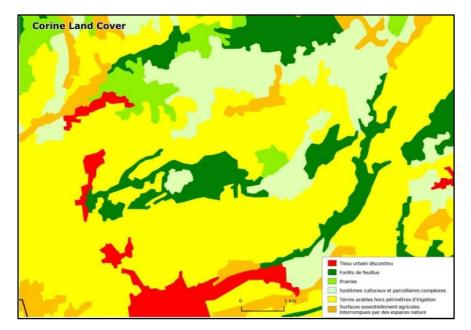
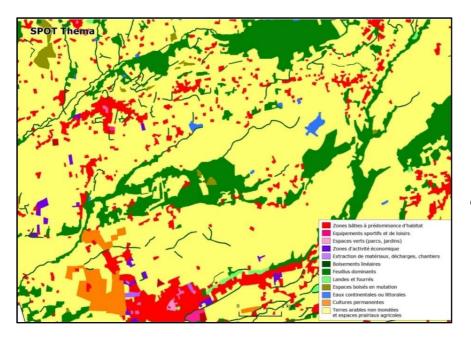


Figure 23.

Extrait d'une carte d'occupation du sol établie avec les données numériques de CORINE Land Cover.

Cette base de données convient pour l'établissement de cartes régionales à l'échelle du 1/100'000e ou de cartes nationales au 1/500'000<sup>e</sup>.

Source: ECONAT-Concept et al. 2010



## Figure 24.

Extrait d'une carte d'occupation du sol de la même zone d'étude établie avec les données numériques de SPOT Thema.

Cette base de données convient pour l'établissement de cartes à l'échelle du 1/25'000<sup>e</sup>.

Source: ECONAT-Concept et al. 2010

SPOT Thema (ST) est une base de donnée d'occupation du sol d'une précision pertinente à l'échelle des problématiques intercommunales (cf. encart 5) : les utilisations sont possibles jusqu'au 1/25000e. C'est une base de données vectorielles réalisée à partir d'interprétation d'images satellites SPOT et enrichie par de nombreux documents exogènes, ce qui permet d'en améliorer la précision à 10m. Cette base de données fournit 29 thèmes d'occupation du sol. Elle a été choisie pour établir, par exemple, le réseau écologique du Pays de Bièvre-Valloire qui va nous servir d'exemple dans une démarche au niveau d'un territoire.

Un extrait de deux cartes d'une même zone d'étude, l'une établie à l'aide de CLC (Fig. 23) et l'autre à partir de ST (Fig. 24), permet de comparer la précision des deux bases de données.

## **Encart 6**

## Qu'est-ce-que SPOT Thema?

C'est une base de données numérique d'occupation du sol obtenue par l'analyse de l'imagerie satellitaire produite par SPOT Thema. Elle est basée sur deux techniques : l'Extraction semi-automatique de l'information (analyse d'image) et la Photo-Interprétation Assistée par Ordinateur (PIAO). En plus de l'utilisation de données SPOT, la PIAO fait appel à de nombreux documents exogènes pour permettre d'améliorer l'interprétation de l'information sur l'image : photographies aériennes, cartes topographiques,

La photo-interprétation se base sur des règles de choix de surface minimale à représenter, appelée **UMET** (Unité Minimale d'Extraction Thématique), qui permet de satisfaire une grande majorité d'utilisateurs. Ainsi L'UMET est la surface, exprimée en m², en dessous de laquelle un objet thématique appartenant à une classe particulière (espace boisé, activité,...) n'est pas pris en compte en tant que tel. Il est alors, selon les cas, affecté à la classe voisine (géographiquement) la plus importante en surface ou celle dont il est le plus proche en termes de thématique.

Les données de base : la production de SPOT Thema nécessite des images de type P+X (P pour une scène Panchromatique et X pour une scène multispectrale) sans nuage, acquises entre mai et septembre (période végétative) et orthorectifiées sur les mêmes points d'appui que la BD ALTI de l'IGN.

Le produit SPOT Scène P+X (une scène panchromatique noir et blanc **P** + scène multispectrale **X**i à quatre bandes ou **X**s à trois bandes) est élaboré à partir de deux images acquises simultanément sur une même zone géographique, par un même instrument de SPOT. L'image résultat obtenue par combinaison des images Xi ou XS et de l'image P a une résolution de 10 m.

Coût: les données numériques doivent être achetées auprès de SPOT IMAGE à Toulouse.

Le prix moyen 2009 est d'environ 20 € le km²

**Limites d'utilisation :** les bases de données numériques ne sont pas transmissibles à d'autres utilisateurs que l'acheteur direct. Voir avec le fournisseur le détail des conditions d'utilisation.

Certaines catégories d'occupation du sol telles que les prairies ne sont pas distinguées des cultures sur terres arables.

Type de continuums	CORINE LC	SPOT Thema	Désignation selon ST	Code terrain	Désignation selon cartographie de terrain
Continuum forestier : Forêts et espaces semi-ouverts	311 - - 312 - 324 - - - - 322 - - - - -	61 - - 62 63 64 65 - - - - - - - - - - - - - - - - - -	Feuillus dominants  Conifères dominants Peuplements indéterminés Espaces boisés en mutation Boisements, structures linéaires  Landes, fourrés, friches  Cultures permanentes, vergers  Cultures permanentes, vergers	611 612 613 614 620 630 640 651 652 653 654 655 711 712 713 714 521 522 522 523 524 525	Hêtraies, chênaies     Forêts de pente, coteaux boisés     Aulnaies, frênaies     Taillis de robiniers     Conifères dominants     Peuplements indéterminés     Espaces boisés en mutation     Ripisylves     Haies basses     Haies mixtes     Haies arborées     Pierriers, murgiers     Ronciers     Fourrés buissons thermophiles     Fourrés de buissons humides     Friches agricoles et jachères     Peupleraies     Noyeraies     Cultures d'arbustes divers     Vergers hautes tiges     Vergers basses tiges
Continuum aquatique et humide : Milieux aquatiques et paludéens	411 - 412 511 - - 512	78 - - 81 - - 82 -	Marais et tourbières     Cours et voies d'eau     Eaux continentales et littorales     Tours et voies d'eau     Cours et voies d'eau     Cours et voies d'eau     Cours et voies d'eau     Cours et voies d'eau	781 782 783 811 812 813 821 822	Prairies humides fauchées Roselières Tourbières Rivières largeur > 5 m Ruisseaux, canaux permanents Ruisseaux, fossés temporaires Etangs forestiers Etangs agricoles
Continuum agricole: Espaces agricoles et prairiaux, de types extensifs ou intensifs	21 - - 22 - 23 -	51 - - - - - 53	Terres arables et prairies  Prairies de fauches et pâtures -	511 512 513 514 515 516 531 532	Polycultures avec haies Polycultures sans haies Grandes cultures Maïs, tabac, pommes de terre Vignes Cultures petits fruits Prairies sèches Prairies grasses et mésophiles
Espaces anthropiques ou « obstacles »	111 112 121 - 122 - 124 - 131 132 - -	11 12 21 22 - - 31 - 41 42 90	Urbain continu Urbain discontinu Zones d'industries et commerces Infrastructures de transport Infrastructures aéroportuaires Extraction de matériaux Décharges Espaces verts Equipements sportifs Espaces libres urbains	110 120 211 212 221 222 223 224 312 313 410 420 900	Urbain continu Urbain discontinu Hangars, centre d'achats Cultures sous serres Routes, autoroutes Voies ferrées Infrastructures aéroportuaires Chemins agricoles ou forestiers Gravières, sablières Décharges Espaces verts Equipements sportifs Espaces libres urbains

**Tableau 2**. Agrégation des catégories d'occupation du sol pour définir les zones d'extension servant de base aux différents continuums.

Berthoud G.

## **Encart 7**

# Que faire pour obtenir des données numériques complètes d'occupation du sol ou suffisamment cohérentes pour la mise en forme des cartes de réseaux écologiques ?

Les données SPOT Thema bien que détaillées ne sont malheureusement pas suffisantes pour distinguer l'ensemble des continuums : les prairies ou les zones humides ne sont par exemple pas distinguées des terres arables. Il est toujours possible de recourir à des inventaires de terrain ou à des interprétations approximatives qui pourront être reprises en temps utile lors d'analyses locales.

Quelques régions bénéficient de cartographies détaillées de certains habitats NATURA 2000 dont font partie les prairies sèches et les zones humides. Si ce n'est pas le cas on peut toujours utiliser quelques astuces techniques qui permettent de déceler avec une bonne probabilité les habitats recherchés :

- Les prairies et les surfaces agricoles extensives sont distinguées par CORINE Land Cover. On peut extraire les données recherchées de la base CLC en leur superposant les données de SPOT Thema. Bien que moins précises, ces données sont suffisantes pour la définition des continuums. Par la suite, on profitera de la recherche des zones réservoir, qui se fait obligatoirement sur le terrain, pour corriger les zones d'extension fournies par CLC
- On peut également sélectionner les prairies en cherchant les zones de pentes non boisées, sèches ou humides en fonction de la pente et de l'exposition, à l'aide d'un modèle numérique de terrain.
- L'utilisation de photographies aériennes ou satellitaires réglées sur la détection des spectres infrarouges permet de distinguer facilement les zones sèches et les zones humides.
- L'utilisation systématique des cartes nationales numérisées ou scannées permet toujours de récupérer les polygones ou les lignes de nombreux habitats ou de structures paysagères utiles à l'analyse. Ces données parfois anciennes méritent cependant des vérifications sur le terrain qui sont grandement facilitées par l'utilisation d'images satellitaires ou de photographies aériennes.

En tous les cas, ce sont les constructions humaines et leurs aménagements connexes qui augmentent le plus rapidement et risquent ainsi de contredire la présence réelle d'habitats favorables aux continuums originels. La définition trop généreuse de continuums d'origine naturelle n'est gênante que si les potentialités sont incompatibles avec les conditions topographiques.

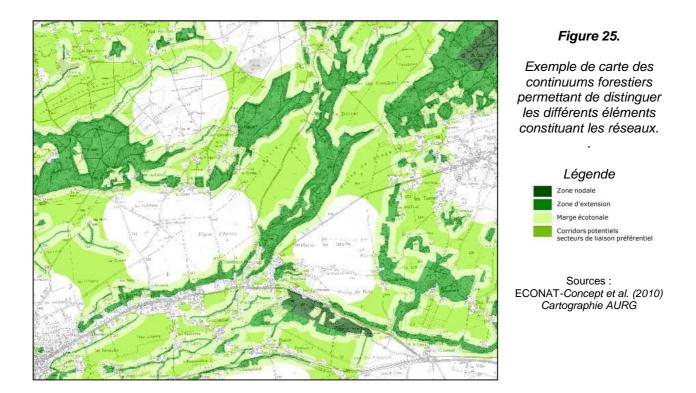
Il ne faut jamais oublier que la définition des continuums et de leurs zonages internes reste un processus itératifs et évolutifs et que seules des études détaillées sur le terrain permettront de définir la réalité de l'état existant.

#### 4.5.3 La zone d'extension d'un continuum.

Dans un réseau écologique, les zones d'extension des différents continuums constituent la base visible de l'infrastructure naturelle du paysage, c'est-à-dire le corpus d'habitats autour duquel vont s'organiser différents phénomènes écologiques qui passent souvent inaperçus pour l'usager. La distinction de divers grands types de continuums permet de faire un premier tri grossier des innombrables habitats qui vont être reliés ensuite par des flux d'échanges plus ou moins importants en fonction des affinités, des antagonismes et de leur accessibilité relative dans la mosaïque paysagère.

#### Identification de la zone d'extension du continuum forestier

Afin d'obtenir un minimum de polygones regroupant tous les milieux boisés, un assemblage des polygones des diverses classes désignant des types de végétations forestières identifiées sur la zone d'étude est effectué (Fig. 25). Seule la source de données SPOT Thema est ici utilisée.



## Identification de la zone d'extension des continuums aquatiques et palustres

Le regroupement des milieux aquatiques comprenant les cours d'eau et plans d'eau avec les milieux palustres comprenant les prairies inondées et les roselières est généralement justifié par la dépendance écologique très forte du réseau hydrographique, organisé en bassins versants, ainsi que par des guildes d'espèces largement communes avec les zones humides. Toutefois dans une analyse plus locale s'intéressant à des groupes d'espèces spécialisées, il sera souvent utile de traiter les deux sous-ensembles séparément.

Le cas de ce continuum est particulier car ST comme CLC ne sont pas suffisamment précis pour distinguer l'ensemble des cours d'eau (Fig. 26). En effet tous les éléments cartographiques linéaires ne sont pas pris en compte (surface insignifiante ou nulle). Aussi faut-il pallier cette insuffisance en utilisant des données vectorielles du réseau hydrographique, dans notre cas en Isère nous utilisons la BD Carthage de l'IGN.

Un regroupement des unités sélectionnées par ST, est effectué afin d'obtenir un minimum de polygones des classes concernant les zones humides, les plans d'eau et les cours d'eau (Tab. 3).

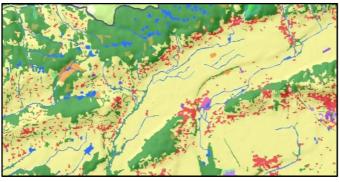
Le réseau vectoriel des cours d'eau fourni par la BD Carthage distingue des cours d'eau permanents et intermittents, ainsi que des drains et des chantournes dans les espaces agricoles. Tous ces éléments sont conservés avec leurs attributs qualitatifs. Il s'agit alors de transformer les polylignes en polygones, à l'aide de zones tampons variables, en fonction des 3 catégories de largeurs définies dans la table de données (encart 8). Cette nouvelle couche est ajoutée à celle issue de ST pour former la zone d'extension des milieux aquatiques et humides (Fig. 27).

#### **Encart 8**

## Définition de la zone d'extension des continuums aquatiques à partir des vecteurs du réseau hydrographique.

En référence à la méthode IVB (Infrastructures Vertes et Bleues) développée par la DIREN Rhône-Alpes, il a été retenu une valeur moyenne majorée à l'unité supérieure et associée aux tampons suivants autour des polylignes :

Largeur du cours d'eau selon BD Carthage :	Largeur de tampon retenue :
0 à 15 m ou par défaut en absence d'information	⇒ Tampon de 4m de part et d'autre, soit une largeur arbitraire de 8 m.
De 15 à 50 m	⇒ Tampon de 16 m de part et d'autre, soit une largeur arbitraire de 32 m.
Supérieur à 50 m	⇒ Tampon de 25 m de part et d'autre, soit une largeur arbitraire de 50 m.



## Figure 26.

Exemple de carte brute des zones d'extension du continuum aquatique et palustre avant assemblage des données SPOT Thema avec la BD Carthage.

#### Figure 27.

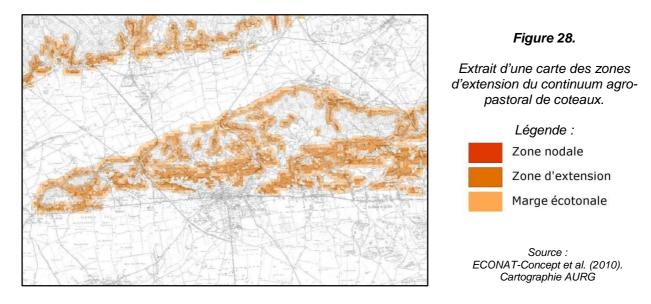
Exemple de cartes des zones d'extension du continuum aquatique et palustre après assemblage des données SPOT Thema avec la BD Carthage.

Source: ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

## Identification de la zone d'extension des continuums agro-pastoraux de coteaux

L'absence de relevés de terrain préalables à l'analyse ne permet pas de distinguer a priori les zones agricoles extensives, riches en prairies ou pâturages et structurées par des haies. Un simple contrôle visuel sur une photo aérienne permet d'identifier ce type de paysage intéressant notamment pour sa biodiversité. Ce travail implique cependant un long travail de digitalisation manuel des polygones identifiés visuellement par un maillage parcellaire particulier, mais qui laisse encore place à des incertitudes sur les types de milieux (cultures, prairies maigres ou engraissées, pâtures ou friches) déterminant sur leur valeur biologique. Dans un premier temps, il est possible de se passer de cette cartographie de terrain en travaillant par échantillonnages ponctuels, par des transects ou encore par des moyens indirects de détection des zones potentiellement favorables à ce type d'exploitation du sol. Ainsi, à l'échelle d'une région ou d'un département il est possible d'obtenir une bonne probabilité en utilisant les données d'exposition, de pente et d'altitude fournies par les modèles numériques de terrain des cartes nationales ou par des logiciels en libre accès sur le net tel que : SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission), créé par une mission de la NASA en 2001-2002 qui possède un pas de 90 m.

Sur les territoires isérois, tel que le pays Bièvre-Valloire, les espaces agro-pastoraux de coteaux ont été définis comme occupant tous les espaces non boisés ou rocheux dont la pente est supérieure à 15 % dans la tranche altitudinale comprise entre 500 et 1000 m. Cette valeur reflète une valeur moyenne de pente au dessus de laquelle les espaces agricoles sont moins facilement mécanisables. De ce fait les pratiques agricoles ont tendance à privilégier une gestion agro-pastorale de l'espace plus extensive et donc plus à même d'abriter un cortège d'espèces riche et différent de celui des espaces agricoles de plaine, plus intensifs. Ce choix est une simplification de la complexité de la réalité de terrain, mais il correspond à une approche qui reflète dans sa généralité les pratiques que nous avons pu observer sur le territoire.



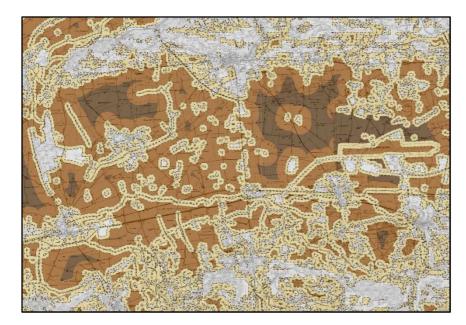
Ce type de continuum regroupe les classes SPOT Thema concernant les terres arables non inondées et les prairies (Tab. 2). Ces données sont ensuite sélectionnées sur les espaces de pentes supérieures ou égales à 15 % (Fig.28).

La distinction entre les zones thermophiles et les zones ombrophiles sera souvent utile pour distinguer des ensembles d'habitats abritant des biocénoses partiellement différentes. Cette distinction est possible en sélectionnant les expositions de pentes dans un modèle numérique de terrain (MNT) appliqué en format grille.

## Identification de la zone d'extension du continuum agricole de plaine

Ce type de continuum (Fig. 29) est le pendant du précédent et prend en considération les mêmes classes ST, mais pour les secteurs de pente inférieure à 15 %. Dans ce cas par contre l'orientation des pentes ne joue pas de rôle.

Les biocénoses sont caractéristiques des zones ouvertes avec une tendance steppique attestée par la présence de plusieurs espèces de prairies caillouteuses, ouvertes et ventées. Les surfaces agricoles sont toutefois totalement artificielles. C'est donc plus la structure de la végétation qui se rapproche des steppes.



#### Figure 29.

Exemple d'une carte des zones d'extension du continuum agricole de plaine.

Les surfaces sont fortement fragmentées par les zones écotonales et par l'empreinte anthropique



Source : ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

## 4.5.4 Intégration des éléments fonctionnels propres à chaque continuum

La désignation des zones d'extension de chaque continuum fournit la base structurelle spatiale des réseaux écologiques mais ne permet pas encore d'aborder leur dimension opérationnelle. Il faut en effet encore identifier les zones nodales, les marges complémentaires et les corridors de connexion, indispensables au fonctionnement des réseaux spécialisés.

## Détermination des marges écotonales

L'enveloppe externe des continuums est généralement délicate à définir car elle dépend largement de facteurs qualitatifs des marges écotonales et de divers facteurs externes de perturbation qui vont permettre ou empêcher le déroulement des processus fonctionnels d'interactions entre les différents habitats. Il n'y a pas de limites physiques indiscutables mais une appréciation de l'ampleur des processus d'échanges s'appuyant sur des observations d'activités biologiques particulières de quelques espèces indicatrices.

L'ensemble des marges écotonales constitue de fait **un vaste réseau naturel anastomosé d'interconnexions entre les habitats**, indispensable au fonctionnement normal des systèmes paysagers.

Par convention, nous avons retenu une largeur standard de 50 ou 100 m qui correspond statistiquement à la zone de fréquentation de 90% des individus observés en déplacement hors de leurs habitats habituels en période de végétation (cf. chap. 2.1.5). A cette largeur standard on soustrait automatiquement sur SIG, les surfaces auxquelles sont rattachés des obstacles ou des incidences connues liées à des perturbations. Cet espace optimal théorique est utilisé dans les analyses sur SIG en format grille (raster) hectométrique. Il correspond également à un espace idéal de gestion des lisières forestières et des tampons de zones sensibles (marais, prairies maigres, étangs, etc.). Il s'agit en effet d'une largeur de référence sur laquelle il est possible d'analyser :

- les incidences des perturbations diffuses éventuelles sur les déplacements de la faune,
- les incidences des perturbations orientées créées par un trafic de véhicules à partir des chaussées de routes,
- Sur cette largeur de référence, il est également possible d'établir un programme de gestion approprié pour contrôler les atteintes aux espaces à valeur patrimoniale élevée,

Dans la réalité cette largeur idéale de marges écotonales est modulée en fonction des atteintes ou des contraintes spatiales imposées (bords de cours d'eau, clôtures, obstacles divers). D'un fonctionnement spontané naturel on obtient un fonctionnement contrôlé sous forme de corridors plus ou moins étroits, dont la qualité d'aménagement et de gestion devient de plus en plus nécessaire pour garantir un fonctionnement normal.

Cette analyse fine des marges écotonales doit être conduite dans une phase ultérieure, au même titre que l'étude des habitats naturels, par des cartographies et des inventaires biologiques, lors de chaque étude

locale de projet de développement. Au stade d'une étude générale de définition des réseaux écologiques potentiels on se contentera de largeurs standards (cf.encart 8).

Graphiquement les marges écotonales se définissent en trois étapes :

- 1. Tout d'abord il s'agit de réaliser sous SIG un **tampon** (ou buffer) **autour de la zone d'extension** de chaque continuum considéré.
- 2. Il s'agit ensuite de découper à l'aide du SIG les couches ainsi obtenues (zones d'extension avec leurs tampons respectifs) par les couches initiales des zones d'extension afin d'obtenir la marge écotonale proprement dite en format vecteur / polygone.
- 3. Enfin il est soustrait de la marge écotonale toutes les zones considérées comme obstacles au déplacement de la faune (zones urbanisées, infrastructures routières...)

## **Encart 9**

## Marges écotonales standards utilisées pour la définition d'un réseau écologique potentiel

Les largeurs données correspondent à une approximation statistique des déplacements fauniques observés en période de végétation (Berthoud et al. 1989)

Type de continuum	largeur retenue du tampon
Continuum forestier	100 m
continuum des milieux aquatiques et humides	50 m <sup>(1)</sup>
Continuum des espaces agro-pastoraux de coteaux	100 m <sup>(2)</sup>
continuum des espaces agricoles de plaine	100 m <sup>(2)</sup>

Remarque 1. Le buffer des milieux aquatiques vient s'ajouter aux tampons utilisés à partir des polylignes de la BD Carthage.

Remarque 2. Le buffer des zones agricoles est obtenu en négatif à partir des lisières des espaces boisés.

## Cas spécifique du continuum agricole

Les espaces agricoles présentent la particularité d'être des continuums de substitution qui hébergent en particulier de nombreuses espèces de milieux steppiques. Il faut considérer ces espaces transformés comme étant des continuums steppiques dégradés, enfermés dans des espaces boisés (ou structurés). Ils comprennent une marge écotonale centrifuge de 100 m située à l'intérieur de l'espace agricole et des zones nodales potentielles correspondant à un tampon de 300 à 500 m. On obtient donc une zone d'extension particulière non matérialisée mais qui correspond à une réalité fonctionnelle (tampon de sécurité pour les espèces steppiques) (Fig. 29).

## Cas spécifique du continuum anthropique

La couche des zones d'extension anthropiques est traitée cartographiquement comme un continuum à part entière par le simple fait qu'elle occupe des surfaces importantes du territoire. En effet, ce continuum génère de nombreuses interactions, le plus souvent sous forme de perturbations et d'incidences de fragmentation sur les autres continuums. De plus, il ne faut pas oublier que, dans un paysage naturel, les activités anthropogènes diffuses génèrent souvent des possibilités de développement avantageuses pour certaines biocénoses liées aux écotones. C'est notamment le cas pour l'entretien d'espaces ouverts, l'aménagement de points d'eau, la régénération de végétation climacique, la construction d'ouvrages de franchissement d'obstacles, etc. Encore faut-il fixer les limites aux activités et surtout des objectifs d'aménagement ciblés sur le maintien des fonctionnalités naturelles du paysage !

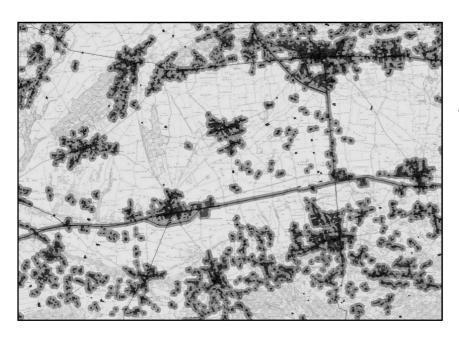
Pour l'élaboration de la cartographie des réseaux écologiques, il a été admis que les différents éléments anthropiques du territoire génèrent surtout des nuisances limitant les potentialités d'occupation de l'espace pour la faune. Des zones tampons correspondants à des perturbations écologiques engendrées ont été définies autour de ces différents éléments anthropiques.

La zone d'extension anthropique est définie par l'assemblage des classes SPOT Thema en un minimum de polygones comprenant toutes les surfaces construites, transformées ou fortement soumises aux activités humaines en dehors de l'agriculture (Tab.2). A ces surfaces sont ajoutées toutes les infrastructures linéaires de transport fournies par la BD topo de l'IGN.

Le continuum anthropique va être défini en ajoutant un tampon de nuisances physiques et chimiques d'une largeur minimum de 100 m. Afin de prendre en considération l'obstacle que représente le réseau des voies de transport, il a été ajouté la couche d'information linéaire liée à l'arrêté préfectoral de 1999 pour le classement des routes considérées comme source de nuisances sonores ainsi que la couche « voirie » issue de la BD topo de l'IGN. Le classement réglementaire des voies prend en compte uniquement les voies routières de plus de 5000 véhicules/jour et les lignes ferroviaires interurbaines de plus de 50 trains/jour (Tab. 3). Cette zone d'extension anthropique est considérée dans notre démarche comme un « obstacle infranchissable» aux déplacements des espèces affiliées aux autres continuums. La zone tampon des nuisances qui lui est associée est minimale mais pratique pour la modélisation des incidences sur les autres continuums à vocation plus naturelle (Fig.30)

Catégorie de la voirie	Valeurs sonores en dB(A) Jour /nuit (traf. indicatif)	Largeur des secteurs affectés par le bruit
1	83 / 78 (> 50'000 vhc/j)	300 m
2	79 / 74 (25-50'000 vhc/j)	250 m
3	73 / 68 (10-25'000 vhc/j)	100 m
4	68 / 63 (5-10'000 vhc/j)	30 m
5	63 / 58 (< 5000 vhc/j)	10 m

**Tableau 3.** Importance des zones tampons le long des voiries en fonction du niveau sonore d'après l'Arrêté ministériel du 30 mai 1996.



#### Figure 30.

Exemple d'une carte de continuums anthropiques incluant les zones d'extension et les zones tampon.

Les infrastructures de transport ont un tampon variable en fonction de l'intensité du trafic.

Source : ECONAT-Concept et al. (2010). Cartographie AURG

Pistes d'amélioration: Idéalement, il serait souhaitable de moduler la largeur des zones tampon en fonction de l'intensité de la perturbation. En effet, cette modulation pourrait être mise en œuvre autour des zones d'habitats en fonction de leur taille et de leur densité. De même il est possible de distinguer plusieurs niveaux de perturbation écologique autour de la majorité des éléments anthropiques: fortes, moyennes et faibles perturbations écologiques par des analyses locales et détaillées avec des relevés de terrain comprenant notamment un étalonnage des diverses perturbations (pollutions physiques et chimiques, entretiens par fauchage, activités sauvages, dépôts de matériaux, présence d'espèces commensales de

l'homme, etc.). Cette démarche est toutefois réservée à des projets locaux de développement ou de planification impliquant la réalisation d'étude d'impacts.

## > Cas particulier des exploitations de matériaux graveleux et pierreux

La multiplication locale des zones d'extraction de matériaux peut jouer un rôle important dans l'évolution de la biodiversité régionale. A l'instar de tous les milieux anthropiques l'effet biogène créé par la mise à nu brutale de matériaux minéraux, sableux, graveleux ou pierreux, accompagnée le plus souvent de dégagement de nappes phréatiques, provoque l'apparition rapide de biocénoses pionnières, spectaculaires mais aussi fugaces qu'il est souhaitable de bien maîtriser (colonisation de l'espace par les saules, les phragmites ou les ronces). En effet, les effets négatifs sont aussi nombreux que les effets positifs. Les problèmes à gérer concernent avant tout la création de puits démographiques pour des espèces régionalement instables et des habitats relais pour des espèces invasives.

Dans une première analyse, il est préférable de placer les surfaces d'exploitation de ressources minérales avec les zones anthropiques. Par la suite, dans le cadre d'une étude locale et en s'appuyant sur des cartographies détaillées, on examinera la possibilité d'intégrer, au cas par cas, en fonction de leur stade d'évolution ou d'exploitation, les différentes surfaces, aux développements éventuels de continuums ou de corridors biologiques existants.

En effet, pendant l'exploitation, en fin d'exploitation ou en réaménagement partiel, les biocénoses pionnières des gravières sont plus ou moins développées et il peut être intéressant d'utiliser ces surfaces pour renforcer certaines structures de continuums de type aquatique, forestier, prairial ou rupestre, qui manquent de cohérence ou de dynamique évolutive.

## 4.5.5 Désignation des corridors

Dans une vision écosystémique du paysage, par définition un corridor est toujours rattaché à un ou plusieurs continuums, mais désigne uniquement des espaces situés hors des continuums qui sont utilisés occasionnellement ou périodiquement par les espèces représentatives spécialisées pour effectuer des déplacements vitaux de dispersion ou de migration.

Dans la méthodologie cartographique plusieurs approches sont possibles pour désigner les corridors :

- 1. Par des **enquêtes et discussions avec des experts** on désigne consensuellement des polygones paysagers ayant fonction de corridors. Ces polygones sont enregistrés manuellement.
- 2. Par des simulations de dispersion spécifique à l'aide d'une matrice de résistance appliquée à la grille hectométrique d'occupation du sol on identifie les connexions les plus favorables entre les continuums semblables. Cette méthode a été appliquée en Suisse et en Isère séparément, au niveau de chaque continuum, pour définir une carte du réseau écologique potentiel avant de faire des vérifications systématiques sur le terrain.
- 3. Les cartes des continuums sont utilisées directement, sans simulation de dispersion, mais avec des applications de **buffers successifs créant des zones de capture** plus ou moins favorables en fonction des groupes d'espèces visés (Fig.31).

Les trois méthodes sont parfaitement complémentaires et utilisables. Dans le but d'optimiser et de simplifier la méthode, la troisième solution a été préférée en respectant toutefois un protocole précis.

La réalisation de deux tests est appliquée successivement à chaque continuum :

- un premier test par dilatation/érosion est réalisé en utilisant des buffers progressifs de 200 à 500m (Encart 10).
- un second test par dispersion appliqué à la matrice d'occupation du sol en format grille, va mettre en évidence un ensemble de sites potentiels qui peuvent correspondre, en termes de fonctionnement, à des corridors biologiques. Il est alors indispensable de valider ce rôle par des vérifications de terrain.

Certains des espaces mis en valeur peuvent en effet constituer de simples artefacts liés aux manipulations SIG. Par ailleurs il sera nécessaire de préciser quels sont les groupes d'espèces qui utilisent ces espaces. On procèdera ensuite à des vérifications, par enquêtes auprès des naturalistes et des utilisateurs des terrains, avant de les désigner comme des corridors potentiels.



## Figure 31.

Exemple de cartes de continuums forestiers avec leurs corridors potentiels désignés par la méthode de dilatation-érosion.

Pour la procédure cf. encart 10.

Source : ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

Enfin, certains espaces pouvant jouer le rôle de corridors biologiques potentiels, en étant actuellement non fonctionnels en raison d'obstacles, peuvent ne pas être identifiés par les tests. Dans ce cas, on s'appuie sur des observations directes ou des constats d'accidents sur les routes et on pratique les mêmes tests, mais sur des zones débarrassées numériquement de leurs obstacles pour faire apparaître ce corridor résiduel (il s'agit en effet souvent d'anciens cheminements encore utilisés par la faune).

La pratique montre que ces corridors potentiels identifiés par modélisation sont toujours effectivement bien utilisés par la faune à forte mobilité et qu'il est possible de trouver les sentes sur le terrain. C'est le résultat de l'effet combiné du « cheminement de moindre effort et de moindre risque » qui définit que le chemin le plus court est toujours le plus fréquenté. Les autres animaux à mobilité plus réduite privilégient la sécurité en ne s'éloignant que rarement des lisières et autres zones refuge. Cette dernière catégorie utilise donc les marges écotonales comme corridors de dispersion.

Cet ensemble de considérations montre bien à quel point la validation des secteurs de corridors ne peut se faire sans en passer par une phase itérative de validation sur le terrain et/ou par des experts naturalistes maîtrisant le territoire d'étude alternant avec le travail informatique qui permet d'affiner la modélisation.

Afin de se rendre compte visuellement des potentialités réelles des espaces de connexion isolés par les traitements de dilatation/érosion, il est intéressant de compléter la carte avec les données d'occupation du sol de manière à visualiser la présence éventuelle d'obstacles au déplacement de la faune. Une carte des conflits potentiels peut éventuellement être établie en superposant la carte de synthèse des continuums et de leurs corridors avec l'ensemble des occupations du sol créant des obstacles aux déplacements de la faune (constructions, routes, clôtures, canaux, zones éclairées, reliefs importants, etc.).

## **Encart 10**

## Test de dilatation/érosion

Ce test vise à délimiter des faisceaux de passages potentiels de la faune entre les zones d'extension d'un continuum. le test se réalise continuum par continuum. Le traitement sous SIG s'effectue en deux phases à partir de la couche de données initiale de la zone d'extension du continuum.

La première phase consiste à « dilater » les polygones des zones d'extension d'une distance supérieure à la marge normale du continuum (comprise entre 100 m et 500 m selon le continuum).

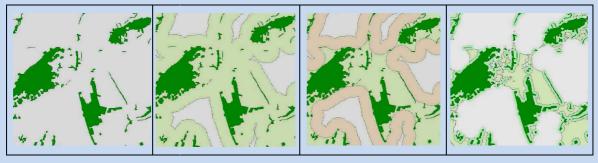
A l'aide du SIG on réalise un tampon dont la distance doit correspondre au potentiel de déplacement hors zone d'extension que les espèces associées au continuum peuvent effectuer sans contraintes particulières. Cette dilatation permet de regrouper par contact des zones d'extension initialement séparées. Elle permet de visualiser les connexions potentielles.

	Distance maximale retenue	
Type de continuum	pour la dilatation	
Continuum forestiers	500 m	
continuums aquatiques et humides	100 m	
Continuums agro-pastoraux de coteaux	100 m	
continuums agricoles de plaine	100 m	

Dans les cas les plus courants, on reste dans la marge normale des continuums qui ne dépasse pas 100 m. Cependant en fonction de la présence d'espèces particulières à mobilité plus importante, on peut augmenter cette largeur au cas par cas. Dans une situation normale, cette dilatation concerne finalement essentiellement le continuum forestier dont les espèces animales les plus mobiles (ongulés, mustélidés, canidés, chiroptères) franchissent volontiers plusieurs centaines de mètres à découvert. Dans les autres continuums, cette dilatation supplémentaire ne se justifie pas car les corridors utilisés par les espèces spécialisées sont toujours liés à des marges écotonales.

La seconde phase dite de « régression » consiste à opérer l'opération inverse à partir des limites fusionnées de la zone de dilatation : la régression s'effectue avec une même valeur que la dilatation mais avec un tampon « négatif ».

Cette double opération met ainsi en évidence, comme illustré avec l'exemple du continuum forestier (Fig. 32), des secteurs ou faisceaux susceptibles d'être utilisés par la faune comme corridor. Les faisceaux sont sauvegardés sous forme de polygones « corridors » en mode vecteur associé à chaque continuum. Graphiquement et par définition, le corridor correspond uniquement au polygone externe aux deux polygones de continuums réunis par l'opération dilatation/érosion.



**Figure 32.** Illustration de la double opération dilatation-érosion par SIG permettant de désigner les corridors potentiels minimaux.

## 4.5.6 La sélection des zones nodales dans un territoire

L'approche développée ici privilégie une approche centrée sur la valeur patrimoniale des espaces naturels et constitue une étape importante de la démarche. En effet les espaces remarquables qui seront identifiés serviront d'une part à définir les zones nodales de chaque continuum, d'autre part à évaluer la qualité des milieux naturels (cf. chap. 5.5.7).

Les zones nodales devraient en théorie, en tant que zones source de dispersion, être déterminées essentiellement pour leur intérêt fonctionnel et non pas pour leur intérêt patrimonial. En effet ces deux notions ne se recoupent pas entièrement : des sites très riches d'un point de vue fonctionnel peuvent être constitués majoritairement par des espèces végétales et animales « banales » ; à l'inverse des sites présentant des espèces rares et/ou protégées peuvent ne pas être les plus intéressants d'un point de vue fonctionnel. Heureusement ces cas sont assez rares et la plupart du temps intérêts patrimonial et fonctionnel sont liés.

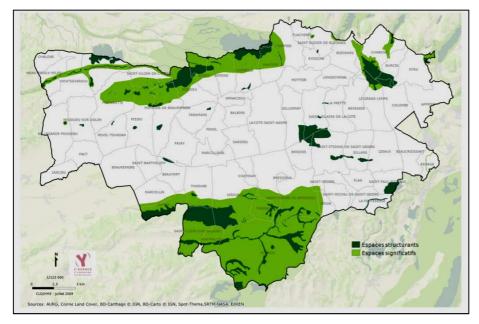
Sites structurants	Sites significatifs
<ul> <li>Arrêté de Protection de Biotopes (APPB)</li> <li>Zone naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1</li> <li>Cours d'eau :         Classement par décret L232-6         Classement par arrêté L232-6         Classement loi 1919</li> <li>ENS (Espace Naturel Sensible)         Départementaux, zone d'intervention         Locaux, zone d'intervention</li> <li>Sites Natura 2000 (Directive Habitats)</li> <li>Réserve naturelle nationale</li> </ul>	<ul> <li>Zone naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 2</li> <li>Cours d'eau :         Classement L232-6 (propositions)</li> <li>Espace Naturel Sensible (ENS)         Sites départementaux, zone d'observation         Sites locaux, zone d'observation</li> <li>Sites Natura 2000 (Directive Oiseaux)</li> <li>Zones Importantes pour la Conservation des         Oiseaux (ZICO)</li> </ul>

**Tableau 4.** Choix de classement des zones nodales potentielles.

La méthode appliquée passe, dans un premier temps, par l'approximation d'une concomitance de l'intérêt fonctionnel et patrimonial. La détermination des zones nodales s'appuie alors sur la présence de sites connus et/ou reconnus par un statut de menaces, de protection, de gestion ou encore de reconnaissance par un inventaire patrimonial.

Dans la logique territoriale iséroise, la première catégorie d'espaces, ou « **site structurant** », est souvent de petite taille et désigne les milieux et les espèces rares/protégées/menacées. La seconde catégorie, ou « **site significatif** », comprend souvent des sites plus vastes que ceux de première catégorie. Leur rôle paysager et écologique est d'assurer la cohérence globale du maillage des sites remarquables (Tab. 4).

Ce premier choix de sites constitue un point de départ pour désigner les zones nodales de la zone d'étude. Les critères de désignation des sites sont toutefois très sélectifs et ne prennent que rarement en compte des milieux relativement courants mais de qualité. Ainsi la majorité des zones forestières et des prairies qui abritent pourtant une biodiversité intéressante représentative de nombreux paysages agricoles ne sont par exemple que rarement pris en considération dans les sites remarquables. Ainsi, dans l'étude du pays Bièvre-Valloire, on constate des lacunes très importantes au niveau des zones potentiellement prioritaires focalisant les habitats et les espèces patrimoniales (Fig. 33). Il y a donc une approche complémentaire à trouver pour obtenir une liste de sites plus représentative des paysages analysés. Des inventaires naturalistes aboutissant à des propositions d'autres sites potentiels s'appuyant sur des critères plus scientifiques et moins administratifs, devront compléter cette liste de base.



#### Figure 33.

Exemple de carte des espaces naturels remarquables officiellement reconnus su le Pays Bièvre-Valloire.

> Cf. tableau 5 : En vert foncé : Sites structurants En vert clair : Sites significatifs

Sources : BD Carthage IGN ; DIREN Cartographie AURG

Il est clair que la couche d'information sur les espaces structurants sert à désigner principalement des « zones naturelles réservoir » qui correspondent *a priori* à des zones nodales dans la logique des réseaux écologiques. Inversement, la catégorie des sites significatifs distingue plutôt des espaces reconnus pour leur qualité paysagère, en jouant notamment le rôle de zones tampons entourant les sites d'intérêt patrimonial, difficile à considérer comme des zones nodales.

Afin de pallier ces lacunes de connaissances sur les zones nodales réelles, il est possible d'utiliser un des critères qualitatifs des continuums « les îlots de tranquillité » hors d'atteinte des principales perturbations anthropiques. En effet, il est logique de supposer que ce type de zones héberge avec une bonne probabilité des zones nodales potentielles. Les deux approches sont complémentaires et vont être utilisées en fonction des besoins de l'analyse.

Notons toutefois que rien n'empêche dans une démarche ultérieure de désigner des zones paysagères à fortes potentialités écologiques, comme sites consensuels de zones nodales par avis de spécialistes ou par un faisceau d'indicateurs reconnus.

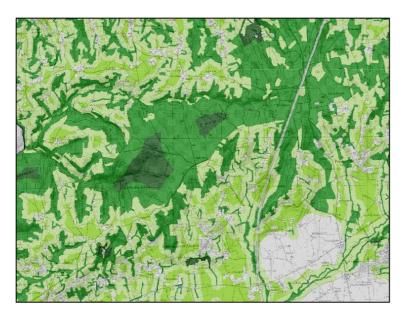
Au niveau d'une analyse régionale ou territoriale, les zones nodales de chaque continuum sont définies de la manière suivante :

- la couche SIG des sites structurants disponible est découpée en parts correspondant à chaque zone d'extension de continuum. Les éléments résultants de ce découpage sont alors identifiés en tant que zones nodales du continuum. Cette opération est à répéter pour chaque continuum.
- Si nécessaire, en l'absence de données suffisantes sur les zones nodales, on utilisera une sélection basée sur les zones de tranquillité désignées, selon les cas, par des tampons négatifs de 300 à 500 m.

#### Cas du continuum forestier

Ce type de continuum souffre visiblement d'un manque de zones à valeur patrimoniale reconnue (Fig. 34). Dans ce cas, on combine les deux approches :

- Les sites structurants boisés désignent souvent des peuplements particuliers, secs ou humides, mais plus rarement des boisements naturels exploitables.
- Des zones complémentaires « de tranquillité » désignées par un tampon de 300 m permettent d'ajouter utilement des zones nodales potentielles indispensables pour modéliser les fonctionnalités des massifs forestiers isolés.



#### Figure 34.

Exemple de carte de continuums forestiers. Les zones nodales reconnues par classement sont complétées par des zones nodales potentielles.



Source: ECONAT-Concept et al. (2010). Cartographie AURG

## Cas du continuum aquatiques et palustres

Si les zones humides et les plans d'eau sont largement protégés et classés, les cours d'eau le sont beaucoup plus rarement. Dans ce cas, il est nécessaire de préciser les zones nodales de ce continuum en exploitant les informations fournies par les SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des eaux) sur la qualité des cours d'eau.

Les SAGE disposent en effet sur SIG de données d'inventaires de la qualité hydrobiologique des cours d'eau, via trois indices :

- IBGN (Indice Biologique Global Normalisé): Indice ponctuel qui permet d'évaluer la qualité hydro-biologique d'un site aquatique, par l'intermédiaire de la composition des peuplements d'invertébrés benthiques vivant sur divers habitats dans les cours d'eau. L'IBGN est sensible aux variations de la composition physico-chimique de l'eau et plus particulièrement aux fluctuations de la pollution organique et chimique, mais aussi de la nature des substrats (travaux en rivière ou recalibrage) et des évènements climatiques (orages, crues subites)
- GFI (Groupes Faunistiques Indicateurs): Indice global qui permet de déterminer la qualité des eaux superficielles des cours d'eau et qui intègre les données de l'IBGN.

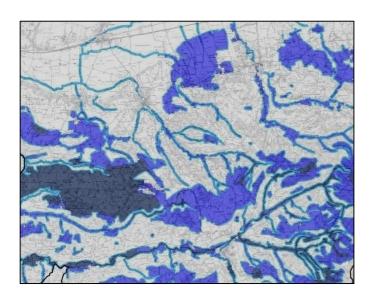
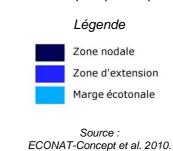


Figure 35.

Exemple de carte des zones nodales de continuums aquatiques et palustres.

Cartographie AURG

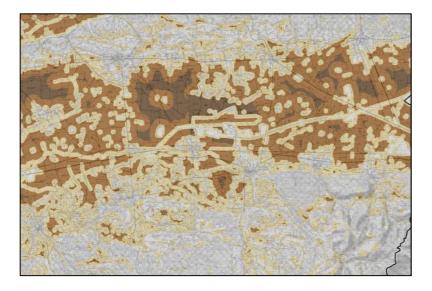


 Classes de qualité physico-chimique: Les tronçons de cours d'eau sont répartis en 5 classes (très bonne; bonne; moyenne; médiocre; mauvaise)

Ces trois indices combinés permettent d'établir un classement des cours d'eau par tronçons en désignant les zones nodales, les zones d'extension et les continuums (Fig. 35).

## Cas particulier des continuums agricoles

Les espaces agricoles sont souvent les « parents pauvres » des démarches d'évaluation patrimoniale, ils sont en effet peu représentés au sein des espaces remarquables reconnus. Il s'agit alors de pallier cette lacune en désignant des **îlots de tranquillité** à l'aide du SIG afin de cerner les zones potentielles d'espaces agricoles.



#### Figure 36.

Exemple de cartes des zones nodales agricoles définies par un tampon négatif de 500 m à partir des zones d'extension forestières et anthropiques.



Source : ECONAT-Concept et al. 2010. Cartographie AURG

Techniquement, ces zones nodales potentielles sont définies comme étant les secteurs situés à plus de 300 m de la zone d'extension forestière, des espaces urbanisés et des infrastructures de transport. Concrètement ces deux tampons de 300 m vont isoler tous les espaces agricoles englobés par ces deux tampons (Fig. 36).

D'après l'étude effectuée sur le Pays de Bièvre-Valloire, les données disponibles sur la répartition des secteurs vitaux pour la reproduction des principales espèces patrimoniales, permettent de penser que cette approximation est très satisfaisante. En effet, dans la zone étudiée, on constate que les espèces telles que le Courlis cendré *Numenius arquata (L.)*, le Vanneau huppé *Vannellus vanellus (L.)*, l'Oedicnème criard *Burhinus oedicnemus (L.)*, le Busard cendré *Circus pygargus (L.)* et le Busard St Martin *Circus aerogineus (L.)*, ont plus de 80 % de leurs effectifs nicheurs en Isère cantonnés sur ces zones (Fig. 37). D'autres études sur la répartition du Lièvre brun *Lepus europaeus (L.)* (Pfister et al. 2002) et la Perdrix grise *Perdrix perdrix (L.)* (Jenny et al. 2002) démontrent le même mécanisme de concentration des populations dans les surfaces agricoles éloignées des routes et autres perturbations.

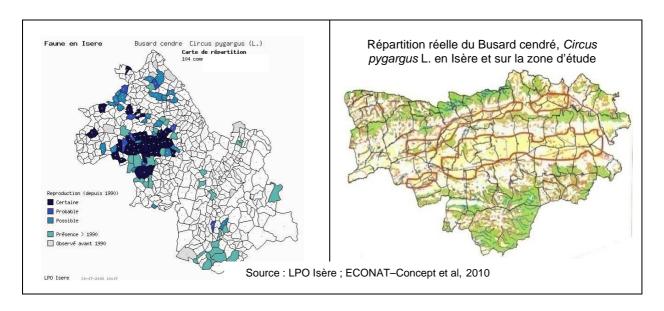


Figure 37. Exemple de données naturalistes permettant de définir les enjeux du patrimoine naturel et l'importance de suivre constamment l'évolution des réseaux écologiques. Cas d'une espèce étroitement liée au continuum agricole de plaine.

### Amélioration dans la sélection des zones nodales

Pour l'ensemble des zones nodales (ou zones réservoir) des divers continuums, la principale **possibilité** d'amélioration est de valoriser les données et les connaissances des experts naturalistes du territoire afin de compléter l'information sur les espaces remarquables. En effet, de nombreux espaces, possédant un intérêt patrimonial justifiant leur protection vis-à-vis de l'urbanisation, ne sont actuellement pas compris dans le maillage des sites officiellement reconnus. Cela peut être par exemple : des coteaux secs, des ensembles bocagers encore bien préservés, des zones humides ou encore des secteurs boisés remarquables.

Cette démarche se déroule en deux étapes :

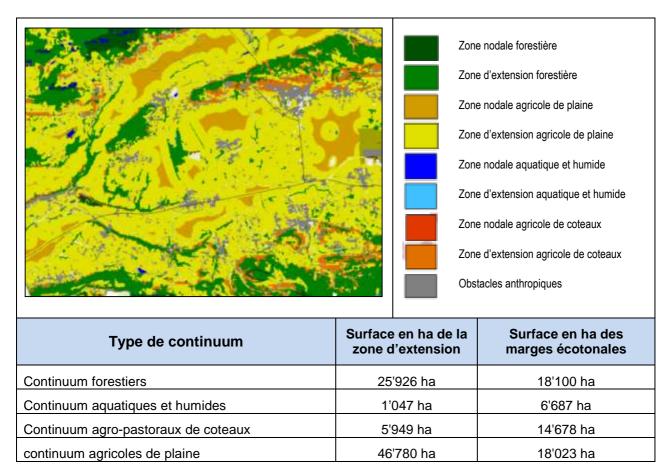
- ⇒ Dans un premier temps, une première cartographie synthétique des espaces remarquables reconnus et des zones nodales potentielles est proposée en distinguant les trois niveaux d'intérêt : sites potentiel, sites structurants et sites significatifs.
- ➡ Dans un second temps, cette première sélection est approfondie en s'appuyant si possible sur les bases de données flore et faune naturalistes :chaque association d'experts consultée peut ainsi compléter le réseau initial d'espaces remarquables par une série de propositions argumentées et localisées géographiquement. Une carte de synthèse est produite pour une validation finale.

Une cartographie des zones réservoir validée et consensuelle est ainsi réalisée. Son intérêt est d'être homogène et précise. Elle doit permettre aux acteurs du territoire (élus et techniciens notamment) de s'approprier leur richesse patrimoniale sans se focaliser sur les contraintes engendrées par les statuts juridiques existants.

A l'issue de ce travail, il apparaîtra certainement des secteurs pour lesquels le niveau d'échantillonnage de données actuelles est insuffisant. Ces derniers devront faire l'objet d'inventaires de terrain complémentaires dans le cadre d'études de projets de développement locaux.

## Carte de synthèse des différents continuums identifiés

La constitution d'une carte synoptique des divers réseaux écologiques identifiés sur un secteur d'étude n'offre que peu de possibilité d'exploitation au-delà d'une information visuelle et statistique sur l'importance des différents continuums et sur la localisation des zones nodales (Fig. 38). Ces données brutes sont difficiles à interpréter sans la phase de hiérarchisation par réseaux spécialisés.

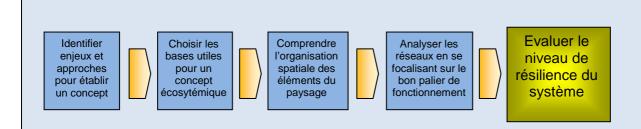


**Figure 38.** Exemple de carte d'ensembles des zones d'extensions des continuums sans leurs marges écotonales. Statistiques de leurs surfaces respectives à l'échelle du territoire étudié.

Source: ECONAT-Concept et al. (2010). Cartographie AURG.

## **CHAPITRE V**

## La hiérarchisation des réseaux écologiques spécialisés



## Fil rouge

Paradoxalement, le besoin d'évaluer les incidences de plans et de projets sur l'environnement a largement précédé le besoin de cartographier les réseaux écosystémiques. En effet, les législations environnementales, au niveau national comme au niveau international ont longtemps privilégié la ségrégation de l'espace et des actions, en protégeant les éléments remarquables de la nature, tout en acceptant systématiquement les projets jugés compatibles avec l'environnement.

Ce n'est que récemment, avec le développement d'une stratégie de conservation de la diversité biologique et paysagère, puis plus récemment encore avec le Grenelle de l'environnement, que la question d'une approche écosystémique plus complète et plus équitable, basée notamment sur la durabilité du développement et des ressources, s'est imposée.

La méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux, est basée sur la pondération de multiples indicateurs environnementaux permettant d'évaluer les facteurs déterminant le niveau du potentiel écologique d'un habitat, d'un secteur ou d'un territoire. Dans le présent guide, elle est couplée avec la modélisation cartographique des réseaux écologiques pour obtenir la hiérarchisation recherchée des enjeux du modèle mis en place.

Elle fournit un outil intéressant pour connaître :

- L'état initial global de chaque entité spatiale sous forme d'une valeur cardinale permettant des comparaisons intéressantes.
- L'évaluation séparée des facteurs qui déterminent le potentiel écologique.
- Une évaluation de références pour les enjeux par rapport à une évolution prévisible d'un ou de plusieurs facteurs environnementaux.

Dans l'approche écosystémique, les écosystèmes, en tant qu'entités déterminantes pour le paysage et la biosphère, constituent le récepteur final incontournable de toutes les modifications environnementales liées à la production ou à l'exploitation de ressources naturelles. La méthode d'évaluation utilisée dans ce guide a été développée spécialement pour analyser des projets d'installations soumises à études d'impacts, tels que des extensions d'activités, des constructions d'infrastructures de transport, des productions de nuisances, mais également pour proposer des mesures d'aménagement, d'intégration ou de compensation compatibles.

Dans le cadre de l'établissement de réseaux écologiques, cet outil permet de définir préventivement les enjeux et les axes appropriés pour définir des programmes de mesures de gestion ou de restauration des réseaux écologiques.

Le principe prioritaire est de maintenir le potentiel écologique du système, c'est-à-dire son efficacité globale, malgré les changements inévitables.

## 5.1 Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux

Dans une approche écosystémique des habitats naturels et transformés présents dans un paysage, il est nécessaire d'apprécier d'autres paramètres que la diversité ou la présence d'espèces patrimoniales pour définir de manière plus interactive les systèmes d'habitats en réseaux qui composent tous paysages. La méthode dite « Evaluation du potentiel écologique des milieux (EPEM) » a été développée dans le cadre d'une recherche interdisciplinaire « Programme national Suisse de recherche sur l'utilisation du sol (PNR 22) » (Berthoud & al. 1989). Cette méthode permet de calculer la valeur écologique des éléments surfaciques constituant les paysages. Conçue initialement pour des cartographies manuelles locales d'ensembles paysagers, elle permet, avec le développement des systèmes d'information géographique (SIG), d'évaluer individuellement chaque habitat ou conjointement des ensembles d'habitats. Dans le cas présent, elle sert de base à la modélisation hiérarchisée des réseaux écologiques.

La méthode EPEM nécessite d'utiliser un ensemble multifactoriel d'indicateurs écologiques, chaque facteur étant caractérisé par un groupe d'indicateurs complémentaires ou redondants. La robustesse de l'évaluation est basée précisément sur la redondance des paramètres mesurables ou évaluables dans un milieu. Le terme de « milieu » est volontairement utilisé comme un terme générique désignant, selon l'échelle de cartographie utilisée, un habitat, un écocomplexe d'habitats, un secteur écologique, un district biologique ou une région biogéographique. Elle permet d'obtenir pour chaque espace étudié une **évaluation du potentiel de développement écologique de chaque entité fonctionnelle** exprimée selon les trois axes factoriels : la QUALITE, la CAPACITE d'accueil des milieux et leur FONCTIONNALITE, dans un système organisé interactif.

Cette évaluation multifactorielle du potentiel écologique des milieux est obtenue en appliquant la formule :

 $VE = Q \times C \times F$ 

dans laquelle:

VE = Valeur écologique ; Q = pondération du facteur « Qualité de l'habitat» ;
 C = pondération du facteur « Capacité d'accueil» ; F = pondération du facteur « Fonctionnalité »

Cette approche multifactorielle par synergie contribue à définir un hypervolume potentiel de développement (niche écologique au sens d'Hutchinson 1957) dans lequel l'annulation d'un des facteurs rend la valeur écologique nulle. L'intérêt de la méthode est de créer une dilatation multicritère de l'efficience écologique au niveau des processus biogéographiques. Elle est applicable à différents niveaux spatiaux en utilisant les même facteurs mais avec des groupes d'indicateurs variables

Les indicateurs utilisés ont été choisis en fonction de leur pertinence dans l'évaluation ciblée sur le potentiel écologique d'un milieu. Ils sont repris d'autres méthodes visant la définition des valeurs naturelles des espaces paysagers, telles que SUKOPP (1978), OLSCHOWY (1978), DE BLUST (1987), LUDER (1980), par exemple.

Ainsi, le facteur QUALITE des milieux utilise les indicateurs suivants :

- la diversité taxonomique,
- la richesse en espèces patrimoniales,
- la rareté du site,
- la naturalité ou degré d'hémérobie
- etc.

### Le facteur CAPACITE d'accueil des milieux regroupe les indicateurs suivants :

- la surface des milieux,
- la compacité ou rapport existant entre la longueur du périmètre et sa surface.
- la diversité des structures verticales,
- la complexité de la mosaïque des habitats,
- etc.

Les indicateurs possibles du facteur **FONCTIONNALITE des milieux** doivent traduire à la fois le rôle écologique intrinsèque du milieu et les interactions existant entre les milieux de la zone d'étude. Les fonctions prioritaires retenues sont :

- la proportion de taxons reproducteurs,

- la portion d'exploitants de ressources alimentaires,
- la connectivité entre habitats semblables
- l'accessibilité aux autres types d'habitats,
- le niveau de fonctionnalité dans le réseau spécialisé,
- etc.

Ces indicateurs de base peuvent être complétés en fonction des besoins. Pour obtenir une évaluation robuste il faudrait si possible chercher à pondérer au moins trois des indicateurs factoriels mentionnés ou en trouver d'autres assurant la redondance recherchée.

Dans le cadre d'une étude supra-locale ou régionale, il est impossible d'analyser séparément chaque habitat. Les indicateurs doivent se rapporter à des sites, des compartiments paysagers ou à des continuums (mosaïque d'habitats). Les informations utilisables sont relativement lacunaires et très générales, en étant situées au niveau de la cartographie générale des continuums ou de la typologie des espaces paysagers lisibles sur l'imagerie satellite ou encore provenant d'inventaires naturalistes localisés (échantillon d'habitats). Il s'agit donc de procéder par recoupement, par simulation et par extrapolation d'informations pour obtenir une vision écosystémique cohérente au niveau global. Elle peut toutefois rester temporairement imprécise au niveau des détails locaux.

Une procédure d'évaluation écosystémique doit toujours être effectuée au sein d'un même continuum. Elle doit permettre des comparaisons entre résultats de territoires ou de régions différentes à condition d'utiliser les mêmes indicateurs, les mêmes échelles de pondération et d'appliquer le même mode de calcul multifactoriel.

On évite d'agréger les données d'évaluation de plusieurs continuums de natures différentes, car les indicateurs de base ne sont pas comparables. Par contre il est possible d'établir une carte de synthèse qui localise les secteurs à enjeux prioritaires, mais sans pouvoir en tirer de conclusions sur les valeurs écosystémiques cumulées, par exemple.

#### 5.1.1 Evaluation du facteur QUALITE

Chaque milieu a ses caractéristiques intrinsèques liées à son état naturel (naturalité) et à sa part de biocénose initiale présente sur la surface disponible. Cette part est influencée positivement par l'existence d'un flux constant de propagules qui enrichit temporairement et aléatoirement cette biocénose initiale. De même des perturbations externes générées par les milieux voisins (milieux anthropiques produisant des nuisances physiques et chimiques : bruits, odeurs, pollutions, lumières) vont influencer négativement la biocénose finale.

Cette description qualitative peut donc être effectuée :

- au niveau du résultat final de la biodiversité présente, en distinguant les espèces sensibles aux perturbations et par conséquent présentent uniquement dans les parties tranquilles de haute qualité écologique, ainsi que les espèces tolérantes plus communes. (biodiversités α et β).
- Au niveau global des réseaux spécialisés, en attribuant un gradient de naturalité potentielle aux différents éléments cartographiés du réseau écologique spécialisé: zone identifiée à très forte biodiversité; zone centrale à forte naturalité; zone d'extension à naturalité moyenne; zone de marges écotonales à faible naturalité et corridors à très faible naturalité.

Le croisement des deux approches, avec des ajustements dans les zonages attribués, donne des résultats pertinents. On remarquera que les milieux transformés, voire totalement anthropiques, peuvent également être traités à l'aide des mêmes critères, les zones anthropiques construites ayant également leur cortège d'espèces commensales et allopatriques.

Parmi les quatre indicateurs de base du facteur QUALITE : diversité faunistique et floristique, rareté du biotope, richesse en espèces rares, état naturel du milieu, seuls 2 indicateurs ont été retenus pour pondérer le facteur QUALITE au niveau de l'analyse territoriale pour laquelle on ne dispose pas d'une cartographie détaillée des habitats autre que des catégories globales d'occupation du sol.

- Le premier indicateur (Q1) appelé « indice d'intérêt patrimonial » reflète sommairement la diversité biologique et l'intérêt patrimonial du milieu rapporté dans ce cas à l'unité d'occupation du sol.
- Le second indicateur (Q2) appelé « indice de naturalité » reflète le caractère « naturel » relatif du milieu rapporté ici au zonage interne du continuum auquel appartient l'unité d'occupation du sol en considérant que plus un milieu appartenait à un « cœur » de continuum plus son degré de naturalité était préservé.

En effet **la naturalité d'un milieu**, par définition son caractère « naturel », représente le niveau de pression exercée par l'Homme sur le milieu. Ainsi, généralement, moins ces pressions sont importantes, plus la naturalité d'un type d'habitat est forte et plus ses potentialités biologiques sont élevées, notamment vis-à-vis des espèces caractéristiques du milieu concerné.

Les deux indices (Q1) et (Q2) sont évalués comme tous les autres indices sur une échelle de 5 classes.

### > L'indice de richesse biologique et d'intérêt patrimonial

L'indice Q1 est évalué sur la base de l'expertise terrain réalisée par les naturalistes et de l'analyse des données d'inventaires issues d'un échantillonnage d'habitats qui vise une bonne représentativité du paysage (Tab. 5). Malheureusement la typologie des milieux naturels fournie par SPOT Thema est relativement limitée. Elle simplifie en tous les cas de manière non négligeable la diversité des milieux obtenue par l'échantillonnage.

Cette approche cartographique synthétique pose des difficultés par les choix de simplification qu'elle impose au niveau de la vision générale des réseaux écologiques dans un secteur paysager. La richesse des inventaires de terrain n'est pas suffisamment reflétée par le résultat final (Tab.6). Dans l'idéal il faudrait d'une part enrichir la base de données d'occupation du sol initiale à l'aide des données de terrain, en s'aidant de techniques de photo-interprétation et d'autre part multiplier les inventaires de terrain afin d'augmenter leur fiabilité en tant que référence, notamment dans des comparaisons avec d'autres secteur d'études.

## **Encart 11**

# Prise en compte des activités d'exploitations perturbantes ou favorables sur les continuums paysagers.

Au niveau de l'analyse des réseaux écologiques dans un paysage il est difficile d'appréhender le détail des incidences réelles des activités humaines d'utilisation de l'espace sur chaque habitat. Par contre, il est possible de localiser avec une bonne certitude les zones soumises à une influence probable de diverses perturbations qui altèrent la qualité et la fonctionnalité des habitats les plus sensibles. En effet, avec l'aide du SIG, la superposition des réseaux de continuums avec les zones de perturbation va désigner les zones de conflits potentiels.

Par la suite de l'analyse, à condition de poursuivre l'analyse jusqu'à l'obtention d'une valeur écologique potentielle de l'ensemble des éléments de la mosaïque paysagère, le type d'habitat et sa position dans le réseau spécifique vont permettre de préciser les enjeux écologiques du secteur.

Cette étape d'identification des enjeux permet si nécessaire d'orienter la recherche de solutions d'amélioration de la situation locale ou de justifier la mise en œuvre de mesures de compensation.

Ce travail d'ampleur ne peut pas toujours être réalisé d'office car il est rarement possible à l'échelle d'une zone d'étude de 850 km² (temps et budget souvent insuffisants). Ce travail de cartographie et d'inventaires plus détaillés est cependant courant pour la majorité de zones protégées, au niveau des documents d'objectifs Natura 2000, pour les plans de gestion des réserves naturelles ou les chartes des Parcs Naturels Régionaux (PNR), ainsi que dans plusieurs projets autoroutiers récents.

		FLORE			FAUNE					GLOBAL		
N°	Туре	Taxons	Moy	Patri	Classe	Taxons	Moy	Nich	Patri	Classe	Bonus	Classe
	ESPACES OUVERTS											
521	Polycultures avec haies	242	87	2	V	35	8	18	10	V	3	V
522	Polycultures sans haie	165	65	0	Ш	18	5	9	5	Ш	1	Ш
523	Grandes cultures	154	35	2	Ш	18	3	6	6	Ш	2	Ш
531	Prairies sèches	200	50	4	IV	27	5	20	5	Ш	2	V
532	Prairies mésophiles	157	38	4	Ш	26	4	16	7	Ш	3	IV
781	Prairies humides	189	36	2	Ш	27	4	15	8	Ш	3	IV
	FRICHES ET BUISSONS											
655	Pierriers, clapiers	55	18	0	- 1	1	1	1	0	- 1	0	ı
312	Carrières, gravières	153	39	0	Ш	31	7	20	12	IV	3	V
664	Friches agricoles	143	26	0	Ш	25	7		8	Ш	2	IV
661	Friches thermophiles	140	31	1	Ш	31	8	15	4	IV	1	IV
662	Friches de buissons	221	52	7	IV	33	8	26	5	IV	3	V
652	Haies basses	136	29	5	Ш	29	7	23	6	IV	3	IV
653	Haies mixtes	56	18	0	- 1	21	7	8	5	Ш	1	Ш
654	Haies arborées	122	27	2	Ш	31	9		3	IV	1	IV
	CULTURES FRUITERES											
672	Noyeraies	97	24	1	Ш	25	7	12	3	Ш	1	Ш
541	Vergers hautes tiges	81	25	2	- 1	17	4	6	2	Ш	1	Ш
543	Cultures petits fruits	83	41	1	- 1	1	1	1	0	- 1	0	- 1
	FORETS SECHES											
611	Forêts	110	32	4	Ш	32	10	28	1	IV	1	IV
612	Côteaux boisés	128	31	2	Ш	33	11	22	1	IV	0	IV
614	Taillis de robiniers	95	32	2	- 1	20	5	0	0	Ш	0	Ш
	FORETS HUMIDES											
613	Aulnaies-frênaies	154	37	6	Ш	28	10	21	1	IV	2	IV
651	Ripisylve	128	33	1	Ш	29	7	18	0	IV	0	Ш
	ZONES HUMIDES											
782	Roselière	33	10	4	- 1	15	5	6	2	Ш	1	- 1
812	Cours d'eau	107	26	0	Ш	5	1	1	0	- 1	0	- 1
813	Fossé humide	80	19	0	- 1	9	2	5	2	1	0	- 1
821	Etangs forestiers	58	14	3	- 1	16	5	5	1	Ш	1	Ш
822	Etangs agricoles	133	47	3	П	21	6	9	2	Ш	0	Ш

Classes de diversité calculées en % de la valeur maximale flore ou faune

- 1	1 à 20 %		0 = nul
Ш	21 à 40 %	Bonus	1 = faible
Ш	41 à 60 %		2 = moyen
IV	61 à 80 %	patrim.	3 = fort
V	81 à 100 %		-

**Tableau 5.** Attribution de classe de diversité biologique et patrimoniale sur une base de 200 inventaires naturalistes organisés par échantillonnage sur des sites choisis pour leur représentativité dans la zone d'étude.

Source: ECONAT-Concept et al. (2010)

Cette perte de sensibilité n'est cependant pas trop grave, même si elle est frustrante, dans la mesure où le but recherché dans l'analyse des réseaux écologiques est de mettre en évidence des enjeux, des points de conflits et de développer des programmes de gestion appropriés. Les données locales d'inventaires détaillés seront toujours utiles dans la résolution des problèmes locaux.

Code terrain	Thèmes terrain	Note selon inventaires	Code ST05	Thèmes Spot Thema	Note selon consensus			
Continuums milieux aquatiques et humides								
781	1 Prairies humides fauchées		78	Maraja at taurihiàraa	5			
782	Roselières	1	78 Marais et tourbières		5			
821	Etangs forestiers	2	82 Etendues d'eau		4			
822	Etangs agricoles	3	02	Liendues d'éad	4			
812	Rivières, ruisseaux	1	81	Cours d'eau	2			
Continuu	ıms forestiers							
611	Hêtraies, chênaies	4	4					
612	Forêts de pentes	4	61	Forêts - feuillus dominants	4			
613	Aulnaies, frênaies	4						
	non inventoriés		62	Forêts - conifères dominants	2			
	non inventoriés		63	Forêts - boisés indéterminés	3			
614	Taillis de robiniers	3	64	Forêts - boisés en mutation	4			
651	Ripisylves	3						
652	Haies basses	4	65	Forêts - boisements linéaires	4			
653	Haies mixtes	3		Torois boisements infedires	7			
654	Haies arborées	4						
	non inventoriés		71	Landes et fourrés	5			
Continuu	ms agro-pastoraux de cote	eaux (pente	s supéri	eures à 15%)				
521	Polycultures avec haies	5						
522	Polycultures sans haies	3	51	Terres arables et prairies	4			
531	Praires sèches	5	٥.	refres arables et prairies	7			
532	Prairies mésophiles	4						
541	Vergers hautes tiges	2	52	Cultures permanentes	2			
542 Vergers basses tiges		2						
	ms agricoles de plaine (pe		ıre à 15 °	%)				
541	Vergers hautes tiges	3						
542	Vergers basses tiges	2	52	Cultures permanentes	2			
543	Petits fruits	1						
523	Grandes cultures	3	51	Terres arables et prairies	3			
	non inventoriés		24	Aéroports-prairies	5			
Continuu	ıms anthropiques construit	s (obstacle	-					
	non inventoriés		11	Urbains - zones baties	2			
	non inventoriés		12	Urbains - équipements urbains	1			
	non inventoriés		21	Urbains - zones industrielles	1			
	non inventoriés		22	Urbains - infrastructures routiè	1			
	ıms anthropiques aménagé				_			
312	Carrières, gravières	5	31	Extraction matériaux	4			
	non inventoriés		41	Espaces verts	2			
non inventoriés			42 Equipements sportifs		1			
	non inventoriés		90	Espaces libres urbains	2			

**Tableau 6.** Table des correspondances des valeurs qualitatives pondérées de l'indice de richesse biologique et patrimoniale (Q1) par milieux obtenues sur la zone d'étude du Pays Bièvre-Valloire.

Source: ECONAT-Concept et al (2010)

#### L'indice de naturalité

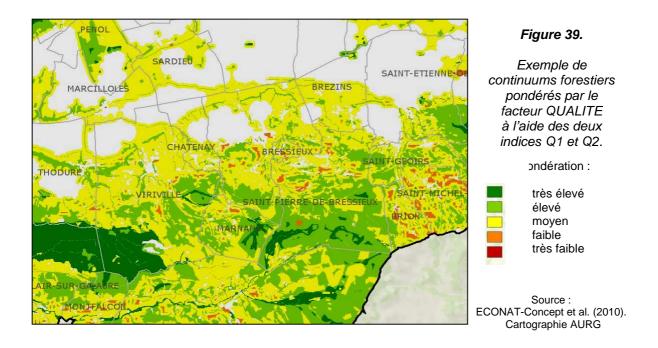
L'indice de naturalité (Q2) reflète le caractère « naturel » relatif du milieu rapporté ici au zonage interne du continuum auquel appartient l'unité d'occupation du sol en considérant que plus un milieu appartenait à un « cœur » de continuum plus son degré de naturalité était préservé.

En effet **la naturalité d'un milieu**, ou degré d'hémérobie, représente le niveau de pression exercée par l'homme sur le milieu. Ainsi, généralement, moins ces pressions sont importantes, plus la naturalité d'un type d'habitat est forte et plus ses potentialités biologiques sont élevées, notamment vis-à-vis des espèces

caractéristiques du milieu concerné. Il est par conséquent possible d'utiliser le classement des différents zonages adoptés pour la constitution des réseaux écologiques qui résulte d'une appréciation globale a priori de la naturalité (Fig. 39). Soit :

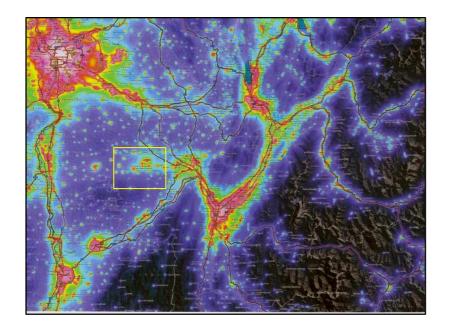
Zones nodales : naturalité 5
 Zones d'extension : naturalité 4
 Marges de continuum : naturalité 3
 Corridors : naturalité 2

La valeur de naturalité 1 est réservée aux zones non fonctionnelles situées hors du réseau.



Au niveau local cet indice doit être amélioré en appréciant le degré de naturalité au niveau de chaque habitat (objet de la cartographie).

Au niveau régional ou départemental, il est possible d'utiliser un **indice surfacique des perturbations anthropiques** sous forme d'un cadastre établi à l'hectare, par exemple, en calculant un rapport entre la



#### Figure 40.

Extrait de l'image satellitaire des pollutions lumineuses sur la région iséroise.

#### Echelle simplifiée

blanc : 0-15 étoiles visibles rouge : 80-150 étoiles visibles jaune : 250-500 étoiles visibles cyan : 1000-1500 étoiles visibles noir : >3000 étoiles visibles

La zone d'étude est encadrée.

Source : © F. Tapissier ; http://avex.org.free.fr surface des zones d'incidences anthropiques cumulées et la surface des zones non touchées, mais cet indice devrait se rapporter à une unité de surface d'occupation du sol telles que les forêts, l'agriculture ou les milieux naturels et non aux territoires communaux qui ne correspondent pas à un découpage écosystémique utile.

A ces mêmes échelles, il est possible d'obtenir un autre indice surfacique de perturbations qui viendrait s'ajouter au cadastre des empreintes anthropiques déjà citées : celui des sources de pollutions lumineuses établies par analyses nocturnes du ciel étoilé (Fig.40).

#### 5.1.2 Evaluation du facteur CAPACITE

L'évaluation normale du facteur de CAPACITE d'accueil est basée principalement sur trois indicateurs : la surface, la complexité de structure et la richesse en éléments structurants.

- ⇒ La surface est toujours un indicateur pertinent pour l'application de la méthode à toutes les échelles : plus elle est grande, plus elle favorise les espèces typiques du milieu concerné et, donc, plus la richesse spécifique du milieu est potentiellement élevée. Une valeur de l'indice CAPACITE en 5 classes est attribuée à chaque polygone composant le continuum. Les surfaces sont calculées en km².
- La complexité de structure est recherchée habituellement en calculant le rapport entre la surface des objets et la longueur de leur périmètre, deux paramètres calculés automatiquement par SIG. En effet la présence d'un cœur d'habitat fonctionnel, présentant une bonne capacité pour la faune et la flore, dépend de sa surface mais également de sa forme : plus la forme d'un habitat se rapproche du cercle, plus son cœur d'habitat sera développé et fonctionnel et plus la compacité et donc les potentialités biologiques seront fortes. Inversement, un habitat linéaire aura une compacité très faible, voire nulle.
- ⇒ La richesse en éléments structurants n'a pas été utilisée au niveau d'une analyse des réseaux écologiques. Elle est surtout nécessaire si l'analyse utilise des données détaillées d'occupation du sol, ce qui n'est pas totalement le cas avec SPOT Thema.

Pour l'évaluation du facteur CAPACITE, il est également possible d'utiliser un **indice de circularité**. Dans ce cas, comme préconisé dans l'étude des potentialités écologiques du territoire régional du Pas-de-Calais (Biotope GREET, 2002), il est pertinent de combiner directement l'effet de surface par l'effet de polygone en calculant un **indice de compacité**.

Ce dernier indice correspond à la pondération recherchée du facteur CAPACITE. Ainsi dans cet indice, la valeur liée à la surface reste prépondérante mais elle est pondérée par la compacité de l'objet étudié. D'un point de vue biologique un espace naturel vaste et découpé vaut mieux qu'un espace naturel minuscule mais très compact.

Calcul de l'indice de circularité ( $I_{ci}$ ): [ $I_{ci} = 12,57 \text{ A/P}^2$ ] dans lequel :

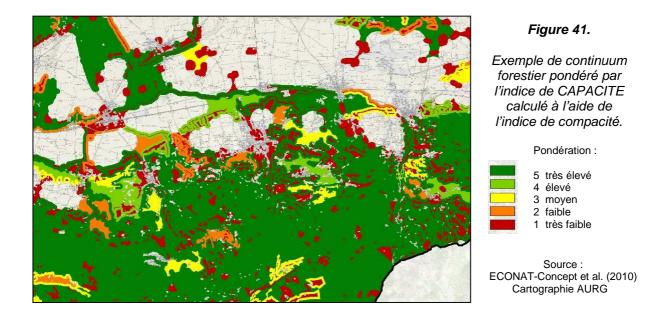
A = aire de l'objet étudié et

P = périmètre.

Calcul de l'indice de compacité ( $I_{co}$ ): [ $I_{co} = 12,57 \text{ A}^2/\text{P}^2 \text{ X A}$ ] Soit :

Indice circularité x surface de l'objet

Cet indice est calculé pour tous les polygones SPOT Thema, zones nodales, zones d'extension et marges écotonales comprises. Un reclassement de la distribution des valeurs de surfaces en 5 catégories est réalisé avec le logiciel GRASS. Les résultats attribués aux polygones sont ensuite transformés en format raster avec un pixel de 10 m pour permettre la mise en œuvre du calcul final de la valeur écologique, pixel par pixel (Fig. 41).



#### 5.1.3 Evaluation du facteur FONCTIONNALITE

La méthode initiale, élaborée essentiellement pour des relevés de terrain, comprend un ensemble d'indicateurs synthétiques basés sur l'appréciation globale des fonctions écologiques constatées au niveau des habitats. Toutefois, l'évaluation de ces dernières, telles que : possibilités de refuge, reproduction des espèces représentatives, disponibilité de ressources alimentaires, flux d'échanges avec les milieux voisins, est inadaptée à l'échelle d'un grand territoire. D'autres indicateurs se basant de manière prépondérante sur l'analyse SIG doivent être recherchés.

Aussi, nous avons privilégié deux indicateurs de la fonctionnalité des réseaux écologiques évaluables à partir des données SIG construites par cette démarche :

- ⇒ la polyvalence des continuums (F1) ;
- ⇒ le niveau de connectivité des espaces (F2).

Ces deux indicateurs sont évalués sur une échelle à 5 points et le facteur global FONCTIONS est obtenu par la moyenne de F1 et F2.

L'indicateur F1: La polyvalence des continuums est appréhendée par le nombre de superposition de continuums en chaque point de l'espace. On considère dans ce cas que plus le nombre des superpositions est élevé sur un site donné, plus son niveau de fonctionnalité est favorable. Cette approche à été corroborée et confirmée dans l'étude sur Bièvre-Valloire (ECONAT et al, 2009) au niveau des inventaires naturalistes qui font apparaître des différences significatives au niveau de la richesse spécifique globale et de la fréquence des oiseaux nicheurs dans un habitat donné, en fonction du nombre de marges de continuums différents influençant cet habitat (Fig. 42).

La méthode consiste à réaliser un assemblage préalable, puis une fusion des polygones composants chaque continuum, afin d'obtenir une couche unique par continuum comprenant les zones nodales, les zones d'extension et les marges écotonales et les corridors.

Le comptage sous SIG calcule le nombre de recoupements en chaque point de l'espace. Ce nombre étant par définition au minimum de 1 (un seul continuum) et au maximum de 4 (superposition en quelques rares espaces de lisières des quatre continuums), une échelle de classes de valeur de 1 à 4 est alors définie. Cette couche est ensuite rastérisée comme précédemment.

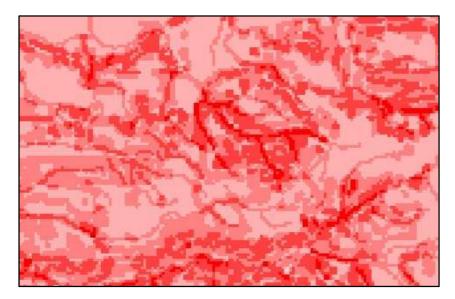


Figure 42.

Exemple de carte de polyvalence obtenue par superpositions de continuums.



Source: ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

## Indicateur F2 : Le niveau de connectivité des espaces.

La connectivité dans les réseaux écologiques utilise plusieurs approches complémentaires :

- La connectivité potentielle de l'infrastructure naturelle du paysage.
- La connectivité potentielle spécifique calculée par groupe utilisateur en utilisant les paramètres connus de dispersion des espèces telles que la capacité locomotrice, les besoins écologiques pour la recherche de territoires ou de ressources alimentaires et les comportements sociaux déterminant la répartition spatiale de l'espèce.
- La connectivité réelle spécifique obtenue par les observations directes à partir d'individus identifiables (marques individuelles, télémétries par appareils émetteurs, transpondeurs, etc.) permettant des suivis de déplacements sur de longues périodes afin de déterminer leurs espaces vitaux saisonniers.

On remarquera que chacune des trois approches correspond à un niveau progressif d'informations correspondant à un gradient de perception de la complexité de fonctionnement des systèmes en réseaux. Ces niveaux d'information correspondent également à des niveaux d'investissement très différents en termes d'efforts.

Dans cette logique d'emboîtement successif des informations, il est illusoire et faux de vouloir analyser la connectivité d'un ensemble de réseaux d'habitats, par exemple pour définir les chances de survie d'une population d'une espèce menacée, sans disposer des contraintes modélisées aux autres niveaux d'informations. Ainsi, les modèles de dispersion d'espèces patrimoniales utilisant uniquement des facteurs de résistance attribués aux catégories d'occupation du sol sont fortement biaisés si on ignore:

- les contraintes de l'organisation en réseaux définies par la modélisation des continuums spécialisés qui impliquent un captage important des flux de dispersion par les structures spatiales virtuelles que sont les zones écotonales et les corridors.
- les contraintes populationnelles, liées aux comportements sociaux de l'apprentissage et de l'imprégnation, seront déduites uniquement des observations minutieuses de la réalité du terrain, qui réduisent encore très souvent les possibilités de dispersion de l'espèce.

En d'autres termes, une dispersion théorique, calculée à partir de zones sources, uniquement en utilisant uniquement un gradient de résistance attribué aux différents types de milieux, est totalement biaisée, car la dispersion d'une espèce ne se fait jamais au hasard.

Au niveau de l'analyse du réseau écologique potentiel d'une région ou d'une zone d'étude couvrant plusieurs centaines de km<sup>2</sup>, on utilise dans la phase de modélisation, uniquement la connectivité potentielle du réseau écologique.

Les calculs de connectivité potentielle spécifique sont éventuellement applicables dans un second temps, au stade de la validation, en utilisant quelques espèces phares au titre d'espèces utilisatrices.

Cet indicateur est lié à la distribution spatiale de valeurs issues des tests de dispersion évaluant le niveau de connectivité des zones d'extension de chaque continuum. La couche obtenue est déjà en mode raster avec un pixel de 10 m.

La distribution de valeur fait alors l'objet d'une reclassification en 5 classes de valeurs.

## Réalisation d'un test de dispersion standard

#### • Objectif et principe :

- Simuler les déplacements potentiels de la faune à partir des zones nodales en intégrant le facteur de résistance à ces déplacements occasionnés par les milieux traversés.
- Le principe du test se base sur une modélisation préalable du paysage utilisant la notion de coût de déplacement (ou valeurs de friction) pour les espèces animales, selon les éléments paysagers traversés.
- Le résultat du test permet de préciser le niveau des secteurs de connectivité pour des propagules à partir des zones nodales

D'un point de vue informatique ce test correspond à une modélisation basée sur une méthode « à moindre coût ». La connectivité se réfère alors au degré avec lequel les espaces, caractérisés par les données d'occupation du sol, facilitent ou empêchent les mouvements d'une espèce ou d'une population entre les zones nodales et les zones d'extension.

Sur la base des données territoriales (ici la couche d'occupation du sol SPOT Thema) le paysage végétal est modélisé sous forme d'une grille qui contient dans chaque cellule une information sur l'utilisation du sol. La carte de friction est la base de la modélisation du paysage qui permet de simuler une dispersion d'un individu fictif à partir d'une source choisie.

Les valeurs de friction sont évaluées à dire d'expert, pour chaque classe d'occupation du sol de SPOT Thema en utilisant deux critères :

**Critère 1 :** Le degré d'affinité écologique du groupe d'espèces indicatrices pour le milieu (c'est le principal critère).

**Critère 2 :** La difficulté de franchissement et de parcours pour les espèces au sein du milieu, prenant en compte les risques encourus et le stress engendré.

Ce second critère est pris en compte par la présélection des surfaces incluses dans le réseau spécifique.

La mise en place de ce test demande plusieurs étapes et précautions méthodologiques pour être efficiente.

#### Etape 1 : Définition de la matrice de résistance

Elle a été établie à l'origine en suivant la logique des observations de terrain. Chaque classe d'occupation du sol, SPOT Thema ou autres, se voit affecter un coefficient de résistance (ou friction) en fonction du type de continuum dans lequel il se trouve. Ce coefficient de résistance traduit la facilité relative de déplacement d'une guilde spécialisée dans le milieu considéré.

Les valeurs de résistance adoptées (Tab. 7) répondent à la logique suivante :

- La valeur de résistance « 0 » s'applique uniquement à la zone nodale du continuum,
- La valeur « 5 » concerne tous les milieux attractifs de la zone d'extension,
- La valeur « 30 » s'applique aux milieux accessibles des zones écotonales et des corridors,
- La valeur « 100 » sanctionne tous les milieux répulsifs ou les obstacles identifiés dans le réseau

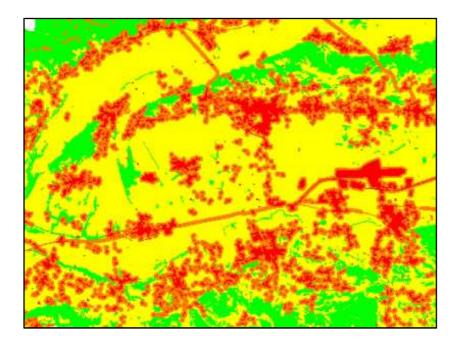
Milieux Spot Théma	Code ST05	Continuum boisé	Continuum des milieux aquatiques et humides	Continuum des milieux semi- ouverts	Continuum des espaces agro- pastoraux de coteaux	Continuum des espaces agricoles de plaine
Marais et tourbières	78	5	0	30	5	5
Etendues d'eau	82	30	0	100	100	100
Cours et voies d'eau	81	5	0	5	5	5
Forêt - feuillus dominants	61	0	30	30	30	30
Forêt - conifères dominants	62	0	30	30	30	30
Forêt - boisés indéterminés	63	0	30	30	30	30
Forêt - boisés en mutation	64	0	30	30	30	30
Forêt - boisements linéaires	65	5	5	5	5	5
Pelouses et steppes	73	30	100	5	0	30
Landes et fourrés	71	5	30	0	5	100
Cultures permanentes de coteaux - pente sup 15%	52	5	30	30	0	30
Terres arables et prairies - pente sup 15%	51	5	30	30	0	30
Terres arables et prairies - pente inf 15%	51	5	30	30	30	0
Cultures permanentes - pente inf 15%	52	5	30	30	30	0
Espaces urbains - zones baties	11	100	100	100	100	100
Espaces urbains - équipements urbains	12	100	100	100	100	100
Espaces urbains - zones industrielles	21	100	100	100	100	100
Espaces urbains - infrastructures routières	22	100	100	100	100	100
Espaces urbains - aéroports	24	100	100	100	100	30
Extraction matériaux	31	30	5	5	30	5
Espaces verts	41	30	30	30	30	30
Equipements sportifs	42	30	100	30	30	30
Espaces libres urbain	90	30	100	30	30	30

**Tableau 7.**Valeurs de résistance attribuées aux éléments de chaque type de continuums.

Source : ECONAT (2001)

Ces valeurs sont basées par l'observation réelle des déplacements de la faune dans des régions-tests du plateau suisse (Berthoud, 1998). Elles sont calculées pour une maille paysagère de 100 x 100 mètres (grille ha). Ces valeurs seront utilisées lors du calcul de coût du déplacement.

Par une procédure de jointure de table sous SIG, ces valeurs sont affectées à l'ensemble des polygones SPOT Thema. Ce premier traitement permet par un rendu cartographique de visualiser le niveau de théorique de connectivité du territoire aux déplacements de chaque groupe de faune associé à un continuum (Fig. 43)



#### Figure 43.

Extrait d'une carte d'attribution des indices de résistance au sein du continuum forestier.

#### Echelle de résistance :

Vert foncé = très faible Vert = faible Jaune = moyen Orange = élevé Rouge = très élevé

Source : ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

Etape 2. Création d'un masque pour les éléments « infranchissables » ou « perturbés »

Dans tout continuum il y a de nombreuses zones de superposition avec d'autres continuums. Dans un premier temps, il s'agit essentiellement d'intégrer les incidences générées par le continuum anthropique, mais également d'examiner si des gradients de perturbation doivent être pris en compte dans le modèle.

En tous les cas, avant de lancer le test informatique, il est nécessaire de supprimer les secteurs jugés infranchissables pour la faune de tous les espaces naturels, quelque soit le continuum étudié. Ces

espaces sont les espaces urbains et les grandes infrastructures routières et ferroviaires. Ils sont découpés et supprimés de la zone sur laquelle seront réalisés les tests. Ils seront ensuite réintégrés et classés en secteurs infranchissables quelque soit le continuum étudié. On crée par conséquent une couche « obstacles » au niveau de l'occupation du sol.

La modélisation des obstacles naturels peut être améliorée selon deux critères :

- En intégrant la pente dans le calcul de résistance : plus elle est forte, plus la « résistance » du milieu deviendrait forte... jusqu'à devenir « infranchissable ». L'utilisation d'un MNT permet de délimiter automatiquement les zones à fortes pentes. Dans le cas de falaises et parois rocheuses, il s'agit d'introduire une nouvelle couche de données localisant ces éléments linéaires mal identifiés par SPOT Thema. On peut aussi inclure ces obstacles naturels dans l'inventaire des points de conflit en créant manuellement des polygones appropriés (l'inventaire existe dans les points de conflit de l'Isère).
- En intégrant des gradients de perturbations dont les modèles de mesures permettent de fixer des paliers (par exemple : bruit, poussière, gaz, lumière, etc.)

#### Etape 3: Traitements des zones tampons autour des éléments anthropiques

Afin de prendre en compte, dans la modélisation de la connectivité, l'influence perturbatrice sur le comportement de la faune des éléments anthropiques, nous avons ajouté un niveau de résistance à la classe initiale du milieu considéré qui traduit la dégradation qualitative du milieu concerné.

Cela signifie concrètement :

- 1. qu'un milieu (ou type d'occupation du sol) considéré comme « structurant » (coefficient 0) devient « attractif » (Coefficient 5) ;
- 2. qu'un milieu considéré comme « attractif » (coefficient 5) devient « peu fréquenté » (Coefficient 30) :
- 3. qu'un milieu considéré comme « peu fréquenté » (cœfficient 30) devient « répulsif » (Coefficient 100).

#### Etape 4: Le test proprement dit

Il s'effectue à l'aide d'un logiciel de traitement en format grille de type GRID, IDRISI ou GRASS par exemple. En Isère pour les études territoriales nous avons utilisé le module raster de GRASS (Geographic Resources Analysis Support System). La couche de données SPOT Thema initialement en mode vecteur est pixélisée afin de passer en mode raster (grille).

Après plusieurs essais nous avons retenu une pixellisation en **cellules de 10 m par 10 m** alors qu'initialement la cellule du modèle est de 100 x 100m (1 ha) qui est le niveau de précision des informations sur les cartes départementales et régionales. Le module utilisé permet de calculer le coût cumulatif de déplacement d'une cellule à l'autre en réalisant une moyenne entre la valeur de résistance de la cellule de départ et de la cellule d'arrivée. Cette valeur est affectée à la cellule d'arrivée.

Soit **R**<sub>i</sub> le coefficient de résistance associé au polygone i.

Le calcul effectué par le logiciel est du type :

$$(R1 + R2)/2 + (R2 + R3)/2 + ...$$

On obtient un gradient de valeurs qu'il s'agit ensuite de répartir en 5 classes de connectivité en se référant aux connaissances de terrain afin d'obtenir des seuils réalistes (Fig.44). Pour le calcul du potentiel écologique du continuum seules les surfaces du continuum sont utilisées.

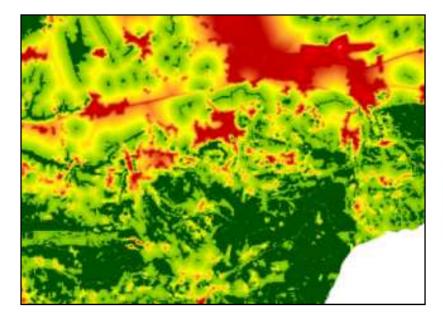


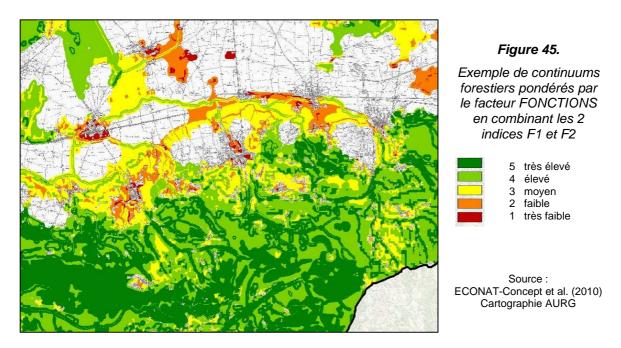
Figure 44.

Exemple d'un test de dispersion standard appliqué pour une espèce forestière potentiellement présente dans les zones réservoir. Le résultat fournit l'indice de connectivité (F2)



Source: ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

La moyenne des deux indices de polyvalence (F1) et de connectivité (F2) permet de pondérer le facteur FONCTIONS et d'établir la carte de synthèse de chaque type de continuums (Fig. 45)



## Pistes d'amélioration pour des applications locales

A ce stade de l'analyse, Il est possible d'intégrer directement à la couche obstacles les points de franchissement connus et de les associer à des coefficients de résistance faible. Toutefois il faut user de précautions suivantes :

Les données doivent être fournies par un inventaire réfléchi sur les réelles possibilités d'utilisation par la faune en utilisant des critères qualitatif et quantitatif sur la diversité et sur la représentativité des espèces pour la zone concernée. Les points de contact existants sont très nombreux sur les infrastructures de transport mais très peu sont à considérer a priori comme réellement favorables (viaducs, tranchées couvertes, tunnels, passages à faune). Les autres ouvrages de franchissement, tels que des ouvrages hydrauliques, doivent faire l'objet d'une analyse sérieuse et être validés par des spécialistes avant d'être considérés comme fonctionnels pour la faune. Une banque de données actualisée des points de conflit (zones d'accidents avec la faune) et des ouvrages de franchissement des réseaux de transport existe pour le département de l'Isère (ECONAT & EVINRUDE, 2007).

• L'incrémentation d'un point de franchissement fonctionnel pour la faune dans la couche « obstacles » doit se faire en utilisant au minimum un pixel de taille correspondant à la grille utilisée (10 m ou 100 m) sinon le test de dispersion ne fonctionne pas

La modélisation des perturbations écologiques associées aux éléments anthropiques peut être affinée et nuancée en introduisant la notion d'intensité de la perturbation : elle dépend d'une part de l'importance de la zone urbanisée (les largeurs des zones tampons sont différenciées en fonction de l'importance de la perturbation) et d'autre part de la distance à cette zone : la perturbation diminue avec la distance à la zone et pourrait être classée en trois catégories par exemple (forte, moyenne et faible). Ce travail demande au préalable la réalisation d'une typologie des espaces urbanisés plus fine que celle offerte par SPOT Thema. Cette piste d'amélioration est très intéressante mais longue à mettre en place de façon pertinente sur une grande surface. Elle est par contre tout à fait utilisable pour des analyses locales, notamment dans le cadre d'études d'impact de projets.

#### 5.1.4 Evaluation du potentiel écologique par continuum

La valeur écologique est calculée en appliquant la méthode VEPM (Berthoud et al, 1989). Elle est appliquée en format raster, par exemple avec le logiciel GRASS<sup>4</sup>, pixel par pixel, avec une précision au sol de 10 m. La valeur écologique est obtenue en appliquant la formule :

$$Ve = Q \times C \times F$$

Dans laquelle **Q** correspond à la pondération du facteur QUALITE, **C** celle du facteur CAPCITE et **F** celle du facteur FONCTIONS.

En utilisant une échelle d'évaluation de 5 points par facteur, qui correspond au niveau de précision des données utilisées, on choisit alors une carte des valeurs écologiques classées également en cinq classes de valeurs établies en fonction des probabilités de scores :

De 77 à 125 points : la valeur écologique est très élevée
De 51 à 76 points : la valeur écologique est assez élevée
De 30 à 50 points : la valeur écologique est moyenne
De 9 à 29 points : la valeur écologique est faible
De 1 à 8 points : la valeur écologique est très faible

L'étude du patrimoine naturel de Bièvre-Valloire (ECONAT et al, 2009) fournit un bon exemple de résultats de hiérarchisation spatiale par le potentiel écologique des réseaux éco-paysagers (Fig. 46 à 50).

Les résultats de cette hiérarchisation par continuum fournissent :

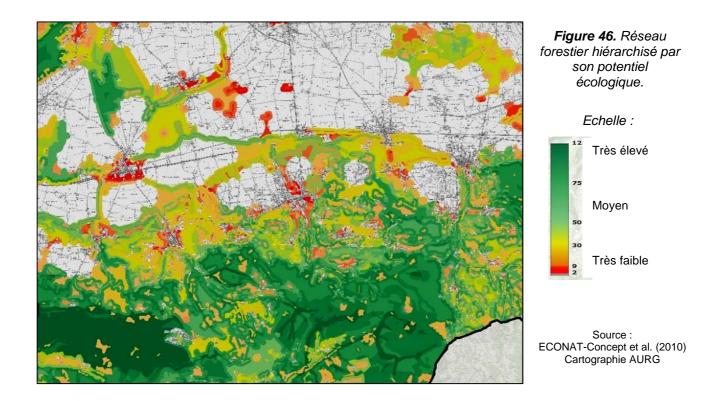
- Une vision synoptique du développement et de l'efficacité de chaque réseau spécialisé.
- Une possibilité d'identifier les polygones à enjeux en raison de leur potentiel écologique (élevé ou faible), sur lesquels il s'agit de vérifier la cohérence des informations disponibles : statut de protection, inventaires naturalistes de référence, gestion appropriée assurant leur conservation ou leur restauration cas échéant.

Cette hiérarchisation globale, certes encore sommaire par la faible précision dans les indicateurs utilisés, fournit toutefois une vision d'ensemble satisfaisante du niveau fonctionnement général du réseau spécialisé à l'échelle du territoire. Cette valeur du potentiel écologique attribuée au niveau de chaque continuum peut servir de référence à un horizon temporel donné (par exemple, état initial 2007 du réseau aquatique et humide du territoire Bièvre-Valloire).

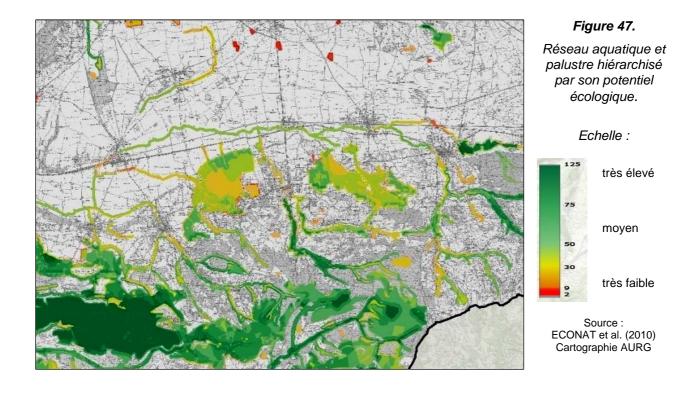
Le principe de la démarche peut faire penser que l'étape suivante est d'établir une carte de synthèse de l'ensemble des réseaux écologiques du territoire pour obtenir un document global des éléments prioritaires du paysage naturel à conserver. Cette carte du réseau écologique général hiérarchisé est facile à obtenir par le simple cumul des valeurs potentielles définies sur chaque réseau spécialisé. Cette nouvelle carte thématique n'est cependant pas pertinente du point de vue écologique dans la mesure où elle cumulerait des valeurs non compatibles qui ne désigneraient en aucun cas des zones avec de nouvelles priorités.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> D'autres logiciels de calcul en format raster sont disponibles dans le commerce pour effectuer ces opérations. Par exemple GRID ou IDRISI.



Remarque : Afin d'illustrer les étapes de hiérarchisation aboutissant à une carte de synthèse des zones à forts potentiels écologiques, les extraits présentés concernent toujours le même espace paysager.



Berthoud G.

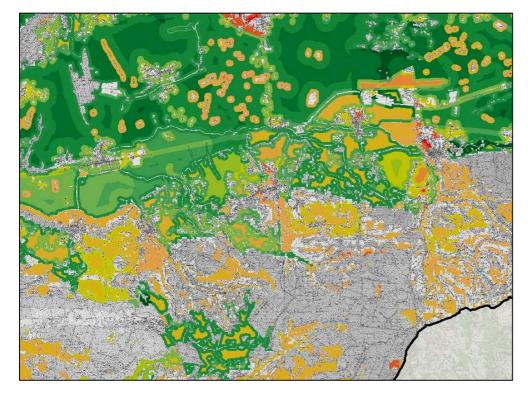
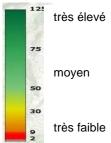
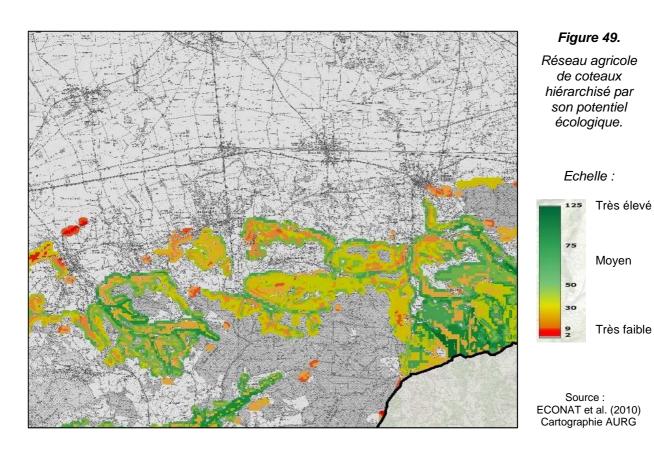


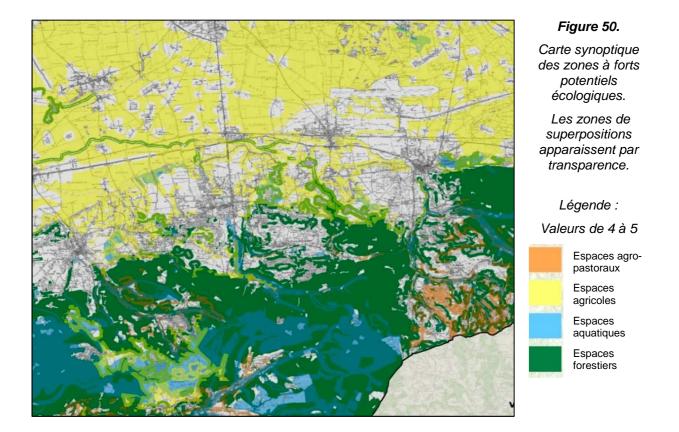
Figure 48. Réseau agricole de plaine hiérarchisé par son potentiel écologique.

#### Echelle:



Source : ECONAT et al. (2010) Cartographie AURG





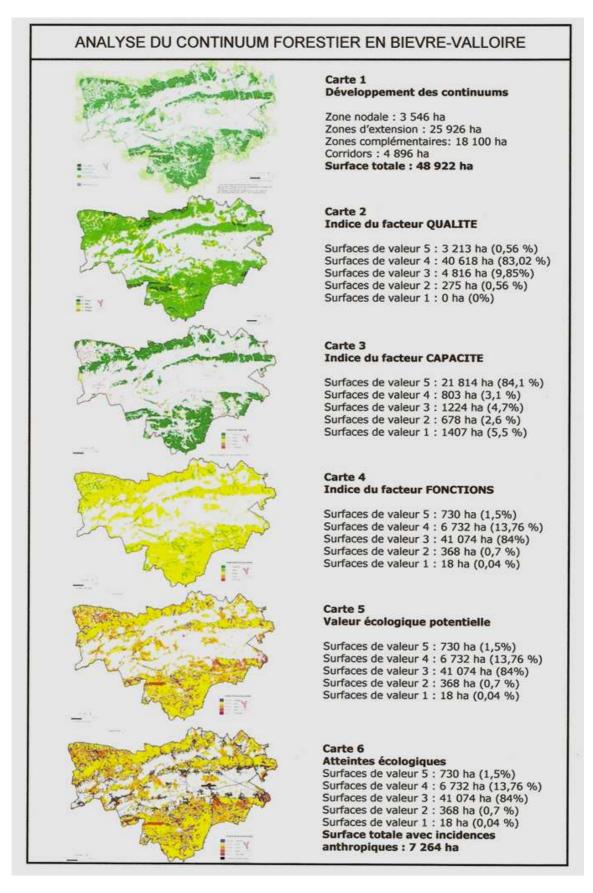
Par contre, il est possible d'établir une carte synoptique thématique présentant par exemple l'ensemble des zones à forts potentiels écologiques (Fig.50). Dans ce cas, la localisation des zones prioritaires est plus importante que les valeurs attribuées aux continuums.

Ainsi, les zones prioritaires sélectionnées dans chaque continuum se voient attribuer une couleur d'identification telle que, par exemple, le vert pour les forêts, le bleu pour les milieux aquatiques, le brun pour les zones agricoles et le jaune pour les zones thermophiles. Cette carte purement informative permet de visualiser les zones à forts enjeux pour la protection de la nature pour lesquels un statut de protection est probablement nécessaire.

Les applications les plus pertinentes tirées des cartes de valeur écologique par continuum sont les suivantes :

- Sélection à l'échelle locale de zones à enjeux dans un but de gestion coordonnée (DOCOB, PLU, plans d'actions locaux). La réflexion va pouvoir s'orienter efficacement sur les espaces et les paramètres améliorables dans les réseaux.
- Examen systématique à l'échelle du territoire de toutes les zones de conflit identifiables par superposition avec les zones anthropiques. En effet, ces zones sont maintenant décrites en termes d'emplacement dans le réseau, de surfaces touchées, de perturbations au fonctionnement et de niveau d'importance du conflit.

La mise en évidence d'ensembles écosystémiques cohérents et efficaces, dont la valeur du potentiel écologique est élevée, permet de substituer progressivement la notion trop sélective de protection de sites à celle de protection de réseaux écologiques.



**Figure 51.** Récapitulatif des informations disponibles sur SIG pour chaque réseau hiérarchisé. Exemple des continuums forestiers dans le Pays de Bièvre-Valloire.

Berthoud G.

#### 5.2 Utilisation des données fournies par les réseaux écologiques hiérarchisés

Les avantages obtenus par l'évaluation du potentiel écologique des données spatiales des réseaux de continuums d'habitats sont multiples. Les cartes fournissent non seulement une vision de l'infrastructure naturelle mais également une perception de leur efficacité en tant que système interactif. On peut ainsi passer de la gestion de noyaux d'habitats à celle de réseaux d'habitats en ayant un outil de modélisation de scénarios d'actions propres à chaque réseau spécialisé. Il devient théoriquement possible de visualiser sur le modèle de réseaux les effets d'une stratégie de gestion ou d'un aménagement ponctuel.

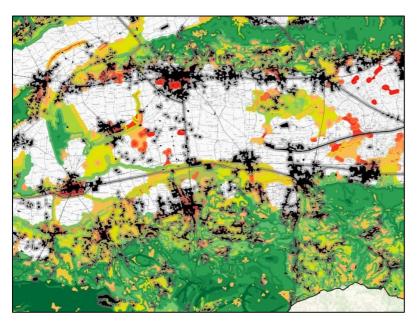
Toutefois il est bien clair que l'outil n'est performant qu'en relation avec la qualité des données de base. Si la précision des données cartographiques est faible et que les inventaires naturalistes restent insuffisants ou non actualisés, l'outil d'analyse restera insuffisant pour des applications de gestion à long terme.

### 5.2.1 Analyse des points de conflit propres à chaque réseau spécialisé.

Une carte des conflits et des dysfonctionnements peut facilement être établie au niveau de chaque réseau spécialisé, par simple superposition avec les zones modifiées ou perturbées durablement par des activités d'exploitation, non compatibles avec la qualité ou le fonctionnement des milieux.

Les obstacles naturels ou artificiels permanents ont déjà été supprimés dans la couche de synthèse du réseau spécialisé. Il reste cependant à localiser les zones déclassées par des perturbations avant des incidences notables sur la qualité ou le fonctionnement des éléments de réseaux (Fig. 52). Ce travail est facilement réalisé par l'affichage de toutes les zones altérées à l'aide du SIG :

- Les zones dégradées par des activités anthropiques sont situées sous les différentes zones tampon de la couche « obstacles artificiels».
- Les zones influencées par la présence de continuums naturels peu compatibles (Par exemple : zone forestière avec une zone thermophile) sont prises en compte dans le modèle du réseau écologique général, notamment dans la polyvalence des zones écotonales. Toutefois des nouveaux aménagements par plantations peuvent très bien être comptabilisés sous forme de coupures supplémentaires avec des zones d'incidences sur le réseau naturel. Par exemple : plantation de peupliers dans les zones humides, boisements forestiers sur des prairies sèches, etc.



## Figure 52.

Exemple de continuums forestiers hiérarchisés avec zones de conflits superposés.

## Légende



Source: ECONAT-Concept et al. (2010) Cartographie AURG

Si on considère que le réseau écologique général occupe pratiquement tous les espaces non construits, il devient évident que l'identification des zones de conflit est plus intéressante à effectuer au niveau de chaque réseau spécialisé dont le potentiel écologique est hiérarchisé. On obtient ainsi, grâce au SIG,

directement l'ampleur des enieux sur chaque espace désigné avec la description des paramètres qui ont généré sa valeur écologique (indicateurs de qualité, de capacité et de fonctions).

A ce niveau de l'analyse, la démarche d'identification des enjeux génère simultanément les pistes appropriées pour améliorer la situation en cas de nécessité (Mesures d'aménagement ou de gestion permettant d'améliorer la qualité, la capacité et/ou les fonctions du milieu).

#### L'analyse des enjeux se rapporte sommairement à 4 situations types :

Cas 1. Un continuum est progressivement mité par les constructions et les activités perturbantes. Dans le cas d'un continuum forestier (Fig. 53), on observe une multiplication des clairières qui crée progressivement des chapelets et des taches grandissantes. C'est un début de fragmentation et d'affaiblissement significatif du continuum. L'incidence du mitage est grave s'il inclut des zones nodales ou hautement fonctionnelles pour la faune.

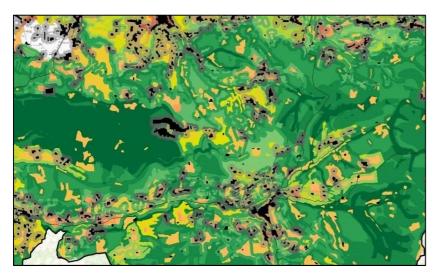


Figure 53. Mitage progressif d'un continuum forestier par les constructions et les activités agricoles ou de loisirs.



Source: ECONAT et al. (2010) Cartographie AURG

Cas 2. Un continuum est coupé par une infrastructure à fort trafic et localement par l'urbanisation. (Fig. 54). La coupure du massif forestier, renforcée par la présence de clôtures de sécurité et par une zone de perturbation importante, crée une fragmentation totale. Si les deux parties de continuums constituent des zones d'extension importantes, en surface comme en qualité (présence de zones nodales de part et d'autre de l'infrastructure), l'incidence peut être réduite en aménageant des ouvrages de franchissement appropriés pour les espèces présentes.

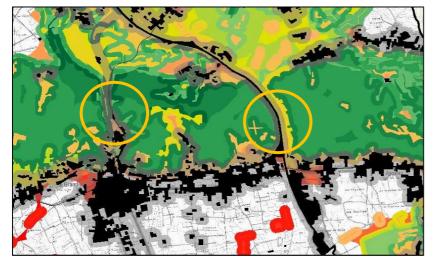


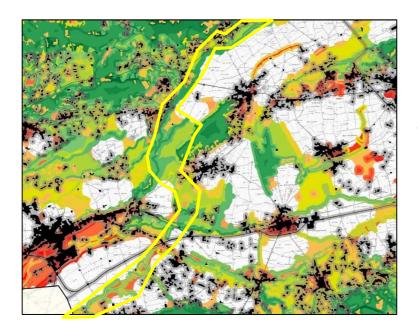
Figure 54. Interruption de continuums par des infrastructures de transport et par l'urbanisation.



Source: ECONAT et al. (2010) Cartographie AURG

Cas 3. Les corridors forestiers et aquatiques d'importance régionale qui franchissent la plaine de Bièvre sont en voie de fragmentation par l'urbanisation et par les infrastructures de transport (Fig.

55). En fonction de leur importance pour l'ensemble du réseau écologique régional, les corridors clés doivent être maintenus dans leur situation, leur qualité et leur cohérence par des dispositions de classement dans les plans d'urbanismes (PLU) et restaurés le cas échéant pour retrouver leur fonctionnalité originelle.



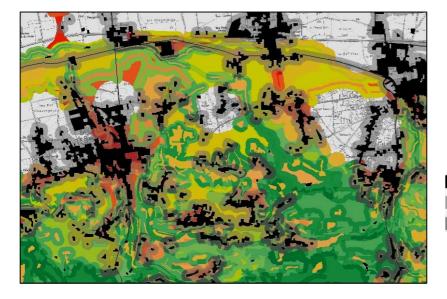
#### Figure 55.

Interruption de plusieurs corridors d'importance régionale aquatiques, forestiers et écotonaux par l'urbanisation et les infrastructures de transport nécessitant la mise en place d'un corridor classé et géré (en jaune).

uence anthropogène idences prioritaires

Source : ECONAT et al. (2010) Cartographie AURG

⇒ Cas 4. Les perturbations d'écotones aquatiques et forestiers dans une zone d'urbanisation dispersée, par le bruit, la lumière, les pollutions et la divagation des animaux domestiques, sont une situation courante (Fig. 56). Ces zones de conflit sont généralement des puits démographiques pour la faune qui y circule (prédation intense, blessures par les engins d'entretien et écrasement sur les voiries). Le contrôle de ces perturbations nécessite l'introduction de règles de gestion à définir dans les plans d'urbanisme. Les contraintes seront d'autant plus marquées que le niveau de classification des structures naturelles est élevé.



## Figure 56.

Les perturbations et destructions d'écotones aquatiques et forestiers dans les zones d'urbanisation diffuse sont maîtrisables par une bonne information et par la définition de règles de gestion.

nthropique fluence anthropogène cidences prioritaires

Source : ECONAT et al. (2010) Cartographie AURG

Berthoud G.

## 5.2.2 Validation des réseaux écologiques par des données naturalistes existantes et par des inventaires complémentaires.

Une bonne connaissance des richesses naturelles est toujours intéressante du point de vue scientifique. Les banques de données vont permettre d'argumenter concrètement sur la nécessité de protéger ou de gérer des espaces stratégiques pour le maintien de la biodiversité locale ou régionale. Ces données seront en tous les cas utiles pour la sensibilisation des propriétaires ou des gestionnaires de terrain.

Les données collectées sont le plus souvent sous forme de liste d'espèces établies par commune et plus rarement par type d'habitats ou par lieu-dit. Elles sont d'autant plus précieuses qu'elles sont souvent la synthèse de plusieurs années de patientes observations. Malheureusement, elles ne sont pratiquement jamais ciblées sur une surface dont on connaisse précisément les habitats et la localisation. Une synthèse cartographique des données est dans ces conditions pratiquement impossible à établir, à moins de connaître les naturalistes qui ont réalisé les relevés et d'espérer qu'ils vont fournir leurs sites d'observation jalousement tenus secrets.

Dans le meilleur des cas, il est éventuellement possible de bénéficier de banques de données dûment géoréférencées et datées et suffisamment fournies pour avoir une couverture complète pour une région donnée. La cartographie du réseau écologique national suisse (Berthoud et al. 2004) a bénéficié de banques de données faunistiques et floristiques très complètes gérées par le Centre suisse de cartographie de la faune à Neuchâtel. Au cours de l'élaboration du réseau provisoire, ces données ont été très utiles pour sélectionner les zones nodales et pour baliser l'étendue réelle des zones d'extension des zones naturelles les plus emblématiques pour la protection de la nature telles que les zones humides, les tourbières, les prairies sèches et les zones alluviales. Elles sont restées inversement très lacunaires pour des milieux moins prestigieux tels que les forêts ou les surfaces agricoles. Elles font surtout apparaître des biais d'analyse très importants au niveau de la répartition des zones prospectées. En effet on obtient des répartitions de données par taches qui reflètent essentiellement la répartition des observateurs et l'accessibilité relative des sites. Ce type de données s'et avéré finalement beaucoup plus utile au stade de la validation finale des réseaux écologiques dans chaque canton, pour vérifier la cohérence du modèle cartographique proposé par rapport aux données disponibles. Il est d'ailleurs intéressant de constater que la révélation de zones potentiellement intéressantes mais non documentées, ont fait l'objet de prospections intenses au cours des années suivantes. Les banques de données ont donc essentiellement permis de réaliser une validation a postériori des cartes de réseaux alors que l'objectif initial était de disposer de données de base.

Dans une approche écosystémique, la collecte de données naturalistes doit être organisée pour répondre aux objectifs recherchés :

- Disposer de données pour un certain nombre de sites de référence, sélectionnés pour être représentatifs de la zone d'étude. La sélection est organisée en fonction d'une typologie des milieux qui comprend tous les milieux naturels et transformés.
- La **situation dans le réseau écologique** doit permettre d'étalonner la diversité relative des zones fonctionnelles du continuum, mais également le rôle des facteurs d'évaluation de milieux tel que la naturalité, la superficie ou les fonctions écosystémiques du site échantillonné.
- Les inventaires de référence doivent réunir si possible des données comparables au niveau des groupes bioindicateurs utilisés. Ils devraient comprendre au minimum des relevés d'oiseaux et de flore supérieure et, si possible, de l'ensemble des vertébrés, de groupes d'insectes tels que les lépidoptères, les orthoptères, les odonates. Dans la réalité, le choix des groupes se fait le plus souvent en fonction des spécialistes disponibles sur la zone d'étude, mais le plus important est de disposer d'une base de données homogènes.
- Les inventaires ne devraient pas être que qualitatifs (liste d'espèces) mais **également quantitatifs** (nombre d'individus, de couples nicheurs) et indiquer si possible le **statut biologique** des espèces observées.

L'investissement en coût/effort pour obtenir des données de référence est toujours important. Il représente facilement 8 à 10 fois le temps nécessaire pour réaliser la cartographie provisoire des réseaux écologiques de la zone d'étude. Il est donc essentiel de respecter les contraintes d'organisation des inventaires par échantillonnage, même si les naturalistes préféreraient prospecter sans contrainte les sites qui leur paraissent les plus intéressants, car les priorités sont ici inversées :

Pour une bonne connaissance des réseaux écologiques et de leur fonctionnement, l'information collectée sur les « déserts biologiques » supposés et aussi intéressante que celle provenant des zones les plus diversifiées. Cette information fait partie intégrante d'un état initial d'une zone d'étude.

Les banques de données naturalistes qui résultent d'un échantillonnage organisé par habitats géoréférencés, dans le cadre d'une cartographie des réseaux écologiques, sont le seul moyen de disposer non seulement de points de comparaison avec d'autres inventaires organisés dans d'autres territoires, mais également de pouvoir comparer avec un état futur dans quelques années en tenant compte des transformations du paysage. Un site, surtout s'il est protégé, peut rester apparemment intact, mais perdre progressivement des espèces si l'environnement se transforme! Des banques de données ciblées sur les sites patrimoniaux ne permettent que de constater des changements (par exemple un appauvrissement de la biodiversité), mais sans fournir d'explications vérifiables.

Quelques banques de données se référant à des habitats de référence commencent à se mettre en place. La Suisse par exemple a mis sur pieds depuis 2000 un programme permanent de suivi de la biodiversité par placettes d'échantillonnage sur l'ensemble du territoire national. Une banque de données naturalistes plus modeste mais standardisée à partir de quelques groupes indicateurs simples et fiables mériterait d'être développée en appui et en complément à la mise en place des réseaux écologiques et autres trames écologiques.

# 5.2.3 Recherche des espèces significatives pour les réseaux écologiques

Le principe d'établir des guildes d'espèces indicatrices pour les réseaux écologiques a été proposé depuis plusieurs années, notamment en Suisse à plusieurs niveaux dans le processus d'élaboration d'un réseau écologique national. Ainsi, pour l'organisation de la cartographie sur le terrain des réseaux à l'échelle cantonale, Berthoud (1998) utilisent des groupes indicateurs simples mais fiables pour distinguer le zonage écologique de base des différents continuums. (Fig. 57). Ces mêmes groupes ont été utilisés pour établir le réseau départemental de l'Isère (ECONAT, 2000).

Pour la suite de l'analyse des données plus précises basées sur une sélection d'espèces dont la valence écologique indicatrice pour des habitats est connue par des études scientifiques, ont été utilisées pour créer des guildes appropriées pour désigner chaque continuum et sous-continuum. Les espèces des guildes sont utilisées sur les cartes directement sous la forme de codes désignant le sous-continuum (Fig. 58). Ainsi, dans ce cas également, les espèces indicatrices sont utilisées a postériori pour valider les cartes de réseaux écologiques provisoires.

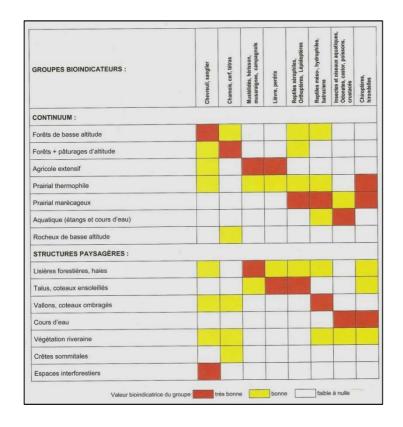
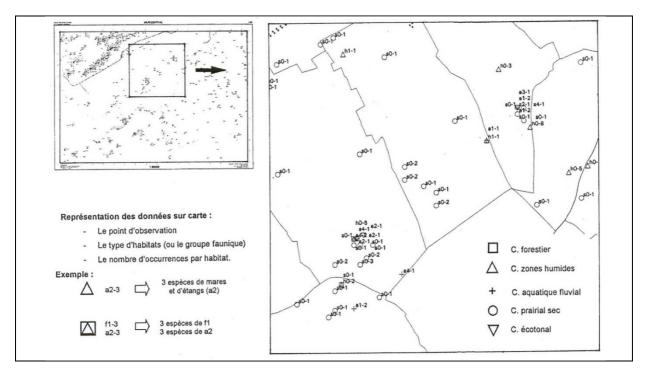


Figure 57.

Valeur bioindicatrice de quelques groupes de faune dans l'analyse des différents éléments constituants un réseau écologique régional.

Ces espèces et groupes d'espèces ordinaires permettent l'élaboration rapide des réseaux spécialisés provisoires.

> Source : Berthoud, (1998)



**Figure 58.** Exemple de carte au 1:25'000 avec les guildes d'espèces disponibles dans les banques de données nationales suisses (CSCF) utilisée pour jauger les cartes du REN.

Source: Berthoud et al. (2004)

D'après le guide 2 Trame Verte et Bleue « Orientations nationales pour la préservation et la restauration des continuités écologiques », il est prévu en annexe III, une liste d'espèces déterminantes TVB au niveau des régions. Sans entrer dans le détail des listes provisoires connues, une remarque s'impose après de plus de 10 années de pratiques cartographiques de réseaux écologiques en Suisse et en Isère : l'utilisation de listes d'espèces déterminantes est sans doute intéressante du point de vue scientifique, mais difficilement applicable dans le cas de réseaux écologiques établis à une échelle départementale ou régionale. Ceci pour plusieurs raisons :

- Les espèces citées sont trop rares ou trop peu connues, en termes de populations réelles, pour servir d'espèces déterminantes.
- Leur répartition généralement très limitée n'est pas utilisable pour la désignation d'un réseau aussi étendu
- L'investissement en temps pour préciser les domaines vitaux actuels des espèces éligibles est trop important pour permettre une désignation rapide de la trame écologique afférente à ces espèces.

L'application des principes d'une approche écosystémique est d'adopter en premier lieu une approche globale et cohérente des réseaux écologiques du paysage et ensuite seulement de vérifier la présence d'espèces rares spécialisées au titre d'espèces indicatrices de la qualité du système.

La politique des espèces phares (ou des espèces ombrelles), qui fonctionne bien en politique de protection de la nature, a ses limites en termes d'écologie appliquée :

Ce ne sont pas les espèces déterminantes, rares et menacées, qui déterminent la capacité d'accueil et de fonctionnement d'un réseau écologique, mais plutôt la présence d'un réseau écologique étendu et fonctionnel qui permet la présence éventuelle d'espèces déterminantes! En termes de contrôle de l'efficience écologique du système, la diversité générale est plus facile à analyser que la présence aléatoire d'espèces rares. Pour le suivi à long terme, il sera par contre nécessaire de définir la présence et les effectifs des espèces déterminantes TVB.

En résumé, avec la pratique, l'approche cartographique d'un réseau écologique hiérarchisé fournit rapidement un outil de visualisation du fonctionnement des éléments du paysage. La pondération multifactorielle de ces derniers permet de définir par hiérarchisation les enjeux écologiques en termes de dysfonctionnements et de potentiel écologique. Le suivi qualitatif basé sur la présence d'habitats et d'espèces « déterminantes » viendra par la suite compléter l'évaluation écosystémique des éléments de

réseaux en fournissant des indicateurs de référence (surface, type d'habitats, liste d'espèces et importance des populations).

## 5.2.4 Calage par des tests spécifiques de dispersion

L'approche des réseaux écologiques à partir d'un modèle animal a fait l'objet de nombreuses recherches ces dernières années. En effet, théoriquement il suffit de connaître les capacités de dispersion d'une espèce et de coupler ce paramètre avec des valeurs de friction pour chaque type d'habitat traversé pour modéliser avec l'aide d'un logiciel SIG, une aire de dispersion potentielle à partir d'un point de reproduction connu par exemple. Les contraintes aux déplacements se résument dans ce cas à 3 valeurs :

- La **franchissabilité** qui traduit l'effet barrière éventuel de certains obstacles (routes, forêts, cours d'eau important).
- La valeur de friction qui caractérise un effet positif ou négatif sur les déplacements de la faune.
- La **distance d'influence** qui caractérise la distance d'attraction ou de répulsion des objets du territoire.

Ces modèles « espèces » sont intéressants pour faire des hypothèses de propagation de l'espèce étudiée, mais impliquent ensuite des vérifications statistiques sur le terrain à l'aide de marquages d'individus suivis ensuite par télémétrie ou par piégeages successifs. La validation de ces modèles est toujours longue et se rapporte évidemment toujours à des cas particuliers d'agencement spatiaux d'habitats. Avec la multiplication des travaux de recherche on peut toujours espérer disposer un jour d'un éventail de modèles spécifiques suffisants pour tester de manière fiable des zones d'études pas trop étendues. Ce type de démarche est intéressant à développer sur des secteurs possédant une cartographie fine des habitats et d'inventaires biologiques relativement complets, tels que dans les Parcs Naturels Régionaux ou dans le cadre de l'établissement des documents d'objectifs pour les sites NATURA 2000 ou pour les plans de gestion pour des réserves naturelles..

La définition de réseaux écologiques, espèces par espèces, demande toutefois des connaissances scientifiques, précises et vérifiées, sur le comportement locomoteur des espèces. Ces connaissances commencent à êtres disponibles, mais sont encore loin de couvrir une représentativité suffisante des espèces utilisatrices de paysages transformés par les activités humaines.

L'approche espèces par espèces avec des modèles de dispersion ne peut qu'être complémentaire d'une définition préalable des réseaux écologiques. En effet, ces techniques, séduisantes par le fait d'accéder à une information directement utilisable pour la protection d'une espèce cible, utilisent des données de répartition connue à un moment donné, mais ne peuvent pas identifier l'ensemble des structures naturelles potentiellement favorables au développement à long terme d'une population. De plus il y a un choix à faire en termes de paramètres du préférendum écologique de l'espèce :

- Faut-il étudier les espaces vitaux potentiels favorables à la reproduction d'une population connue ? ou alors
- faut-il étudier les espaces favorables à la recherche de nouveaux habitats colonisables ?

Dans le premier cas généralement étudié par les modèles de dispersion, on cherche à définir des domaines vitaux propres à définir les zones nodales dans un réseau écologique. Cette phase particulière du cycle annuel est à la fois exigeante sur la qualité du biotope spécifique mais répond également à des critères particuliers dans la répartition spatiale des habitats : la proximité ou le contact direct d'habitats complémentaires très différents tels que : milieux boisés et prairies ; zones humides et zones sèches ; rochers et prairies. On a dans ce cas une sélection d'habitats complémentaires juxtaposés, axée sur une stratégie de reproduction, la majorité des espèces étant polytopiques en phase de reproduction.

Dans le second cas, plus rarement étudiés par les modèles de dispersion, on cherche à définir des espaces fonctionnels favorables à la dispersion préadulte dans un réseau écologique. Cette phase de dispersion plus ou moins longue dans le cycle vital de l'espèce (souvent plusieurs années) n'a pas les mêmes exigences en termes de qualité d'habitats mais implique un choix plus restreint de milieux refuge. On définit ainsi un choix de continuum d'habitats complétés par des corridors.

En Isère, une application intéressante de l'approche écosystémique utilisant les modèles « espèces » a été réalisée par le bureau OGE dans le cadre d'une étude d'incidence d'un projet autoroutier traversant un site NATURA 2000 dans l'Isle Crémieu. Les données cartographiques du réseau écologique départemental REDI ont été complétées par des relevés détaillés d'habitats répartis le long du projet de tracé autoroutier. Les dispersions possibles de plusieurs espèces patrimoniales (Cistude d'Europe, Triton crêté, Agrion de

Mercure et orthoptères de prairies sèches) ont été testées selon plusieurs scénarios, à partir des sites de reproductions connus (Fig. 59).

Les résultats mettent parfaitement en évidence les risques de fragmentation de populations des espèces. L'analyse n'a malheureusement pas été répétée dans une situation future intégrant le projet autoroutier avec ses aménagements de perméabilité pour la faune qui aurait montré par comparaison avec l'état initial, l'ampleur des incidences sur la faune patrimoniale concernée.

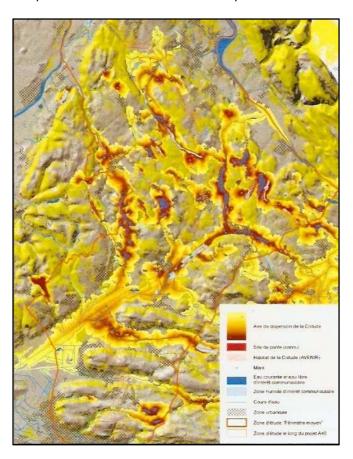


Figure 59.

Continuités écologiques potentielles pour la Cistude d'Europe dans l'Isle Crémieu en Isère.

Les sites habités par l'espèce ont été fournis par AVENIR (2003). Les hypothèses sur les capacités de déplacement sont les suivantes :

- La capacité de dispersion est basée sur un parcours maximum de 1000 m en milieu terrestre et de 10 km le long des cours d'eau.
- Les divers coûts de déplacement sont de 1/5 en forêt, 1/2 en milieux ouverts (cultures ou prairies), 1/500 en milieu urbanisé.
- Si la cistude atteint une mare l'allocation d'énergie restante est doublée.
- Ces valeurs sont modifiées par la pente et l'exposition avec une préférence pour les expositions chaudes au sud.

Source : OGE, (2007)

Cette approche croisée « réseaux d'habitats » et « modèles de dispersion spécifique » constitue une application judicieuse possible sur les sites bien inventoriés et cartographiés sur des sites relativement étendus (200 km²).

En d'autres termes, les informations disponibles se rattachent le plus souvent à des espèces phares étudiées dans des milieux favorables voire idéaux, et beaucoup plus rarement dans des situations limites d'habitats fortement fragmentés et perturbés qui constituent malheureusement la majorité de nos paysages en basse altitude. Les études par radio-tracking de mammifères, par exemple, fournissent de nombreux exemples de déplacements exceptionnels, à longues distances, d'animaux en dispersion. Ces voyages d'exception, statistiquement improbables, constituent pourtant le moteur de nouvelles colonisations. Une approche plus globale, appliquée par groupe d'espèces ayant les mêmes capacités de déplacements et les mêmes affinités écologiques, revient à appliquer la méthode des réseaux écologiques, plus simple et plus rapide, au niveau de la définition de l'infrastructure naturelle disponible dans un paysage. Il est par conséquent recommandé de travailler en deux temps :

- Etablir en premier lieu la cartographie de l'ensemble des réseaux écologiques existant de la zone d'étude.
- De faire un test standard de dispersion permettant d'isoler les réseaux fonctionnels et les pools d'habitats à bonne connectivité.
- De tester ensuite la validité des réseaux identifiés en leur appliquant des modèles de dispersion spécifique pour un choix d'espèces-clés dont on veut vérifier le potentiel biotique dans le réseau disponible.

Ces applications croisées et progressives sont pratiquées régulièrement dans les études de projets d'infrastructure de transport pour vérifier localement les niveaux de connexions entre sous-populations, grâce aux ouvrages de franchissement mis en place.

## **CHAPITRE VI**

## Les applications locales et régionales

## Fil rouge

L'étude de base du réseau écologique départemental de l'Isère (REDI) a servi de fil conducteur à différentes études d'applications locales et régionales.

La cartographie départementale des principaux continuums paysagers, établie au 1/25'000° dans le but de fournir une carte de synthèse au 1/100'000°, a fourni la vision initiale d'un schéma global d'organisation spatiale du patrimoine naturel isérois en termes d'entités naturelles, mais également en termes d'interactions et de connectivités potentielles. Ce premier document définit notamment les caractéristiques écologiques des différents districts en y décrivant le développement des infrastructures naturelles dominantes, tout en mettant en évidence les dysfonctionnements flagrants générés par l'urbanisation envahissante et par le développement rapide des infrastructures de transport. Quelques enjeux prioritaires extraits d'un premier inventaire décrivant plus de 350 points de conflits identifiés en cours d'étude, ont ainsi fait l'objet d'un programme d'actions à long terme. Le constat d'une fragmentation générale du paysage a encouragé :

- la mise en place d'une politique stratégique d'assainissement de la situation basée sur la réalisation d'ouvrages de franchissement pour la faune,
- l'intégration des corridors biologiques dans les documents d'urbanismes,
- l'incitation aux aménagistes et autres maître d'ouvrages d'assainir les situations conflictuelles dont ils sont responsables,
- l'obligation au niveau de chaque projet de respecter dans tout projet les contraintes liées au maintien des réseaux écologiques.

Cette politique de cohérence écologique au niveau de l'utilisation du territoire départemental a permis la réalisation de plusieurs études de déclinaison des principes du REDI à différentes échelles.

Ces applications locales ont nécessité de développer des méthodes plus fines adaptées aux circonstances locales et ont surtout permis d'appliquer les principes de la « méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux » établie par BERTHOUD (1989) qui est complémentaire de la méthode des réseaux écologiques. Cette méthode permet d'une part de hiérarchiser les éléments de réseaux et, d'autre part, d'offrir un outil de suivi basé sur de nombreux indicateurs.

Les étapes de travail sont illustrées par une série d'exemples qui permettent de préciser les techniques de cartographie et d'analyse de chaque situation. Cet ensemble d'expériences permet de proposer aujourd'hui des procédures de travail simplifiées et optimisées aussi bien au niveau de la définition des réseaux écologiques qu'au niveau de l'évaluation du système naturel que des incidences des activités humaines.

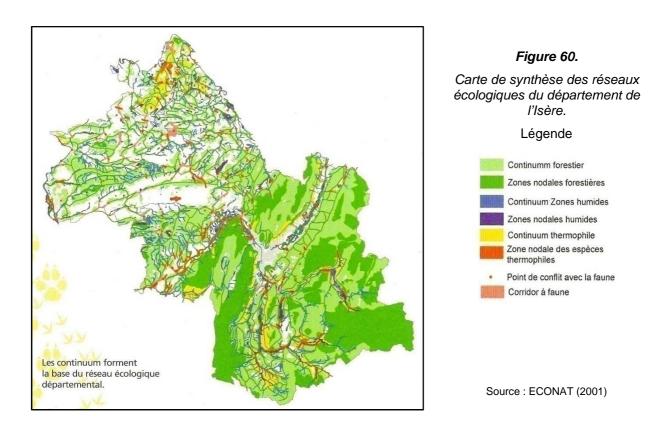
Par rétroaction, à partir de ces expériences, il devient maintenant possible de proposer la mise à jour de l'outil REDI en introduisant de nouveaux cahiers des charges au niveau des applications territoriales et locales. L'application prévue sur la zone pilote iséroise de l'arc alpin est ainsi facilitée.

## 6.1 Le réseau écologique départemental de l'Isère

L'étude du réseau écologique départemental de l'Isère (REDI) a démarré en 1999 par une commande du Conseil général de l'Isère au bureau ECONAT suite à une présentation des méthodes et des travaux de cartographie en cours sur l'ensemble du territoire suisse.

L'idée était de mettre en place au niveau du département un système d'analyse synthétique du fonctionnement paysager permettant de comprendre les enjeux naturels et de planifier des actions coordonnées de protection de la nature dans un contexte de développement durable.

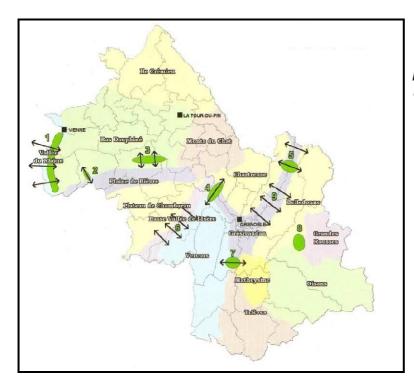
Une cartographie provisoire a été établie au 1/25'000<sup>e</sup> afin de définir les principaux continuums de végétation caractéristiques des paysages isérois en s'appuyant uniquement sur les données de CORINE land cover et sur les algorithmes utilisés en Suisse pour définir les continuums. Un important travail de terrain réparti sur 10 mois a été nécessaire pour affiner et corriger manuellement, carte après carte, les assemblages de catégories d'occupation du sol de manière à obtenir des continuums cohérents. Ce travail de vérification a été l'occasion de cartographier et d'inventorier les différents obstacles, tout en essayant de définir les principaux enjeux pour la gestion future des espaces naturels.



Le rapport final du REDI accompagnant les 4 cartes au 1/100'000<sup>e</sup> a été déposé en 2001 devant le Conseil général.

La cartographie relativement rapide et sommaire, par rapport aux méthodes employées actuellement, avait pour but de fournir à l'échelle du 1/100'000<sup>e</sup> une vision synoptique de l'interconnexion des grands espaces paysagers (Fig.60) et d'en situer les zones à enjeux prioritaires à l'échelle départementale (Fig. 61).

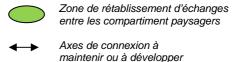
Outre les méthodes et les données statistiques tirées de la cartographie, il présentait une liste de 320 points critiques pour le fonctionnement des réseaux écologiques avec une hiérarchisation des enjeux basée uniquement sur la localisation dans les réseaux et l'importance des atteintes constatées.



#### Figure 61.

Identification des principaux enjeux pour le maintien des corridors biologiques en Isère.

#### Légende



Source: ECONAT (2001)

L'identification des enjeux résulte à la fois de la lecture de la carte générale du REDI, de la superposition des points de conflits identifiés et de la connaissance globale du terrain. La hiérarchisation est faite dans ce cas uniquement par un raisonnement logique en répondant aux critères suivants :

- Quels sont les grands ensembles naturels susceptibles de fonctionner comme zone réservoir ?
- Les quels sont suffisamment reliés ou isolés par l'urbanisation et les voies de circulation ?
- Où se situent les connexions les plus utiles permettant d'améliorer ou de conserver le fonctionnement des échanges biologiques entre les zones réservoir ?

Prendre en compte les corridors biologiques conseil general

**Figure 62.** Plaquette de présentation tous publics des résultats de l'étude REDI (2002).

A ce stade du développement des banques de données rattachées au REDI, le choix de sites prioritaires n'a pas été aisé du fait de la relative imprécision des données qui ne permettait pas de réaliser une véritable hiérarchisation basée sur le potentiel écologique des espaces sélectionnés.

Ainsi, un suivi d'efficacité d'aménagement ou une recherche de variantes de tracés de corridors sont impossibles par manque de données sur l'étendue des habitats, sur leur qualité relative et notamment sur la diversité des espèces et finalement sur le potentiel réel de développement des populations.

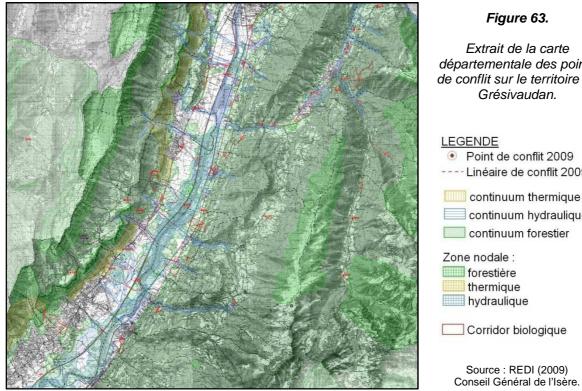
L'outil d'analyse et de gestion des espaces naturels n'a été développé que progressivement par la suite à partir de plusieurs applications locales.

La publication d'une plaquette d'information tous publics « Prendre en compte les corridors biologiques », consécutive à la sortie du rapport final du REDI (Fig.62) a été l'occasion de faire connaître les points essentiels du rapport technique, mais

également de diffuser les principes d'une nouvelle politique de gestion des espaces naturels axée aussi bien sur la protection de la nature remarquable, que sur la gestion de la nature ordinaire et complétée par la notion d'interconnexions vitales pour les populations.

La publication en 2009 de l'inventaire actualisé des points de conflits par le Conseil Général de l'Isère (Fig. 63) constitue un porter-à-connaissance brut des conséquences d'un trafic dangereux pour la faune (ou de

zones à risques de collisions) destiné à encourager la collecte d'informations indispensables pour gérer le problème général de la fragmentation du paysage. Cette banque de données « points de conflits » devrait amener progressivement des réflexions sur les possibilités d'améliorer la situation en fonctions des moyens financiers et techniques disponibles.



#### Figure 63.

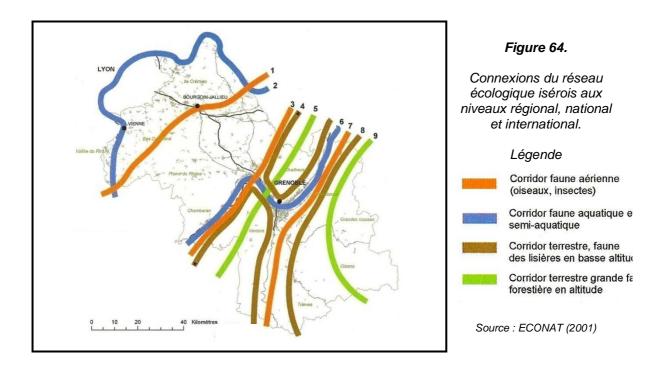
Extrait de la carte départementale des points de conflit sur le territoire du Grésivaudan.



Source: REDI (2009)

La carte des connexions extérieures du réseau écologique (Fig. 64) est également une première réflexion permettant d'exprimer les enjeux d'interactivités au niveau des corridors et des continuums situés à la frontière départementale. En l'absence de données externes au département de l'Isère, la présentation des différentes lignes de force dans le développement des réseaux écologiques isérois, sous forme d'un axe factoriel, est une des possibilités de représentations provisoires des informations réunies dans l'étude du REDI. Cette schématisation extrême des résultantes des continuums (axes de corridors) et de leurs interconnexions s'inscrit dans le processus itératif progressif de mise en place des réseaux à un échelon régional ou national. Ces axes doivent être validés par une analyse sur les territoires voisins. Ils seront éventuellement complétés ou modifiés une fois les analyses de connexions externes effectuées. Cette manière de procéder est conforme à la démarche adoptée pour l'établissement des corridors faunistiques en Suisse (Holzgang et al. 2001) et du Réseau écologique national suisse (Berthoud et al. 2004).

La démarche et la méthode de cartographie du REDI ont été reprises intégralement pour servir de base à des applications à l'échelle de la région Rhône-Alpes. Les résultats du projet de cartographie des réseaux écologiques régionaux ont été publiés sous forme de CD (Région-Rhône-Alpes, 2009). Ce document contient un atlas des cartes de synthèses, une description des méthodes et de démarches utilisées ainsi qu'un guide pour décliner localement la cartographie régionale. Il fournit notamment, de manière détaillée, les appuis et les astuces techniques, ainsi que les soutiens financiers disponibles pour encourager la réalisation de cartographies locales (contrat corridor).



### 6.2 La perméabilité du réseau autoroutier de l'AREA en Isère

La majorité du réseau autoroutier de l'AREA a été construite entre les années 1970 et 1980 sans porter beaucoup d'attention aux problèmes de franchissement pour la faune. Les rares passages possibles pour la faune ont systématiquement été réaménagés pour permettre des circulations secondaires de transit de véhicules de service ou pour l'exploitation agricole ou forestière, voire pour des dépôts de matériaux. C'est pourquoi, dès le démarrage du projet REDI, La société autoroutière AREA s'est intéressée aux avantages possibles d'une nouvelle cartographie des circulations de la faune qui lui permettrait de comprendre et de mieux gérer les problèmes de collisions répétées de grande faune malgré la présence générale de clôtures de protection pour la faune et si possible de prévoir un programme d'assainissement de la situation.

AREA a, par conséquent, mandaté le bureau ECONAT pour effectuer un bilan de perméabilité de son réseau autoroutier en Isère et pour faire des propositions d'amélioration de la situation (Fig. 65).

La démarche d'analyse a porté sur l'ensemble des 440 km concernant les tracés autoroutiers A41, A43, A48, A49 et A51.

Elle a été effectuée en croisant la cartographie du REDI avec les données de collisions collectées chaque jour systématiquement par les centres d'entretien. Une visite systématique des ouvrages de franchissement de tous types (ouvrages hydrauliques, gaines techniques, passages supérieurs et inférieurs de rétablissement de trafics routiers et ferroviaires) construits au travers de l'autoroute a permis de vérifier l'utilisation éventuelle de ces ouvrages par la faune (recherche de traces, installations de pièges à traces, enquête auprès des gestionnaires).

Un parcours du linéaire de clôtures de protection a permis également de déceler quelques erreurs de conception ainsi que certains points faibles des installations.

Un bilan complet a été établi à partir des cartes de situation établies pour chaque tronçon (ECONAT 2002). Il fournit :

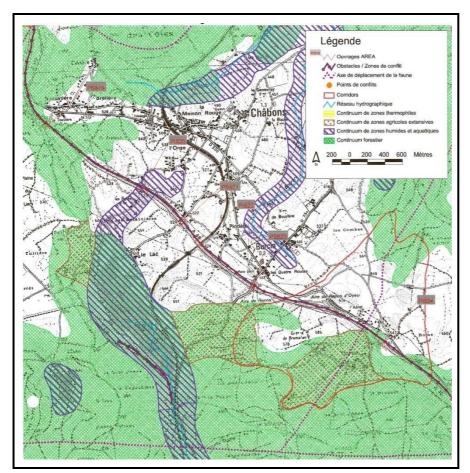
- Des plans de situation détaillés au 1/25'000<sup>e</sup> avec les données accidentogènes, les ouvrages de franchissement classés en fonction de leur perméabilité relative (Fig. 65).
- Une fiche descriptive de chaque ouvrage récapitule : les dimensions de l'ouvrage, sa fonction prioritaire, les observations éventuelles de faune, un indice de perméabilité croisant la présence de continuums ou de corridors, les potentialités d'utilisation par la faune et l'accessibilité.
- Des schémas et des photos permettant de comprendre l'état du site au moment de la visite.

Un tableau récapitulatif par tronçon permet de voir la situation et l'opportunité des mesures d'assainissement à prévoir.

Les résultats ont été vérifiés et validés par les centres d'entretien qui doivent ensuite prendre en charge tous les aménagements liés à la gestion courante des équipements autoroutiers. Les projets plus conséquents tels que la construction de passages à faune sont pris en charge en fonction de projets locaux de renforcement et de gestion des corridors biologiques (cf. Projets de la Cluse de Voreppe et des corridors du Grésivaudan).

Ces documents ont été mis à disposition du Service Environnement du Conseil Général de l'Isère à fin de coordination dans la mise en œuvre des programmes de gestion du REDI.

L'AREA s'est impliqué systématiquement dans les études de projets et dans la réalisation d'ouvrages destinés à améliorer la libre circulation de la faune à travers ses infrastructures.



#### Figure 65.

Extrait d'un plan de situation des enjeux de perméabilité pour la faune le long des tracés autoroutiers isérois de l'AREA.

> Exemple du tronçon A48 Bizonnes - Colombes

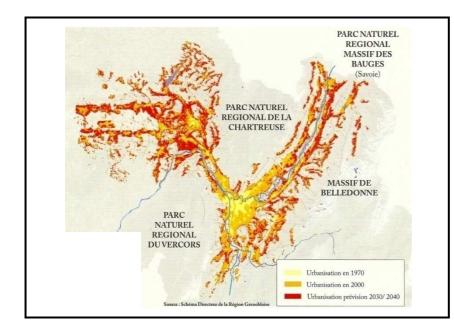
Source: ECONAT (2002)

### 6.3 Les corridors biologiques du Grésivaudan.

Les 4 massifs montagneux du Vercors, de la Chartreuse, de Belledonne et des Bauges tendent à être isolés en raison d'une forte artificialisation de la vallée du Grésivaudan. Sa topographie particulière crée une juxtaposition entre les espaces urbains et les espaces naturels remarquables, attirant ainsi une partie de la faune sauvage vers le fond de la vallée.

Ce territoire s'est imposé comme étant une priorité dans le cadre du projet européen de sauvegarde des corridors (période 2008-2014).

Suite à la publication du REDI en 2001, le Conseil Général de l'Isère avait en main une bonne partie de l'information concernant l'organisation des différents réseaux écologiques et la situation des corridors caractéristiques de la vallée du Grésivaudan. L'agence d'urbanisme de la région grenobloise (AURG) qui a la responsabilité de gérer le développement de l'urbanisation s'est intéressée à essayer d'intégrer au mieux la future utilisation de l'espace en y intégrant les principales contraintes écologiques et paysagères esquissées par le REDI (Fig. 66). Sa tache était facilitée par l'approbation en 2000 du Schéma directeur de la région grenobloise instituant le principe de maintien des coupures vertes et introduisant la notion de corridor écologique.



#### Figure 66.

Zones prévisionnelles du développement urbain de la région grenobloise.

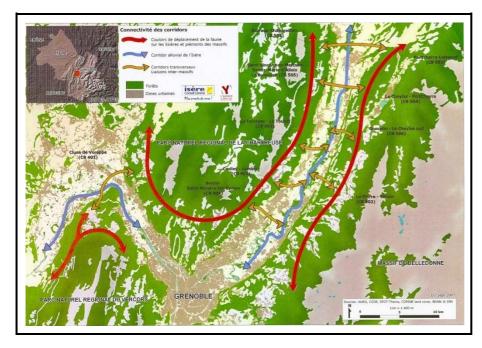
Le schéma directeur de la région grenobloise fournit un signal fort sur l'aggravation de la fragmentation du paysage. C'est le dernier moment d'intégrer des contraintes pour le maintien des connexions naturelles.

Source : Schéma directeur de la région grenobloise (2000)

Entre 2004 et 2006, l'AURG s'est attelée à la définition parcelle par parcelle des corridors transversaux et longitudinaux indispensables au maintien des circulations de la faune dans la vallée et à mettre en place les comités de pilotage indispensables au bon déroulement des projets.

En même temps le projet Syndicat Mixte des Bassins Hydrauliques de l'Isère (SYMBHI) a été mis en place pour réaménager le lit de l'Isère et son corridor alluvial.

Une fois les enjeux, les mesures d'assainissement et les partenaires identifiés, le projet « **Corridors biologiques du Grésivaudan, chemins de la vie pour l'Arc alpin** » a été déposé auprès de l'Union européenne pour bénéficier des fonds de financement FEDER (Fig. 67).



#### Figure 67.

Le projet FEDER de la vallée du Grésivaudan.

Grâce à de multiples partenaires, ce projet va permettre de concrétiser les nombreux aménagements nécessaires à la restauration des corridors biologiques.

Source: AURG (2008)

Ce projet approuvé le 27 mars 2008 bénéficie d'un budget de 9 millions d'euros pour une période de 6 ans. Il implique la participation financière de 6 partenaires :

- La Région Rhône-Alpes
- Le Fonds européen de développement régional

- Le Conseil Général de l'Isère
- L'AREA
- L'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse
- L'association départementale Isère-Drac-Romanche

## 6.4 Le corridor de la Cluse de Voreppe

Le corridor de la Cluse de Voreppe fait partie du grand projet des corridors du Grésivaudan, il pose toutefois des problèmes particuliers liés à la multiplication des obstacles existants et au développement très rapide des zones industrielles favorisées par la présence de nombreuses infrastructures de transport concentrées sur le fond de vallée.

Ce secteur a donc fait l'objet très rapidement d'un avant-projet de reconstitution d'un important corridor biologique destiné à relier les deux massifs du Vercors et de la Chartreuse. La préexistence même du corridor a dû être justifiée avant de choisir le tracé propice à une reconstitution.

Il est intéressant de décrire étape par étape la résolution des problèmes rencontrés :

### • Problème 1 : Le rétablissement d'un corridor a-t-il encore sa justification actuellement ? Eléments de réponse :

- Les circulations de faune étaient nombreuses jusqu'en 1980. Des accidents avec de la grande faune sont encore constatés chaque année (notamment pour chevreuils, sangliers, chamois)
- De nombreux petits animaux sont constamment écrasés sur l'ensemble des voies de circulation du secteur.
- La lecture des cartes du REDI met en évidence ce goulet dysfonctionnel entre deux zones réservoir très importantes à l'échelle régionale.

## • Problème 2 : Comment choisir une variante de tracé pour un corridor à reconstituer ?

#### Eléments de réponse :

- Par croisement de données sur les espaces encore non construits et plus ou moins naturels (Fig. 68) avec les capacités de déplacement des différents groupes de faune présents dans le secteur (Fig. 69). Des aménagements seront nécessaires pour répondre aux besoins des différentes espèces.

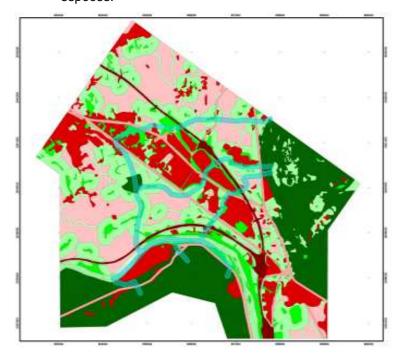
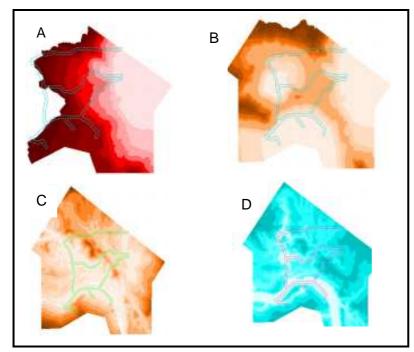


Figure 68.

Facteurs de résistance des éléments du paysage appliqués aux déplacements de la faune forestière.





#### Figure 69.

Tests de dispersion sur les 4 réseaux spécialisés du secteur de la Cluse de Voreppe.

Zones source:

- A) Forêts de Chartreuse.
- B) Toutes forêts
- C) Habitats thermophiles secs
- D) Habitats humides

Le gradient de dispersion est illustré par une augmentation des couleurs

Source: ECONAT (2003)

- La variante est choisie par un consensus au sein d'un comité technique. Le choix est fait en calculant un indice de fonctionnement potentiel de l'état initial croisé avec une estimation des coûts d'aménagement.
- Problème 3 : Quelles espèces seront concernées par le corridor reconstitué ?

#### Eléments de réponse :

- Les espèces ciblées sont celles qui caractérisent les continuums reliés par le corridor, c'est-à-dire les espèces forestières des massifs montagneux ainsi que les espèces thermophiles de pieds de coteaux. Il s'agit essentiellement d'ongulés tels que le chamois, le chevreuil et le sanglier, très abondants dans la région, mais également du cerf, du lynx et du loup qui sont en expansion.
- Le continuum des zones humides et des zones alluviales est ici transversal au corridor à reconstituer. Le croisement doit intégrer les deux types de corridors sans créer d'obstacles, par la mise en place de structures mixtes ouvertes et boisées disposées en mosaïque.
- Problème 4 : Comment rétablir le franchissement des différents obstacles identifiés sur le parcours du corridor ?

#### Eléments de réponse :

- Des ouvrages conséquents de type passages supérieurs et inférieurs devront être construits successivement sur la route nationale (1 passage inférieur) et sur les deux autoroutes (deux passages supérieurs dont 1 déià construit).
- Les routes départementales et la voie ferrée sont franchies par des aménagements d'intégration au niveau des accotements (détecteurs de faune avec signaux d'avertissement pour les conducteurs, couplés avec des clôtures de protection).
- Cette succession de passages aménagés crée un ralentissement certain dans le fonctionnement normal du corridor. Des zones relais de qualité sous forme de fourrés semi-ouverts doivent assurer la tranquillité nécessaire pour un fonctionnement cohérent.
- Comme le démontrent les tests de dispersion (Fig. 69) le corridor à reconstituer doit être clairement balisé et libre d'obstacles, pour devenir attractif pour l'ensemble de la faune visée, sans quoi la dispersion sur l'ensemble des zones industrielles, urbanisées et agricoles va se poursuivre comme dans la situation initiale.

#### • Problème 5 : Comment organiser un suivi d'efficacité à long terme du corridor ?

#### Eléments de réponse :

- Le suivi d'efficacité globale du corridor fait partie du cahier des charges au vu de l'important investissement consenti. Le suivi ouvrage par ouvrage est nécessaire mais ne peut être envisagé sans une vision globale du fonctionnement des éléments des réseaux écologiques interconnectés.
- Un modèle complet du monitorage local d'un corridor doit comprendre au minimum une évaluation complète du potentiel écologique, calculé selon la méthode VEPM, des zones nodales, des zones d'extension et des corridors, en utilisant un ensemble d'indicateurs appropriés
- Une modélisation détaillée sur SIG doit mettre en place tous les éléments nécessaires à une application complète de la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés comprenant tous les indicateurs factoriels mesurables ou évaluables. Cette modélisation peut toutefois se restreindre à l'ensemble fonctionnel prédéfini des deux zones réservoirs et du corridor aménagés sans se préoccuper de l'ensemble des réseaux locaux ou régionaux (l'observation de la dynamique de développement des deux zones réservoir est suffisante pour avoir le contexte évolutif extérieur).

#### **Encart 12**

### Le suivi des corridors biologiques.

Dans une phase d'aménagement et de gestion à long terme de réseaux écologiques au niveau local, il est nécessaire de disposer d'outils de suivi en focalisant les actions sur des zones paysagères particulières ou en répartissant momentanément les moyens financiers sur des actions prioritaires. Dans ce cas, le risque est de perdre la vision d'ensemble du fonctionnement écosystémique du paysage. C'est pourquoi une focalisation sur la gestion des corridors est possible, mais ne doit pas occulter les objectifs globaux du réseau écologique général.

#### Connaissance de l'entité fonctionnelle d'un corridor biologique

Par définition un corridor est une entité spatiale qui permet la connexion entre des ensembles d'habitats naturels ou artificiels qui hébergent des populations d'espèces animales et végétales dignes d'intérêt par l'importance de leurs populations ou par la présence d'espèces rares et menacées. Un corridor doit fonctionner aussi bien pour les espèces animales que végétales, l'échelle de temps nécessaire est cependant différente. De plus, il faut savoir que de nombreuses graines sont transportées par les animaux. Cette connexion réduite à un corridor est souvent rendue aléatoire par la présence d'obstacles ou de perturbations naturelles ou artificielles, qui rendent difficiles voire impossibles les échanges génétiques ou sociaux qui garantissent à long terme la survie des populations.

Dans un corridor, il ne faut pas vouloir reconstituer des habitats permanents pour les espèces concernées, il s'agit uniquement de maintenir les conditions minimales qui permettent les échanges nécessaires à la conservation des populations dans les zones réservoir.

Ainsi, pour une gestion écologiquement raisonnée d'un corridor il faut en connaître aussi bien le contexte interne, tel que les structures végétales et les perturbations éventuelles au fonctionnement du corridor, que le contexte externe, des zones réservoir qui alimentent le corridor en individus lors de phase de dispersion ou de migration saisonnière. Il faut également tenir compte des autres éléments de réseaux écologiques, qui interfèrent éventuellement avec le corridor initial (réseaux hydrographiques, forêts alluviales, espaces agricoles, écotones thermophiles, etc.).

### (Suite de l'encart)

#### > Evaluation du flux d'échanges dans un corridor

La fréquentation du corridor sera globalement :

- Proportionnelle aux populations des deux zones source reliées
- Inversement proportionnelle à la distance à parcourir,
- Représentative de la diversité des espèces présentes dans les zones source,
- Fonction de la qualité des structures de guidage,
- Fonction de la capacité des habitats-refuge répartis le long du parcours

Elle est organisée selon deux modes de dispersion complémentaires :

- Si elle est du type « dispersion écotonale », la présence régulière d'éléments d'habitats originels ou homologues (biotopes de substitution) est nécessaire.
- Si la dispersion est de type « longue distance », elle se fait par des sites d'étape, les habitats recherchés étant éloignés, mais repérables par la vision directe ou par des pistes olfactives, ou encore identifiés par expérimentation mnémotechnique.

Ainsi, le flux résultant peut varier selon deux pôles :

- Si la dispersion est avant tout de type écotonal, elle se déroule massivement sur courtes distances et concerne une faune diversifiée.
- Si la dispersion à distance domine, les déplacements restent aléatoires et rapides en concernant quelques espèces à forte mobilité.

Dans les deux cas, le comportement migratoire pendulaire n'est créé que par apprentissage dans une situation stable permettant la répétition des déplacements.

Les deux types de dispersion sont généralement utilisés par des groupes d'espèces différents. Cependant les deux types peuvent se dérouler en parallèle en étant pratiqués que par certaines espèces ou certains individus en fonction de leur état physiologique (stress) ou du fait d'un choix hasardeux de progression par inexpérience. Il en résulte que chaque corridor à ses particularités et ses espèces utilisatrices, ce qui implique des aménagements et des gestions différentes.

#### Choix des critères et des indicateurs utiles à une évaluation dans le cadre d'un suivi périodique

Il serait en effet regrettable d'aménager et de gérer un espace pour un groupe particulier d'espèces liées au corridor identifié en ignorant que l'on risque de perturber d'autres espèces indépendantes de la présence du dit corridor. Ainsi, par exemple, les espèces thermophiles peuvent être bloquées par le développement d'une végétation boisée favorable au continuum forestier.

Les critères utiles à la bonne gestion des corridors sont donc à la fois internes et externes au site :

- Les critères internes sont ceux utilisés pour une évaluation du potentiel écologique d'un corridor.
- Les critères externes sont ceux garantissant le maintien des contraintes environnementales dans leur limites reconnues et écologiquement acceptables.

Dans une phase de gestion à long terme des réseaux écologiques au niveau local (cas du territoire du nord Grésivaudan), on utilisera une grille d'indicateurs environnementaux (Annexe 2).

# 6.5 L'étude du patrimoine naturel dans le Pays de Bièvre-Valloire

Une première étude a débuté en 2005 par des inventaires naturalistes réalisés par un groupe de travail « FRAPNA – CORA – GENTIANA – Gère Vivante » sur la partie ouest du territoire Bièvre-Valloire portant sur les milieux ouverts du secteur ouest de l'extension du Schéma directeur de la région urbaine grenobloise. Ce travail a fait l'objet d'un premier bilan (FRAPNA – Réseau Patrimoine Naturel Isère, 2005).

Ces inventaires se sont poursuivis en 2007 dans le cadre d'une étude complémentaire, avec la même équipe de naturalistes appuyée par des géographes de l'AURG et un responsable d'opération du bureau ECONAT. Le but était de réaliser une nouvelle campagne de relevés naturalistes sur le secteur Est encore non prospecté, mais avec une orientation de recherche axée sur l'implémentation des relevés naturalistes dans une cartographie détaillée des réseaux écologiques telle que fournie initialement par le REDI.

Cette collaboration a permis de tester, sur une zone d'étude relativement importante pour l'Isère, une démarche plus complexe, mais permettant d'obtenir de résultats plus cohérents du point de vue écologique.

La démarche de technique cartographique, appliquée dans cette étude, est peu différente de celle utilisée pour établir le REN-CH et le REDI, mais elle a permis de développer une démarche de cartographie automatisée et surtout de tenter l'application des techniques d'évaluation à partir de données naturalistes récentes. Pour une fois, il devait être possible de baser la démarche des « réseaux écologiques hiérarchisés » non pas uniquement sur des données existantes, non vérifiées ou non actualisées, mais si possible sur des données collectées directement pour alimenter l'analyse cartographique. Cette démarche n'est pas entièrement innovante dans la mesure où nous l'avons pratiquée depuis plus de 20 ans dans une douzaine de projets de grandes d'infrastructures de transport soumis à étude d'impact en Suisse comme en France. Cependant, dans ces derniers cas, la collecte de données naturalistes par échantillonnage étaient organisées pour renseigner des sites touchés directement par des emprises de projets, alors que dans le projet Bièvre-Valloire l'échantillonnage devait porter sur un ensemble paysager, relativement diversifié et étendu, dont l'infrastructure naturelle (le réseau écologique) couvre la totalité du paysage.

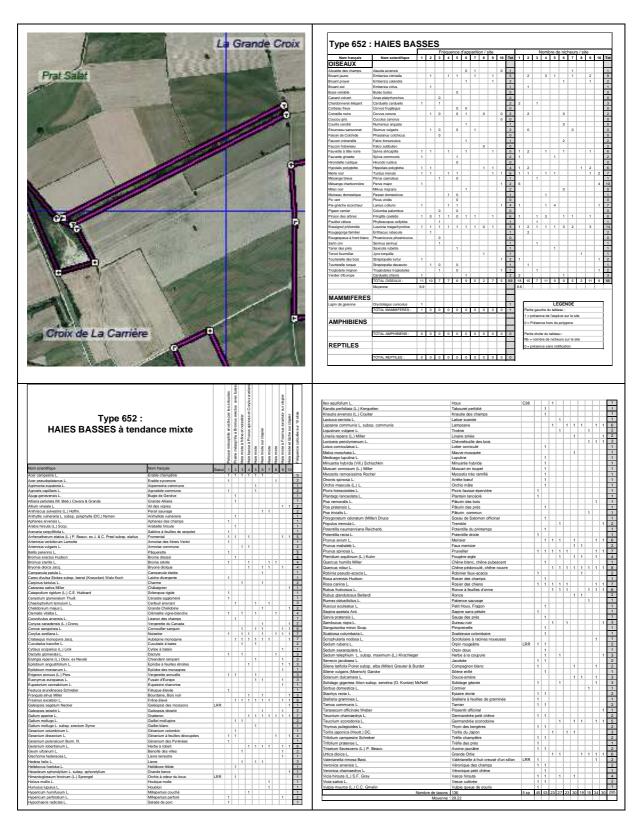
La démarche et les exemples de résultats obtenus ont déjà été largement présentés dans les chapitres précédents. Il est donc inutile de décrire à nouveau tout le processus de travail. Par contre, il paraît intéressant de préciser les avantages et les limites de la méthode mis en évidence au cours de cette étude.

#### Point 1. Utilisation des données numériques d'occupation du sol de SPOT Thema.

L'acquisition d'une base de données numériques ST, nettement plus détaillée que CORINE Land cover, fournit une précision d'analyse totalement compatible avec l'élaboration de cartes au 1/25'000°. Cette base de données doit tout de même être enrichie par des données linéaires essentielles, non prises en compte dans les catégories d'occupation du sol, mais avec un minimum de manipulation (cf. Chap.4.5.2).

Avantages: La sélection des continuums est relativement aisée et surtout la définition des limites des polygones est d'une précision largement suffisante pour obtenir les zones d'extension, les marges écotonales et les corridors de chaque continuum ST. Des prospections de validation par échantillonnage ou par transects sont nécessaires et peuvent être combinées avec les échantillonnages naturalistes.

Inconvénients: La définition des types de végétation reste insuffisante notamment pour les prairies et les cultures. Une analyse plus détaillée des couvertures végétales, par des visites de terrain avec une cartographie manuelle, est indispensable pour obtenir des réseaux spécialisés ce qui entraîne des coûts supplémentaires. Cette démarche est généralement possible à une échelle locale dans la mesure où des enjeux sont identifiés sur des thématiques particulières (par exemple: prairies sèches riches en orchidées ou en papillons). Les données ST doivent être achetées auprès du fournisseur des images satellitaires SPOT et sont soumises à des restrictions d'utilisation. Les données sont disponibles uniquement pour l'acquéreur direct et ne sont transmissibles à un partenaire que sous forme de résultats d'analyse (données transformées sans les données de base).



**Figure 70.** Exemple d'organisation des données naturalistes de référence dans le cadre d'une étude de réseaux écologiques. Les données sont géoréférences au niveau d'un habitat inventorié. Les données de faune et de flore des habitats d'un même type sont regroupées par tableaux comparatifs.

Source: ECONAT-Concept & al, (2010)

Berthoud G.

#### Point 2. Choix d'un logiciel de cartographie sur SIG.

L'utilisation d'un système d'information géographique est indispensable pour gérer les données fournies par les réseaux écologiques. Les logiciels disponibles sur le marché sont nombreux mais plus ou moins bien adaptés aux traitements des données. Au départ pour l'établissement du REN-CH et du REDI nous avons utilisé exclusivement le logiciel ARC-INFO qui nous permettait de gérer efficacement la grande masse de données collectées à l'échelle nationale et surtout de faire des saisies automatiques de données manuelles scannées. Par la suite, nous avons progressivement utilisé ARC-VIEW plus convivial. Dans les analyses plus récentes, nous avons adopté le logiciel MAP-Info, moins performant dans les traitements, mais plus simple et moins coûteux à l'usage courant. L'étude du Pays Bièvre-Valloire a été l'occasion d'utiliser exclusivement MAP-Info et d'automatiser au maximum les procédures de saisie de données.

Avantages : Actuellement les différents logiciels sont pratiquement équivalents dans la gestion des données simples. Le logiciel MAP Info offre l'avantage non négligeable d'être couramment utilisé par les bureaux d'études avec des possibilités de transfert de données vers des systèmes plus complexes.

Inconvénients : L'enrichissement ou la correction des données vectorielles, par exemple pour saisir des nouveaux polygones de sites particuliers, augmente sensiblement les temps de traitement avec MAP Info.

#### > Point 3. Utilisation d'inventaires naturalistes.

La collecte de données naturalistes fiables et récentes est indispensable pour la mise en place d'une gestion cohérente du patrimoine naturel. L'organisation des inventaires naturalistes doit être strictement orientée vers un échantillonnage représentatif de tous les milieux caractéristiques présents dans un paysage (Fig. 70). Sans quoi les données ne sont que très partiellement exploitables.

Avantages: Les données par échantillonnages représentatifs peuvent servir de référence pour des sites non prospectés du territoire, du district naturel ou de la région. Une banque de données de référence peut progressivement être mise à disposition pour d'autres études. Un choix de sites représentatifs réalisé préalablement aux visites de terrain oblige les naturalistes de différentes spécialités (flore, oiseaux, mammifères, insectes, etc.) à visiter les mêmes endroits. Les données sont donc complémentaires même si elles ne sont pas exhaustives.

Inconvénients: Les budgets pour réaliser les inventaires sont généralement trop limités pour obtenir d'emblée des inventaires réellement entièrement représentatifs. On est donc obligé de faire des choix en laissant de côté les milieux anthropiques ou peu fréquents qui ont aussi leurs particularités et leurs intérêts écologiques. On peut toutefois reprendre les milieux écartés dans la première phase dans le cadre d'études ultérieures plus locales.

#### > Point 4. Données d'inventaires formatées pour une approche écosystémique.

L'application de la méthode des « réseaux écologiques hiérarchisés » est contraignante pour l'organisation de la collecte puis du traitement des données. Il s'agit en effet de pouvoir tirer un maximum d'informations des données d'inventaires. Dans une approche écosystémique l'information utile se rattache à un habitat, un écocomplexe ou un secteur, défini par des limites écologiques et non par des limites sans réalité écologique, telles que la parcelle, la commune, le quadrat de surface (ha ou km²).

La donnée doit pouvoir se rattacher à des facteurs écologiques mesurables pour en déduire des corrélations éventuelles. L'information naturaliste étant toujours coûteuse en termes d'effort d'acquisition, elle doit par conséquent être aussi complète que profitable pour l'analyse du territoire étudié.

Les données naturalistes doivent être géoréférencées, être exhaustives ou du moins représentatives de l'entité spatiale analysée et doivent poser un diagnostic sur le statut biologique des taxons inventoriés. Les données de type atlas de répartition de faune ou de flore sont malheureusement d'aucune utilité autre que des recoupements sur la probabilité de rencontrer un taxon à un endroit donné.

Avantages : Les données d'observation sont opérationnelles pour une analyse comparative globale des habitats ou pour l'analyse des réseaux écologiques spécialisés.

*Inconvénients* : Les fiches de saisie des bases de données traditionnelles de types atlas doivent être reformatées pour être polyvalentes.

#### > Point 5. Gestion des données cartographiques.

La gestion des données cartographiques d'occupation du sol doit pouvoir se faire au sein d'une équipe compétente pouvant réaliser également l'exploitation des données et notamment les évaluations de potentiels écologiques nécessaire à la hiérarchisation des réseaux écologiques.

La mise en forme et ensuite l'analyse des données demandent à la fois des compétences de géographe formé sur les SIG et de naturaliste formé sur les modélisations écosystémiques. Une collaboration suivie dans le cadre d'une équipe interdisciplinaire est nécessaire pour créer une réelle compétence en matière de gestion et d'analyse de réseaux écologiques.

Avantages : Le travail interdisciplinaire créé un véritable transfert de compétences indispensable à la gestion et à l'évolution à long terme des données et des modèles mis en place. La robustesse du modèle cartographique est renforcée.

*Inconvénients :* Le processus de travail est ralenti par de multiples itérations mais il est indispensable pour une réelle acquisition de compétence.

### **Encart 13**

# Cahier des charges pour la collecte de données naturalistes utilisables dans une cartographie de réseaux écologiques hiérarchisés.

#### • Typologie des habitats de la zone d'étude :

- Un habitat correspond à des structures topologiques et végétales liées par un même facteur écologique (sol, eau, structure boisée, structure ouverte, etc.)
- Etablir une liste exhaustive de tous les types d'habitats naturels et artificiels rencontrés sur la zone d'étude en prévision de l'établissement d'une cartographie complète et d'un échantillonnage représentatif des habitats présents.
- On distinguera si nécessaires des sous-classes d'habitats qui seront notées au moment des relevés sur le terrain.

#### Sélection de sites d'échantillonnage :

- Chaque type d'habitats doit faire l'objet d'un nombre de relevés suffisants pour qu'on puisse en décrire les principales caractéristiques biologiques. A savoir : liste et abondance des espèces, mode d'utilisation du site au cours de l'année. Il faut donc prévoir de pouvoir accéder aux sites en période favorable et obtenir les autorisations éventuelles des propriétaires.
- Si certains sites ne peuvent être inventoriés pour des problèmes d'accessibilité ou de budget, on laissera de coté les sites anthropiques qui seront analysés globalement.

#### Sélection des groupes taxonomiques :

- On cherchera à établir une liste d'espèces rencontrées parmi des groupes taxonomiques facilement maîtrisables, mais au minimum : ensemble de la flore supérieure, ensemble des vertébrés, choix d'invertébrés indicateurs écologiques (Odonates, Lépidoptères, Orthoptères, Coléoptères). Ces derniers sont généralement choisis en fonction des spécialistes disponibles au sein d'un groupe de travail. Les oiseaux qui sont souvent privilégiés ne sont pas les meilleurs indicateurs pour un habitat restreint, mais sont par contre des bons indicateurs pour des complexes d'habitats.
- Le comportement des espèces est aussi important que de constater leur présence.
   Il faut être capable d'interpréter le comportement et prévoir un temps d'observation suffisant au moment du contact.

#### Organisation des inventaires :

 Les inventaires nécessitent des parcours de visite souvent importants. Il est préférable de grouper les sites d'échantillonnage selon des circuits ou des transects simples.

#### (Suite de l'encart)

- Les visites nécessaires pour déceler la présence des espèces doivent généralement être réparties sur plusieurs périodes de la journée ou de la saison pour déceler la présence des différentes espèces. Chaque spécialiste doit définir à l'avance la fréquence et les périodes optimales de ses visites.
- Les inventaires sont coordonnés de manière que chaque spécialiste visite le même site pour réunir un maximum d'information sur le type d'habitat sélectionné.
- Des données négatives, telles que l'absence d'espèces intéressantes, constituent une information valable dans l'analyse globale. Il est inutile de chercher en dehors du site prédéfini.

Les inventaires naturalistes constituent un investissement important par rapport à l'ensemble de l'étude. Il est donc nécessaire que les données collectées soient utilisables de manière optimale en respectant les points suivants :

- Les données doivent être fiables en étant fournies par des spécialistes expérimentés.
- Les données doivent être homogènes en veillant à répartir un effort de prospection uniforme sur l'ensemble des sites sélectionnés
- Les observations fortuites hors des sites à prospecter sont toujours utiles mais doivent figurer séparément sur des fiches ad'hoc.
- Les données collectées doivent renseigner la capacité d'accueil et de développement du site.

#### Elles sont donc à la fois :

- de nature qualitative : liste des espèces avec distinction de leur statut régional (espèce commune, rare, protégée, etc.),
- de nature quantitative : nombre d'individus ou de pieds observés ou appréciation de l'abondance,
- de nature fonctionnelle : statut biologique sur le site (reproduction, alimentation, refuge, etc.), comportement, dynamique de développement.

Les données collectées doivent pouvoir servir de référence dans une banque de données locales ou régionales, en étant livrées dans un format standard.

#### > Point 6. Le processus de validation par une participation active des utilisateurs.

L'utilisation de méthodes de modélisation cartographique reste complexe. La logique de la démarche doit être comprise par les différents contributeurs et utilisateurs des résultats pour avoir des chances d'être comprise et acceptée. Il ne sert à rien d'investir beaucoup d'efforts et de moyens financiers pour obtenir des résultats compliqués si l'outil offert par la cartographie des réseaux écologiques reste inutilisé. Les applications proposées seront suivies de peu d'effets si la méthode d'analyse et la logique des résultats justifiant les applications, ne sont pas comprises.

Avantages : Les problèmes et les solutions sont perçus par anticipation sous forme d'enjeux avant de poser un diagnostic définitif et des mesures d'application incomprises.

*Inconvénients :* Le processus de travail, d'information et de justification demande plus de temps que le travail brut d'élaboration et d'analyse de la situation.

# 6.6 Les réseaux écologiques dans le PLU de la commune de Saint-Martin d'Uriage.

La commune couvre 3650 ha, répartis entre 320 m et 2200 m d'altitude dans le massif de Belledonne, à 15 km à l'Est de Grenoble.

Le territoire communal est divisé globalement en 4 grands espaces découpés par étages :

- Un grand massif forestier occupe les zones d'altitude,
- Une zone urbaine et périurbaine d'environ 400 ha
- La zone urbaine s'est développée en pleine zone agricole occupant le piémont
- Une zone mixte de forêts et de pâturages située à l'envers du piémont.

Les activités locales sont axées sur le thermalisme et le casino communal mais conservent une part importante d'activités rurales et forestières traditionnelles. Les activités agricoles se développent même si les surfaces d'exploitations agricoles tendent à diminuer au profit de l'urbanisation.

La commune compte 5200 habitants répartis sur 15 hameaux desservis par 80 km de routes communales.

En 2003 de nombreux contentieux notamment liés à l'environnement ont incité la commune à réviser son PLU. Plusieurs études ont été conduites pour mieux cerner la richesse du patrimoine naturel communal :

- Une première étude a eu pour but d'établir un plan de gestion de l'Espace Naturel Sensible (ENS) de la tourbière des Seiglières incluse dans la zone forestière.
- Une étude « Identification des réseaux écologiques sur le territoire communal de Saint-Martin d'Uriage » a été réalisée en 2005, par le groupe de travail « ECONAT-CORA-FRAPNA-Gentiana ».
- Une autre étude concernant un inventaire des arbres et des haies remarquables a été réalisée en parallèle par l'association DRYADES.

Les résultats cartographiques et les inventaires ont été transmis à un bureau d'études en charge du document d'urbanisme pour établir les critères définitifs de délimitation des corridors et de les hiérarchiser. Il s'agissait notamment de passer de la carte d'ensemble des réseaux écologiques établie au 1/25'000° pour passer à une échelle de carte sur fond cadastral au 1/5'000° utilisée pour établir le zonage définitif du PLU.

Il est intéressant d'examiner la démarche communale :

La publication du REDI en 2001 avait amené la commune à s'interroger sur l'intégration de l'urbanisation galopante dans un contexte de réseaux écologiques apparemment bien développés sur le territoire communal, mais dont les enjeux étaient difficiles à comprendre. En effet, selon la cartographie initiale du REDI, tout le territoire hormis les zones bâties est inclus dans un vaste continuum forestier partiellement superposé avec un continuum de prairies thermophiles. Or les problèmes de la commune étaient surtout liés au mitage progressif des surfaces agricoles par des constructions dispersées qui avaient tendance à s'agglutiner aux abords des ruisseaux classés en zones à risques naturels.

La cartographie des réseaux écologiques sur la commune a distingué quatre types de continuums caractéristiques :

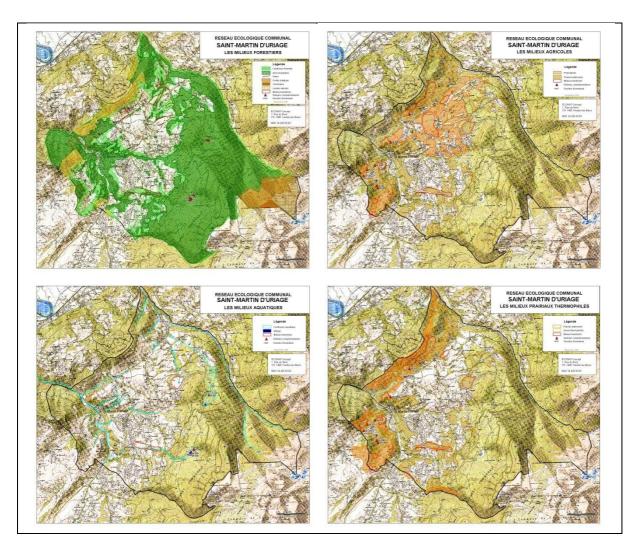
- le continuum forestier général découpé en 6 sous-réseaux : landes alpines, cembraies, forêts subalpine, forêts mixtes de conifères, hêtraie à sapin, hêtraie-chênaie,
- le continuum agricole de terres arables, divisé en zones intensives et en zones extensive,
- le continuum aquatique et palustre, regroupant les torrents, les zones humides et quelques étangs,
- le continuum prairial, constitué de prairies maigres thermophiles et de prairies permanentes mésophiles.

Chaque continuum comportait des zones nodales identifiées sur le terrain par des relevés de faune et de flore (Fig. 71).

Les enjeux pour la planification du territoire communal portaient uniquement sur :

- le maintien des «corridors biologiques» à savoir, en termes de cartographie, des zones écotonales bordant les lisères forestières et les bords de ruisseaux,
- la protection des « noyaux de nature », connus par des espaces naturels protégés (ENS, sites

NATURA 2000) et sur des zones nodales complémentaires éventuellement désignées par nos inventaires.



**Figure 71.** Cartographie manuelle des 4 principaux continuums caractéristiques de la commune de Saint Martin d'Uriage.

Source : ECONAT-Concept (2006)

Dans cette situation, le critère de polyvalence des différentes zones, notamment celles qui sont proches des lisières, a été le seul outil de hiérarchisation utilisé pour désigner des espaces prioritaires à inscrire dans le plan local d'urbanisme (PLU).

L'abondance des espèces et l'importance de la fréquentation des corridors ont été l'objet de nombreuses discussions au sein des comités, mais n'ont jamais été mises en doute.

Les espaces reconnus comme corridors sont pris en compte de manière différente selon le caractère de base des zones traversées. A titre d'exemple :

- Les corridors en zone naturelle sont identifiés par un zonage codé « Nco ».
- En zone agricole, les corridors biologiques conservent leur statut agricole mais avec des limitations en termes d'utilisation de biocides et d'installation de clôtures.
- Les corridors en zones à construire avec des restrictions pour l'existence de risques naturels (avalanches et divagation de cours d'eau) renforcent l'interdiction de construire et d'installation de clôtures.

En 2008, dans le PLU, afin de conserver les continuités et les corridors écologiques communaux, 40 hectares ont été déclassés de zone urbanisable à zone naturelle.

#### **Encart 14**

# Applications locales de la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés

Un objectif prioritaire de la démarche présentée est de pouvoir décliner localement le cadrage écologique à appliquer à des actions d'aménagement ou de gestion tout en assurant une cohérence écologique aux niveaux supra-local et régional.

Dans ce cas, les échelles usuelles de cartographie des projets vont s'étaler du 1/25'000<sup>e</sup> au 1/1000<sup>e</sup>.

La définition préalable d'une zone d'étude ou d'une zone de référence va permettre la mise en cohérence. Cette vision globale doit toujours tendre à obtenir la vision d'ensemble du niveau d'organisation biologique supérieur à celui visé par le projet (cf. chapitre 3.2).

Ainsi, la gestion ou l'aménagement d'un ensemble d'habitats (éventuellement un habitat ou encore une fraction d'habitat) devrait toujours chercher à cadrer l'action prévue en l'intégrant dans le secteur écologique concerné. Ce dernier étant lui-même cadré au niveau du district naturel auquel l'ensemble d'habitats appartient.

Cette vision par emboîtement des paliers d'organisation biologiques constitue la meilleure garantie de prise en compte des mécanismes d'interconnexion et donc d'interactions entre les habitats qui favorise le maintien et le développement de la biodiversité.

Concrètement, l'étude d'un projet local commencera toujours par une définition cartographique des secteurs écologiques générés par la fragmentation anthropique du paysage.

Les actions prioritaires de restauration du potentiel écologique du compartiment paysager découleront logiquement de cette analyse :

- □ Conserver le patrimoine existant en gérant les espaces remarquables.
- □ Rétablir les interconnexions indispensables entre les secteurs écologiques adjacents.

Berthoud G.

#### CHAPITRE VII

### **Perspectives**

#### Fil rouge

Le projet ECONNECT a globalement pour but de mettre en place un réseau d'espaces protégés à l'échelle de l'Arc alpin dans le cadre communautaire de la Convention alpine. Le but du guide méthodologique est de présenter l'ensemble des bases méthodologiques de l'outil « réseaux écologiques » développé au cours de diverses applications en Suisse comme en France, depuis 10 ans et plus, et de réaliser ainsi un transfert de connaissances en termes de mise en réseaux d'espaces protégés, en prévision d'applications dans les zones pilotes de l'arc alpin.

La modélisation écosystémique du paysage par l'application de la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés est à la fois souple et exigeante. Elle est souple dans la mesure où elle permet d'obtenir rapidement une vision provisoire et évolutive des réseaux existants à partir de données numériques couramment utilisées. Les données naturalistes même incomplètes viennent en appui pour caler les premiers modèles locaux ou régionaux.

Elle est progressive et évolutive dans la mesure où des investigations plus détaillées au niveau de la cartographie sur le terrain également appuyée sur des nouveaux relevés naturalistes vont permettre d'améliorer les premiers modèles en introduisant des critères supplémentaires.

Finalement elle est exigeante dans sa démarche et ses structures d'organisation qui visent une cohérence écologique optimale dans l'approche des paysages. Les modèles « administratifs » de l'interconnexion des espaces protégés tels que proposé par le concept du Réseau écologique paneuropéen ne sont pas totalement réalistes au niveau de l'établissement des schémas de réseaux dans la mesure où les priorités dans les démarches ne sont pas appropriées pour garantir l'efficacité des systèmes de réseaux mis en place.

La cohérence écologique prévue par la directive Habitats (art. 10) ne doit pas être prévue comme un moyen de rattrapage pour compléter les réseaux d'espaces protégés, mais doit au contraire être une condition sinéquanone pour définir des réseaux écologiques : ce n'est pas la vision anthropique (administrative) de ce que l'on peut protéger qui doit prévaloir, mais au contraire la vision écosytémique des interrelations biologiques dans un paysage qui doivent définir où il est nécessaire de gérer et de protéger les éléments paysagers. L'analyse de l'exemple isérois permet de mettre en évidence quelques biais de l'approche.

## 7.1 Applications dans l'arc alpin

Le projet européen ECONNECT vise l'établissement d'un réseau écologique alpin large, mais la démarche est axée en premier lieu sur la mise en place d'un réseau d'espaces protégés dont le but final est de conserver à long terme l'ensemble de la biodiversité présente dans l'arc alpin. Il est donc important d'avoir une approche écologiquement cohérente de ce fabuleux réservoir de biodiversité en se posant les bonnes questions. Le rapport de synthèse paru récemment « Aperçu des instruments les plus importants aux sujets des réseaux écologiques dans l'espace alpin » (CIPRA alpMedia, 2009) est l'occasion de recadrer les différentes démarches.

#### Quelles sont les particularités écologiques de cet espace alpin ?

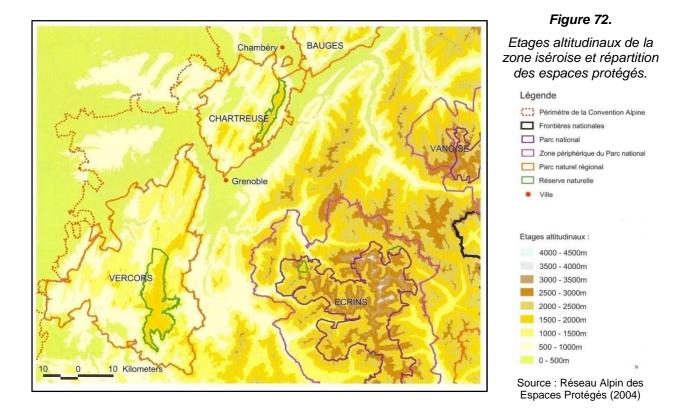
Dans les régions alpines, comme dans tous les massifs montagneux, l'orographie, la géologie et le climat vont générer la diversité des habitats et par conséquent la richesse biologique. Ces trois paramètres vont

créer une organisation caractéristique des habitats par étages horizontaux de végétation et par une présence importante d'infrastructures naturelles sous formes de crêtes, de ravins, de vallées et de falaises. Il va en résulter une extraordinaire mosaïque d'habitats, dont les biocénoses sont soumises à une forte dynamique naturelle caractérisée par des échanges inter-habitats organisés essentiellement par la présence d'innombrables marges écotonales.

Dans cette situation particulière, les habitats des zones de montagnes sont inclus dans des réseaux multiples, rendus complexes par de nombreuses structures et obstacles naturels. Ils sont ainsi organisés en réseaux écologiques hyperfonctionnels générés par une fragmentation spatiale naturelle.

Les corridors biologiques apparaissent, comme partout ailleurs, avec le développement lié à l'occupation du sol par les activités et les constructions humaines. Cependant, en zones de montagne, les activités agro-pastorales, les constructions d'habitations et les infrastructures de transport vont se concentrer dans les fonds de vallée et sur quelques pentes ou replats accessibles. Ils sont donc là aussi créés par des situations de conflits locaux créés par des occupations du sol écologiquement inappropriées.

Dans la perspective d'une gestion des espaces naturels en zones de montagnes, encore plus que dans d'autres paysages, il s'agit de comprendre le fonctionnement des réseaux écologiques avant de vouloir constituer des corridors de connexion entre des espaces protégés.



# La question principale est la suivante : Faut-il connecter les aires protégées ou veiller à ce que les continuums en place restent interconnectés ?

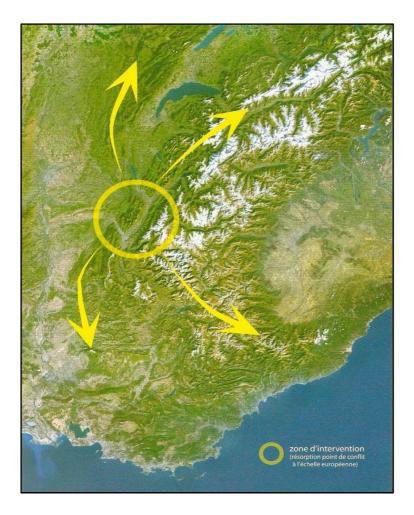
La partie alpine de l'Isère a été retenue comme une des 8 zones exemples pour étudier l'application des principes du réseau écologique transfrontalier de l'arc alpin.

L'analyse de cette zone formée autour des parcs naturels régionaux du Vercors, de Chartreuse, du massif des Bauges et du Parc national des Ecrins est très représentative pour la démarche du projet ECONNECT. Elle couvre une superficie totale de 3'250 km², dont 1450 sont inclus dans des aires protégées. La simple analyse de la répartition des surfaces des étages altitudinaux avec celle des espaces protégés (Fig. 72) permet de comprendre la double problématique de mise en œuvre d'un réseau d'espaces protégés et de la cartographie des réseaux écologiques. En effet, il existe de bonnes complémentarités en termes de similitude d'habitats de moyenne altitude, entre la Chartreuse, le Vercors et les Bauges. La proximité directe des trois massifs laisse effectivement prévoir que des échanges de propagules sont possibles. Par contre, les fonds de vallées alpines de basses altitudes, envahis par une très forte urbanisation au niveau de Chambéry et de Grenoble, créent une coupure pratiquement infranchissable (cf. chap.6.3). Sans la

reconstitution de corridors de connexion directe mise en place par la seule volonté de reconnecter les trois espaces protégés, il n'existe actuellement aucune chance de contact entre ces massifs.

La situation des réseaux écologiques existants, entre les massifs des Ecrins, de Belledonne et de la Vanoise est différente, la plus grande partie des habitats est liée aux coteaux et aux piémonts situés en dehors des espaces protégés. Les circulations des propagules sont dans ce cas, multiples et diffuses. La création de corridors n'a pas vraiment de justification dans la mesure où il serait pratiquement impossible de définir des espaces de connexion limités dans l'espace, attractifs et efficaces pour la faune et la flore. Dans cette situation, seule une gestion globale des réseaux écologiques déjà en place est nécessaire. Les contraintes de gestion sont alors liées à une modulation des perturbations éventuelles. La traversée de la vallée de la Maurienne, notamment avec le tracé d'autoroute et le TGV, profite d'un certain nombre d'ouvrages de franchissement pour la faune conformes aux prescriptions actuelles en termes d'efficacité. Il sera probablement nécessaire de réserver dans l'avenir des corridors d'accès aux passages en place afin d'éviter le développement d'activités ou des constructions gênantes.

On notera également la faible représentativité des habitats de basse altitude inclus dans les périmètres des parcs de la Vanoise et des Ecrins. Pour obtenir et garantir à long terme une connectivité suffisante sur l'ensemble de la zone choisie comme exemple, il sera nécessaire de préciser le statut de l'ensemble des territoires situés hors parcs sur les piémonts, notamment des massifs de Belledonne et de la Vanoise.



#### Figure 73.

Schéma justificatif des enjeux de réalisation des corridors du Grésivaudan dans le cadre des réseaux alpins des espaces protégés.

Source : Projet FEDER.

Conseil général de l'Isère (2008)

Le schéma résumant les enjeux de la zone en termes de corridors à mettre en place entre les 4 parcs met en évidence le rôle stratégique de cette portion du territoire isérois et la nécessité de restaurer les corridors du Grésivaudan (Fig. 73). Toutefois, il faut rappeler que la définition précise et complète des réseaux écologiques reste un préalable indispensable pour comprendre, gérer et justifier la mise en place des corridors biologiques.

Dans une approche de type « réseaux écologiques hiérarchisés » une aire administrativement protégée ne correspond souvent que très partiellement aux zones nodales de différents continuums présents sur un territoire. Généralement on observe que certains habitats par exemple de types agro-pastoraux, des cours d'eau avec leur zones alluviales ou des piémonts à prairies thermophiles, peuvent former des continuums intéressants mais ne sont pas inclus dans les limites du parc pour des raisons purement administratives.

Cette enveloppe environnementale d'une aire protégée peut progressivement être annexée dans les zones périphériques (zones tampon) du parc, mais les surfaces restent le plus souvent limitées aux seuls espaces tampons nécessaires pour garantir la tranquillité des zones centrales et ne sont donc pas suffisantes pour couvrir les zones d'extension et encore moins les corridors éventuels pour des dispersions spontanées à partir des zones nodales.

La cartographie complète des réseaux écologiques doit permettre de recadrer l'ensemble des développements potentiels des différents continuums existant dans un secteur. Les choix de gestion, les projets d'aménagement et les priorités éventuelles à donner pour des corridors stratégiques vont être obtenus logiquement par l'outil cartographique général des réseaux écologiques.

En résumé, dans une stratégie de développement des espaces protégés dans le réseau écologique alpin, il ne faut surtout pas faire l'erreur d'adopter une vision trop réductrice en considérant ce réseau comme étant uniquement une association d'espaces protégés interconnectés, ce qui sous-entendrait, à tort, qu'une partie de l'arc alpin n'est pas concernée. L'objectif n'est pas uniquement de former un réseau d'espaces protégés, mais bien de parvenir à conserver un véritable réseau écologique fonctionnel, avec suffisamment d'espaces protégés pour garantir le développement des espaces les plus sensibles.

# 7.2 Analyse critique des modèles de base pour l'établissement des réseaux écologiques

Le rapport de synthèse publié récemment par CIPRA alpmedia (2009) est l'occasion d'attirer l'attention sur les différences d'approche des réseaux écologiques telles que proposées par l'UE ou telles que développées dans ce guide.

#### Point 1. Approche globale ou approche sélective pour les réseaux écologiques ?

Le principe des réseaux écologiques basé sur l'interconnexion écologique des habitats n'a jamais été remis en question. Seule la formulation des objectifs peut prêter à confusion :

- 1. Pour faire suite aux applications de la Directive Habitats 92/43/CEE, instituant le programme Natura 2000 pour une série d'habitats et d'espèces prioritaires éligibles pour des mesures de protection, la démarche de définition des réseaux écologiques dans le cadre du Réseau écologique pan-européen a visé le développement d'un système d'habitats prioritaires organisés en réseaux à travers toute l'Europe. Cette démarche sélective s'inscrit dans les concepts traditionnels de protection de la nature qui ont cherché à protéger la nature et les espèces dites « remarquables ». Malgré des succès nombreux et probants, cette philosophie a précisément montré ses limites d'efficacité en étant incapable d'enrayer l'érosion de la biodiversité dans le monde.
- 2. La prise en compte de l'interconnexion des habitats et d'une dynamique écosystémique dans le paysage offre aujourd'hui de nouvelles perspectives de conservation de la nature. Cette nouvelle approche nécessite au contraire des démarches non sélectives et une gestion globale de la complexité des interactions. Dans ce but, elle va chercher à comprendre et gérer la nature des espèces dites « ordinaires » en replaçant la nature « remarquable » dans son contexte environnemental réel.

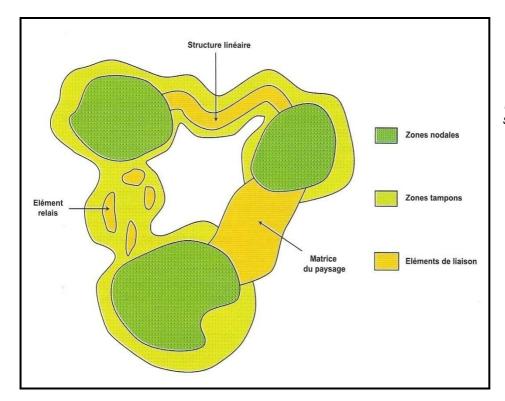
#### Point 2. Quel modèle pour un réseau écologique ?

Le modèle de réseau écologique proposé par BENNETT (1998) dans le cadre de la mise en œuvre du réseau pan-européen illustre l'approche théorique des éléments de base à utiliser pour constituer un réseau selon l'optique CEE (Fig. 74). Malheureusement sur le terrain ce modèle s'avère trop simplificateur pour permettre de définir réellement un réseau écologique fonctionnel :

- La zone nodale ne coïncide que rarement avec une zone protégée dans la mesure où de nombreuses zones vitales complémentaires ne sont généralement pas incluses dans le périmètre protégé initial.
- 2. La notion de zone tampon doit être modifiée pour être définie comme zone d'extension ou de propagation. En effet la protection d'une zone centrale dans un parc nécessite certainement une zone tampon permettant de contrôler les éventuelles perturbations sur la zone totalement protégée. Du point de vue biologique les propagules issues de la zone centrale vont se disperser sur une zone beaucoup plus vaste qui fait partie du continuum d'habitats favorables.

3. Les trois types de corridors ne sont pas forcément appropriés lorsqu'il s'agit d'éléments de connexion qui se prolongent sur plusieurs kilomètres. Dans ce cas ils prennent obligatoirement une certaine ampleur pour être fonctionnels. Dans ce cas, ils peuvent couvrir des surfaces aussi importantes, voire plus importantes que les espaces protégés. Dans la réalité, sur le terrain on a affaire à une matrice paysagère organisée elle-même en réseaux écologiques selon des règles de fonctionnement bien précises, comportant notamment divers types de réseaux spécialisés dont certaines parties sont plus ou moins polyvalentes. Le choix d'un espace « corridor biologique » ne peut pas être réalisé uniquement selon des critères administratifs.

En d'autres termes : C'est toujours la nature qui décide !



#### Figure 74.

Eléments d'un réseau écologique selon l'approche sélective axée sur des espaces protégés interconnectés, telle que voulue par l'UE.

Source: BENNETT (1993)

En fonction des remarques précédentes, le modèle d'une remise en réseau local d'habitats (Fig. 75) devrait être interprété de la manière suivante :

#### Situations illustrées :

#### 1. Situation antérieure :

Le paysage se compose d'une multitude d'éléments reliés les uns aux autres et forme une structure cohérente.

#### 2. Situation actuelle :

Le paysage est fragmenté, chaque élément de paysage est isolé des autres par un paysage agricole extensif.

#### 3. Etat intermédiaire :

Les zones centrales isolées les unes des autres, sont élargies et deviennent des biotopes relais.

## Commentaires en fonction des applications de la méthode des réseaux écologiques :

- Il ne s'agit pas d'un schéma illustrant des zones nodales d'un habitat particulier mais plutôt des biotopes forestiers fragmentés.
- Les zones tampons figurent les marges écotonales du continuum forestier. Les biotopes élargis par des lisières fonctionnelles peuvent jouer le rôle de zones d'extension complémentaires dans un système fonctionnant en métapopulations.
- Les biotopes relais de type forestier (haies et arbres isolés en zone agricole) peuvent être inclus dans un corridor de type forestier et écotonal.

#### 4. Situation future:

Les corridors écologiques existant entre les éléments isolés du paysage sont revitalisés ou bien recréés. L'agriculture s'extensifie. Ainsi les zones centrales et biotopes relais peuvent être reliés entre eux Une fois l'emplacement des corridors forestiers définis par consensus avec les exploitants agricoles des mesures d'extensification sont prises sur les surfaces désignées. Le fonctionnement en métapopulations des biotopes forestiers est ainsi assuré.

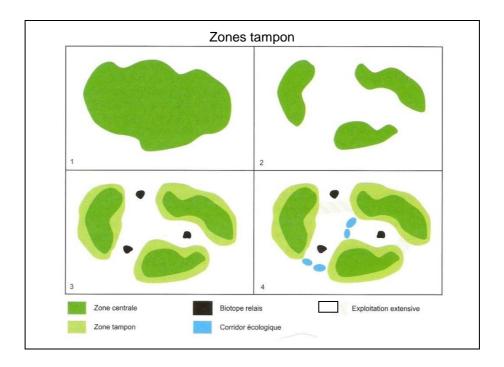


Figure 75. Etapes de remise en état des réseaux locaux d'habitats.

Source: CIPRA alpMedia (2009)

L'illustration de la mise en place de réseaux telle qu'illustrée dans le rapport de CIPRA alpMedia (Fig. 76) reste très théorique. Sur la figure n'apparaissent que des limites administratives et des limites d'applications de mesures qui ne sont pas forcément en cohérence avec la présence des réseaux écologiques. La sélection de zones prioritaires pour des stratégies d'application de types « paysage protégé », « éléments de liaison linéaire (= corridor) » et « application de mesures agro-environnementales » doivent répondre à des critères contraignants définis par la présence des réseaux écologiques. Il n'est possible de relier que des habitats de mêmes affinités écologiques ou complémentaires pour le cycle vital des espèces. C'est pourquoi la définition des réseaux écologiques spécialisés doit toujours servir de trame de fond à la mise en réseau administrative.

Il est vrai que la majorité des parcs et des réserves naturelles de l'arc alpin protège essentiellement des ensembles d'habitats de moyenne et haute altitude. Cependant, même dans cette situation, l'intérêt biologique de ces espaces protégés est généré par la confluence de divers continuums étroitement imbriqués, qui dépendent ou qui alimentent d'autres habitats de plus basse altitude.

Par conséquent, il est nécessaire de compléter l'approche consensuelle trop administrative, par une approche basée sur des critères plus écosystémiques.

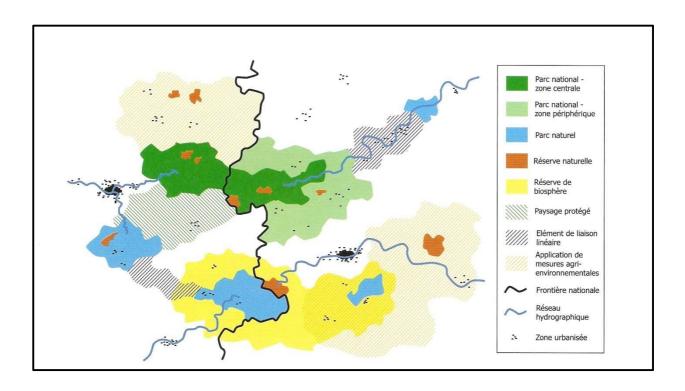


Figure 76.

Mise en place d'un réseau transfrontalier d'espaces protégés

Source : CIPRA alpMedia (2009)

# 7.3 Etapes de travail pour l'élaboration d'un réseau d'espaces protégés dans une approche écosystémique

Les étapes de travail qui suivent sont décrites en détail dans les chapitres 4 et 5 du présent guide. Elles sont rappelées ici pour recadrer la démarche.

#### Etape 1. Identification des ensembles paysagers déterminants.

Pour l'arc alpin il faut considérer au minimum les neuf types d'ensembles paysagers génériques suivants :

- Le continuum forestier de basse altitude,
- le continuum forestier d'altitude,
- le continuum des landes et fourrés
- le continuum des prairies, steppes et pâturages d'altitude
- le continuum rocheux,
- le continuum nival,
- le continuum fluvial et palustre,
- le continuum prairial xérique et mésophile
- le continuum anthropique.

D'autres types peuvent être ajoutés en fonction des caractéristiques régionales

#### Etape 2. Choix d'une base numérique d'occupation du sol.

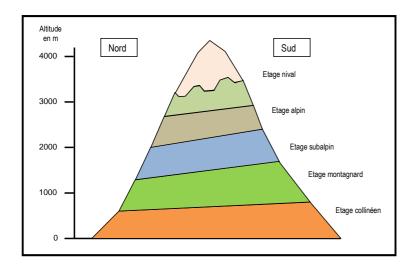
La base européenne Corine Land Cover est pratiquement imposée, toutefois des données cartographiques plus détaillées sont également un choix possible en prenant soin d'établir initialement un tableau des correspondances avec CLC.

#### Etape 3. Définition des zones d'extension de chaque continuum de base.

Ces zones sont obtenues par agrégation des différentes catégories d'occupation du sol (cf. chapitre 4.5.2).

#### Etape 4. Distinction des sous-ensembles de végétation.

L'utilisation d'un modèle numérique de terrain (MNT) permet de distinguer dans un format grille les zones altitudinales, les expositions en adret ou en ubac et les pentes, ce qui permet de modéliser spatialement les sous-ensembles de végétation en tenant compte a minima des étages de végétation (Fig. 77). La distinction de sous-ensembles de végétation est surtout utile pour organiser les inventaires de faune et de flore, mais peut très bien être réalisée dans une étape ultérieure.



#### Figure 77.

Correspondance des étages de végétation dans les Alpes selon Ozenda (1985). Chaque étage possède ses propres guildes d'espèces bien qu'elles soient constamment associées.

#### Etape 5. Adjonction cartographique des marges écotonales pour chaque continuum.

(cf. Chapitre 4.5.4).

#### Etape 6. Désignation des corridors propres à chaque continuum.

(cf. Chapitre 4.5.5).

#### Etape 7. Sélection des zones nodales de chaque continuum.

(cf. chapitre 4.5.6).

#### Etape 8. Evaluation de la qualité des continuums.

L'évaluation du facteur QUALITE nécessite l'établissement d'un tableau des diversités biologiques et de la valeur patrimoniale relative de chaque habitat pris en compte dans les continuums (Indicateur Q1), puis l'intégration des niveaux de naturalité (Q2) fournis par le SIG (cf. Chapitre 5.1.1).

#### Etape 9. Evaluation de la capacité de chaque continuum.

Le SIG peut établir directement un indice de compacité en combinant la surface et la structure de chaque polygone (cf. chapitre (cf. Chapitre 5.1.2).

#### Etape 10. Evaluation du niveau de fonctionnalité de chaque continuum.

L'évaluation du facteur FONCTION se fait en trois opérations successives :

- Le calcul de l'indice de polyvalence est fourni par le SIG.
- Le calcul de connectivité potentielle est également fourni par le SIG.
- L'intégration des obstacles et des zones perturbées peut se faire automatiquement sur SIG ou par des relevés de terrain.

#### Etape 11. Evaluation du potentiel écologique permettant d'obtenir des continuums hiérarchisés.

(cf. chapitre 5.1.4).

#### Etape 12. Tests de dispersion dans les réseaux.

Les espèces représentatives peuvent être utilisées pour tester la cartographie des réseaux écologiques. Il est souhaitable d'utiliser au moins une espèce connue (zones de reproduction localisées et capacité de dispersion documentée).

#### Etape 13. Analyse des espaces protégés.

Une fois les documents cartographiques des étapes précédentes réunis, il est nécessaire de faire un bilan objectif de la situation de chaque site protégé en répondant aux questions suivantes :

- Les zones nodales de chaque continuum sont-elles totalement ou suffisamment incluses dans les périmètres protégés ?
- Des définitions de nouvelles zones d'extension complémentaires sont-elles nécessaires ?
- La sélection de zones de connexion prioritaires est-elle possible ?

La réponse à cette dernière question est loin d'être évidente car dans de nombreux cas on se trouve dans la situation où la matrice paysagère entière joue un rôle d'espace de connexion et il n'y a pas de raison de sélectionner une zone limitée qui risque à long terme de restreindre les interconnexions entre espaces protégés.

De même, la sélection a priori de corridors fluviaux n'est pas forcément appropriée pour des espaces protégés d'altitude.

En résumé, le contexte paysager global et l'ensemble des réseaux écologiques auxquels appartient un espace protégé, doivent être pris en considération avant de définir une stratégie de protection pour le long terme.

### 7.4 L'expansion de la grande faune

Sans aborder ici la cohabitation des activités agro-pastorales avec la présence des grands mammifères qui est une réalité dans l'ensemble de l'arc alpin, la problématique de la dispersion des grands prédateurs est régulièrement d'actualité. Il est donc normal de se poser la question de savoir dans quelle mesure la mise en place de corridors entre les espaces protégés ou la reconnaissance des réseaux écologiques vont contribuer à la dispersion de ces animaux.

L'ensemble des Alpes françaises, y compris l'Isère, a connu au cours des vingt dernières d'années la réapparition du lynx, *Lynx lynx*, provenant des populations du Jura suisse, ainsi que celle du loup, *Canis lupus*, provenant des populations italiennes, qui est parvenu dans le parc du Mercantour, à partir de 1980 et qui a recolonisé notamment les parcs du Vercors et de la Chartreuse, de la Vanoise et des Bauges.

Ces exemples de recolonisations réussies de grands mammifères n'ont pas été favorisés par la mise en place de réseaux écologiques pour la bonne raison qu'aucune stratégie de reconnexion n'était en place au moment des expansions constatées. Par contre il est vrai que le suivi bien documenté de la dispersion de ces deux espèces a permis de vérifier le bien fondé des premiers modèles de réseaux écologiques qui ont été élaborés pendant la même période. Rétroactivement il est possible d'affirmer que la simple lecture des cartes de réseaux écologiques, permet de prévoir avec une excellente fiabilité, la dispersion probable de ces animaux, ainsi que leurs aires d'expansion actuelle et future. Les modèles de réseaux écologiques tels que proposés, ainsi que les paramètres concernant les capacités de déplacement et le comportement territorial, sont maintenant suffisamment connus pour obtenir une vision synoptique des domaines vitaux potentiels de ces espèces.

Ainsi, la mise en place de cartographie de réseaux écologiques, comme la restauration de corridors ou le renforcement des espaces protégés, sont des actions d'amélioration de la gestion globale de l'espace alpin et de la grande faune dans la mesure où les modèles et les outils SIG mis en place à cette occasion doivent contribuer à long terme à soutenir efficacement la conservation des espaces écologiques stratégiques pour la nature.

Il n'y donc pas de relation de cause à effet entre la réapparition des grands mammifères et la mise en place encore modeste de corridors biologiques.

#### CHAPITRE VIII

#### **Conclusions**

L'approche écosystémique du paysage est devenue incontournable pour comprendre et gérer la biodiversité dans un contexte global à l'échelle d'un département ou d'une région. En effet, chaque habitat et, par conséquent sa biocénose, est le résultat de nombreuses interactions souvent complexes, difficile à appréhender sans une vision environnementale globale.

La perception des enjeux de conservation d'une espèce ou d'un habitat menacé au sein d'un paysage donné, ne peut se faire qu'avec la connaissance des différents paramètres écologiques qui interviennent pour favoriser la présence d'une communauté biologique particulière.

L'approche classique de la conservation de la nature a été pendant longtemps de sanctuariser certains ensembles d'habitats qui fonctionnent apparemment bien (sur la base de critères souvent uniquement visuels) pour les préserver des atteintes anthropiques externes. Malheureusement cette approche simplificatrice n'est favorable qu'à moyen terme pour de vastes territoires peu transformés. Même si cette politique a permis de maintenir localement bon nombre d'espèces menacées, elle s'est avérée à long terme incapable de contrôler la diminution globale de la biodiversité.

Aussi, les stratégies actuelles de la biodiversité s'accordent pour promouvoir une vision écosystémique plus large, qui tienne compte de l'interconnexion relative de tous les habitats naturels et transformés dans des modèles spatiaux, organisés en réseaux d'habitats. Ces derniers comportent des noyaux de nature, hautement fonctionnels et productifs, reliés entre eux par des espaces moins favorables jouant le rôle de corridors d'échanges biologiques.

Cette vision stratégique est cependant encore trop schématique pour être entièrement satisfaisante car elle reste sélective en ignorant une vaste matrice paysagère composée d'espaces transformés par l'homme, dont la présence influence largement les îlots de nature préservés.

Le projet ECONNECT qui vise la création d'un réseau d'espace protégés et l'amélioration de la connectivité écologique générale dans l'espace alpin, a prévu de démarrer la collaboration internationale par un transfert d'expériences dans l'élaboration de réseaux écologiques destinés à mieux gérer des espaces protégés, en assurant notamment leur interconnexion. Il est l'occasion de présenter les bases méthodologiques d'un outil cartographique appelé « réseaux écologiques hiérarchisés » qui a été développé depuis plus de 10 ans avec de nombreuses applications en lsère et en Suisse.

Ce guide méthodologique fournit pour la première fois une synthèse de nombreuses applications locales et régionales. Ces dernières ont toujours cherché à accompagner la transformation écologique des paysages lors de projets de constructions d'infrastructures de transport, de projets d'urbanisation ou d'aménagement du territoire, dont les incidences écologiques auraient pu menacer significativement le fonctionnement des écosystèmes naturels.

Les causes de ces transformations paysagères sont bien connues :

- Substitution d'espaces naturels par des espaces construits ou transformés pour la production agricole ou encore pour l'exploitation de ressources,
- Fragmentation par les infrastructures de transport,
- Dégradation par des émissions perturbantes (pollutions diverses).

Ces mécanismes de transformations progressives ont mis en évidence plusieurs effets mesurables sur les habitats naturels originels :

- Effets de lisière,
- Modification de répartition des flux de dispersion
- Altération de la fitness des espèces
- Invasion d'espèces allochtones

La démarche cartographique qui permet d'identifier les réseaux d'habitats homologues, formant des continuums et nuancés par des zonages écologiques, s'appuie sur une application pragmatique à l'ensemble du paysage, du concept de « mise en réseaux des espaces protégés » prévu par la stratégie paneuropéenne de conservation de la diversité biologique et paysagère de 1995. Elle inclut notamment de nombreuses biocénoses particulières, parfois dignes de protection, mais qui constituent également des espaces de perdition biologique sous forme de « puits démographiques » non négligeables pour le bilan global de la biodiversité d'un paysage.

Cette modélisation d'ensemble d'habitats organisée en réseaux interconnectés offre d'autre part plusieurs perspectives :

- elle fournit une vision globale de l'amplitude des différentes infrastructures naturelles présentes dans un paysage donné,
- elle permet d'examiner les synergies et les antagonismes qui se créent obligatoirement dans les interférences entre les continuums,
- elle fournit également une image réaliste de l'empreinte écologique des multiples actions anthropiques sur les réseaux fonctionnels et facilite ainsi la mise en place de mesures d'intégration, de restauration et de compensation si nécessaire, en réelle adéquation avec les incidences prévisibles de projets.

Une fois modélisée, ces incidences négatives mettent en évidence plusieurs mécanismes secondaires de survie ou de dérive, visibles au niveau des populations d'espèces :

- Les possibilités de fonctionnement en métapopulations de certaines espèces;
- La capacité de dispersion et d'émigration passive, possible chez d'autres espèces ;
- L'apparition de biocénoses tertiaires formées essentiellement d'espèces allochtones invasives

Ces mécanismes de transformation sont importants pour nos paysages car ils introduisent les notions de cohérence et de résilience écologiques des habitats :

 Jusqu'où nos paysages et leurs biocénoses caractéristiques vont-ils supporter toutes ces transformations?

Une chose est certaine, il vaut mieux offrir à la nature les meilleures chances de s'adapter aux nouvelles conditions de changements anthropiques et de faire face au réchauffement climatique qui s'installe rapidement.

Grâce à l'utilisation maintenant courante des systèmes d'information géographique, la méthode cartographique basique des réseaux écologiques devient un outil d'analyse et de gestion efficaces des réseaux écologiques en s'appuyant sur une seconde méthode dite « évaluation du potentiel écologique des milieux » (Berthoud et al, 1989). Cette dernière utilise les descripteurs disponibles et mesurables des habitats pour établir un « tableau de bord » des réseaux écologiques qui permet de connaître en tous points du paysage le niveau d'efficience des habitats concernés par comparaison avec les autres éléments du paysage.

On obtient ainsi un modèle paysager de « réseaux écologiques hiérarchisés » qui permet d'orienter la gestion de l'espace :

- en préservant les espaces à enjeux prioritaires,
- en renforçant les zones stratégiques affaiblies,
- en reconstituant la cohérence écologique des réseaux existant dans les paysages fortement transformés.

Les étapes d'élaboration de cet outil d'analyse des réseaux écologiques sont présentées et illustrées par de nombreux exemples d'applications à différentes échelles. Après 10 années d'application, la démarche est maintenant optimisée avec l'utilisation de données numériques précises et de logiciels d'analyse performants qui garantissent des résultats rapides sur de vastes territoires.

De plus, les étapes de travail font partie d'un processus d'élaboration par itération progressives de type « Top-down, bottom-up » qui permet d'assurer à la fois la validation puis l'amélioration progressive des résultats avec l'obtention de nouvelles données.

En effet, les étapes préparatoires consistent à établir un modèle cartographique provisoire des différents réseaux spécialisés considérés comme caractéristiques du paysage analysé en d'en faire une évaluation générale provisoire du potentiel écologique des milieux, basée uniquement sur les données numériques d'occupation du sol et sur des appréciations standard de leur fonctionnalité. Les résultats sont ensuite validés par des experts et précisés par des vérifications de terrain dans le cadre d'applications locales. Les scénarios de transformations du paysage par des projets ou des tests de dispersion par des espèces-clés dont la répartition locale est connue, peuvent ainsi être analysés avec l'outil proposé.

### Références bibliographiques

- Allen T.F.H., Starr T.B. (1982). *Hierarchy. Perspectives for ecological compexity.* University of Chicago Press.
- Atlan H. (1974). On a formal Definition of Organization. Journal of Theoritical Biology, 45: 295-304.
- Auger P., Baudry J., Fournier F. Ed. (1992). Hiérarchies et échelles en écologie. Naturalia Publications.
- Baudry J., Laurent C., Denis D. (1991). A hierarchical framework for studying land cover patterns changes from an ecological and economical stand point concepts and results in the Normandy research. Comparaisons of landscap pattern dynamics in european rural areas. EUROMAB Research Program, Ukraine/Normandy, 104-114.
- Baudry J., Burel F. (1985). Système écologique, espace et théorie de l'information. In : Berdoulay V., Phipps M. *Paysage et système*. Université d'Ottawa, 195 p.
- Béguin C., Hegg O. (1975). Quelques associations d'associations (sigmassaciations) sur les anticlinaux jurassiens recouverts d'une végétation naturelle potentielle (essai d'analyse scientifique du paysage). Documents phytosociologiques, 9-14, 9-18.
- Berdoulay V., Phipps M. (1985). *Paysage et système.* De l'organisation écologique à l'organisation visuelle. Université d'Ottawa.195 p.
- Bernard J-M. et al. (1987). *Routes et faune sauvage*. Actes du colloque de Strasbourg 2005. Publication SETRA. Colmar. 406 p.
- Berthoud G. (2007). Réseaux écologiques dans les études d'impact de projets autoroutiers. In : Acte du 12<sup>e</sup> colloque international francophone pour l'évaluation environnementale, Genève, juin 2007.
- Berthoud G. (1998). Utilisation de bioindicateurs dans la définition des facteurs fonctionnels des écosystèmes. Compte-rendu des journées techniques AFIE sur les indicateurs écologiques : Des outils pour la définition de projets et de politiques. Amiens. P 23-32.
- Berthoud G., Lebeau R-P., Righetti A. (2004). *Réseau écologique national REN. Rapport final.* Cahier de l'environnement n°373. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Bern. 132 p.
- Berthoud G. et al. (1989). *Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux*. Rapport n°39 du programme national SOL, Liebefeld-Bern. 165 p.
- Berthoud G. et Müller S. (1994). Sécurité faune / trafics. Manuel pratique à l'usage des ingénieurs civils. EPFL – Laboratoire des voies de circulation. Saint-Sulpice, 124 p.
- BIOTOPE-GREET Nord Pas-de-Calais (2008). Analyse des potentialités écologiques du territoire régional. Direction régionale de l'Environnement Nord Pas-de-Calais. Rinxent, 66 p.
- Blandin P. Lamotte M. (1985). *Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques*. In : M. Lamotte (Ed), Fondements rationels de l'aménagement d'un territoire, 139-162. Masson, Paris.
- Blondel J. (1986). Biogéographie évolutive. Masson. Paris.
- Boorman S.A., Levitt P.R. (1973). Group selection on the boundary of a stable population. Theorical Population Biology, 4:85-128.
- Burel F., Baudry F. (1999). Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. TEC & DOC. Paris.
- Carsignol J. (2005). Aménagements et mesures pour la petite faune. Guide technique SETRA. Bagneux. 264 p.
- Commission européenne (2001). Evaluation des plans et projets ayant des incidences significatives sur des sites Natura 2000. Guide de conseil méthodologiques de l'article 6, paragraphes 3 et 4, de la directive « Habitats » 92/43/CEE. DG Environnement, Bruxelle.
- Damarad, T. and Bekker, G.J. (2003). COST 341 Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: The Final Report. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.
- De Blust G., Froment A., Kuyken E., Nef L., Verheyen R. (1987). *Carte d'évaluation biologique de la Belgique*. Texte explicatif général. Ministère de la Santé Publique. Centre de coordination Environnement. Brugge, 98 p.

- De Gennes P.G. (1990). *Continu et discontinu : l'exemple de la percolation*. In : Symposium : Les enjeux. Encyclopaedia universalis. Paris, 744.
- Ducruc J.-P. (1980). Le système écologique, unité de base de la cartographie écologique, Ottawa, Environnement Canada (Série classification écologique du territoire, 8)
- ECONAT (1991). Inventaire des biotopes du canton de Vaud. Statut actuel des paysages naturels et de leurs biotopes. Etat de Vaud. Département de l'Agriculture, de l'Industrie et du Commerce. Service des forêts et de la Faune, Saint-Sulpice.
- ECONAT (1994). Faune et chasse dans le canton de Fribourg. Application de la nouvelle législation fédérale sur la chasse. Etat de Fribourg. Département des forêts. Service de la chasse. Fribourg. 285 p.
- ECONAT (2001). Réseau écologique départemental de l'Isère. Rapport final : Présentation des cartes de synthèse et du réseau général. Conseil Général de l'Isère. Grenoble, 70 p. et 6 cartes au 1/500'000°.
- ECONAT-Concept, FRAPNA Isère, LPO Isère, Gère Vivante et AURG (2010). Le patrimoine naturel du Pays de Bièvre-Valloire en 207-2010. Rapport scientifique, Syndicat mixte du Pays Bièvre-Valloire. Viriville.140 p.
- ECONAT-Concept & EVINRUDE (2007). Les points de conflits faune-trafic en Isère. Etat 2007. Fiches techniques et cartes de situation. Conseil Général de l'Isère. Grenoble. 182 p.
- Fahrig L. (1991). Simulation methods for developping general landscape level hypothese of single species dynamics. In: M.G. Turner and R.H. Gardner. *Quantitative methods in landscape ecology.* Springer-Verlag. New York, 417-442.
- Forman, R. T. T. et J. Baudry. (1984). "Hedgerows and hedgerow networks in Landscape Ecology." Environmental Management 8: 499-510.
- Forman R.T.T., Galli A.E., Leck C.F. (1976). Forest Size and Avian Diversity in New Jersey Woodlots with Some Land Use Implications. Oecologia, 26, 1-8.
- Forman R.T.T., Gordon M. (1986). Landscape Ecology, New-York, John Wiley and Sons (Eds).
- Forman R.T.T (1995). Land mosaïc. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge.
- Girault V. (2005). Mise en œuvre des corridors écologiques et/ou biologiques sur le territoire des parcs naturels régionaux. Définition d'une méthodologie commune et recueil d'expériences. Rapport de stage. Paris. 269 p.
- Godron M. (1966). Application de la théorie de l'information à l'étude de l'homogénéité et de la structure de la végétation. OEcologia Plantarum. 1, 187-197.
- Haila Y. (1983). Lands Birds on northern islands: a simpling metaphor for insular colonization. Oikos, 41, 255-273.
- Hanski I. (1991). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. In: M. Gilpin and I. Hanski. Metapopulation dynamics: empirical and theorical investigations. Academy Press. San Diego, 17-38.
- Holzgang O., Pfister H-P., Heynen D., Blant M., Righetti A., Berthoud G., Marchesi P., Maddalena T., Müri H., Wandelspiess M., Dändliker G., Mollet P., Bornhauser-Siber U. (2001). *Les corridors faunistiques en Suisse*. Cahier de l'environnement n°326. Office Fédéral de l'environnement des Forêts et du Paysage (OFEFP), Société suisse de Biologie de la Faune (SSBF) & Station ornithologique suisse de Sempach, Bern, 120 p.
- IEEP (2007). Guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major impotance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC).
- Jenny M., Weibel, U., Lugrin B., Josephy B., Regamey J-L., Zbinden N. (2002). Rebhuhn. Schlussbericht 1991-2000. Schriftreihe Umwelt 335: 143 S. BUWAL, Schweizerische Vogelwarte, Bern, Sempach.
- Koestler A. (1967) The gost in the machine. Macmillan. New York.
- Lebreton L. (1977). Atlas ornithologique Rhône-Alpes. CORA et Ministère de la Qualité de la vie. Paris.

- Lefeuvre J.C., Raffin J.P., de Beaufort F. (1979). *Protection, Conservation de la nature et développement. In*: Lefeuvre J.c., Long G., Ricou G. *Les connaissances scientifiques écologiques, le développement et la gestion des ressources et de l'espace.* Ecologie et Développement, CNRS, éd. 169-192.
- Levin S.A. (1989). Challenges in the developpement of a theory a community ecosystem structur and function. In: J. Roughgarden, R.M. May and S.A. Levin. Perspectives in ecological theory. Princeton University Press. Princeton, New Jersey., 242-255.
- Long (1974). Diagnostic phyto-écologique du territoire. Masson. Paris
- Luell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavá c, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N., Wandall, 2003. COST 341 Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. B. le Maire, (Eds.). Traduction française SETRA: Rapport COST 341 Fragmentation des habitats due aux infrastructures de transport. Manuel européen d'identification des conflits et de conception de solutions, septembre 2007.
- Luder R. (1980). Zur ökologischen Ausgleichspotential des Landschaft. Untersuchungen zum Problem der empirischen Kennzeichnung von ökologische Raumheiten. Beispiel Region Basel und Rhein-Neckar. Physiogeographica. Bd 2 Basel.
- Mader H.J. (1983). Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? Kritische Gedanken über Wert kleinflächiger Landschaftsstrukren aus der Sicht des Naturschutzes. Natur und Landschaft 58: 367-370.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. (1963). *An equilibrium theory of insular zoogeography.* Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- Office Fédéral de Routes Suisses (2000). Directive pour l'utilisation de la taxe sur les carburants pour des mesures de restauration du paysage. Berne. 85 p.
- OGE (2007). Autoroute A48 Ambérieu-Bourgouin. Etude d'incidence sur le site Natura 2000 FR 8201727 des « Etangs, coteaux secs et grottes de l'Isle Crémieu ». CETE de Lyon. Isle d'Abeau. 151 p.
- Olschowy G. (1978). Bewertung von ökologischen Landschaftsfaktoren und Landschaften. Kulturtechnik und Flurbereinigung 19 : 269-287.
- Phipps et Dumanski (1983). Application of Information Theory to the Study of Agricultural Land Use Adjustement to Natural Environnements. Applied Geography Conferences, 6, 61-72.
- Pfister H-P., Kohli L., Kästli P., Birrer S., (2002). Feldhase. Schlussbericht 1991-2000. Schriftreihe Umwelt nr.334: 150 S. BUWAL, Schweizerische Voglewarte, Bern, Sempach.
- Reck H. et Kaule G. (1992). Strassen und Lebensräume: Ermittelung und Berurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume (Abschlussbericht im auftrag des Bundesministres für Verkehr, Bonn-Bad Godesberg. FE 02.125 G 88 L; FE 02. 135 R 89 L.) Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart, Stuttgart.
- Région Rhône-Alpes (2009). Cartographie des réseaux écologiques de Rhône-Alpes. Méthodologie d'élaboration de la trame écologique potentielle sous SIG. Atlas commenté. Pourquoi et comment décliner localement la cartographie régionale ? CD publié par la Région Rhône-Alpes.
- Sukopp H. (1978). Naturschutz in der Grosstadt. Ziele und Möglichkeiten systematischer Arbeit. Tub.2 Zeitschr. Tech. Univ. Berlin. 10: 43-51.
- URBALYON (2008). Carte des corridors écologiques de l'agglomération lyonnaise. Echelle 1/50'000<sup>e</sup> et notice d'accompagnement.

#### **Glossaire**

#### Approche écosystémique du paysage

Ensemble de procédures d'analyse d'habitats, de biocénoses et d'interactions dans un paysage, basé sur une logique d'organisation écosystémique, comprenant l'évaluation des incidences des actions anthropiques créatrices de paysages transformés.

La gestion du paysage selon une approche écosystémique a été définie lors de la conférence des parties de la Convention sur la Diversité biologique de Kuala Lumpur en février 2004 (cf. encart 1).

La méthode des « réseaux écologiques hiérarchisés » (abréviation : méthode REH ) et les procédures associées respectent entièrement les principes décrits.

# Approche paysagère par espaces protégés

L'approche paysagère par espaces protégés résulte d'une vision administrative de gestion du patrimoine naturelle basée sur une sélection d'habitats et d'espèces dites remarquables en fonction de critères de rareté, de risque de disparition et de richesses biologiques.

Cette approche restrictive a été adoptée comme base pour la stratégie européenne et le développement du réseau écologique pan-européen.

En vertu des principes de respect de la cohérence et de la résilience écologique demandés par les articles 3 et 10 de la Directive Habitats, ce type de réseau est logiquement dépendant des réseaux écosystémiques d'habitats auxquels ils appartiennent.

# Approche « top-down bottom-up »

Processus de travail permettant d'établir un document ou une cartographie consensuelle d'utilisation ou d'aménagement du territoire. Ce processus est itératif et progressif dans la mesure où on décrit des principes et des intentions avec des objectifs qui seront débattus et négociés avec la participation du public. Les idées et les propositions peuvent venir aussi bien d'en haut par un concepteur lié à une administration centrale que d'en bas suite à des réactions par des acteurs locaux qui connaissent le contexte particulier du terrain.

# Effets de dispersion

La fragmentation implique habituellement des modifications des stratégies spécifiques de dispersion, dans les fragments du paysage original :

- 1. Dans les surfaces résiduelles, la colonisation peut compenser les pertes continuelles dues au déclin et à l'extinction locale de populations. Plus un paysage est fragmenté, plus la distance moyenne entre les fragments d'habitats sera grande, ce qui diminue le taux de recolonisation sur les surfaces récemment abandonnées et entraîne des densités plus faibles sur les surfaces occupées. Cette dispersion considérablement réduite peut mener régionalement à un risque élevé d'extinction. Ce risque peut être partiellement compensé par des réseaux de corridors.
- 2. Notons également que, selon la théorie des îles (MacArthur et Wilson 1967; Brown & Kodric-Brown 1977), la dispersion est plus importante vers les plus grandes surfaces parce que ces dernières constituent de plus grandes « cibles », facilitant de ce fait leur recolonisation après l'extinction.
- 3. La plupart des espèces se dispersent pendant leur cycle de vie. Les habitats non fragmentés se composent souvent d'une mosaïque d'éléments paysagers hétérogènes, qui diffèrent notamment par leurs aspects qualitatifs et quantitatifs. La dispersion perturbée par la fragmentation ne permet plus aux espèces d'exploiter de manière optimale la variabilité spatio-temporelle des habitats « en rétablissant la moyenne » à travers des conditions locales particulières. La fragmentation perturbe ainsi un des mécanismes essentiels de la stabilisation spatiale des populations.

#### Effet de lisière

Un effet supplémentaire, distinct des flux spatiaux, apparaît parce que les «lisières» ont souvent des caractéristiques propres aux frontières physiques entre habitats. Les lisières peuvent également avoir des influences importantes sur la dynamique écologique d'un habitat fragmenté. On peut supposer que les lisières sont limitées abruptement, mais dans la réalité il y a souvent d'amples gradients de transformation de l'habitat originel, appelés effets de bordure, qui sont perçus significativement par les espèces présentes dans les fragments d'habitats. La complexité de la structure physique des lisières affecte fortement le degré de pénétration des fragments par des éléments de la matrice environnante.

Ainsi, les analyses du contexte paysager constituent une étape indispensable et cruciale pour une meilleure compréhension de la façon dont la fragmentation des habitats affecte les communautés écologiques et dont les réseaux écologiques s'organisent.

En corollaire à l'effet de lisière, on observe un effet d'organisation des flux, qui crée une augmentation hautement significative des probabilités de contact avec une espèce donnée lorsqu'on se trouve à proximité d'une lisière entre habitats ou d'un obstacle physique. Ce phénomène majeur des modifications fonctionnelles du paysage est utilisé dans la logique de l'information dans les systèmes organisés (Atlan 1974 ; Berdoulay & Phipps 1985). Ce mécanisme est largement mis à profit par les prédateurs dans leur technique de chasse, mais il est également à l'origine de nombreux corridors de dispersion dans les paysages transformés.

#### Effets de secteur

- 1. L'effet fondamental de la fragmentation est de réduire en plusieurs secteurs une entité spatiale intacte d'un habitat particulier, entraînant inévitablement une diminution de sa diversité biologique.
- 2. En considérant que chaque portion de paysage est formée d'un ensemble d'habitats, la réduction de surface du secteur conduit presque toujours à abaisser la diversité d'habitats présents dans le paysage initial. En effet, dans les plus petits fragments, quelques habitats peuvent se raréfier ou même disparaître. Cette transformation affecte non seulement les espèces spécialistes (souvent rares), mais également certaines espèces généralistes, dont les quelques habitats prioritaires ont disparu. C'est notamment le cas des batraciens dont les mares superficielles ont disparu du secteur originel. Pour les espèces ayant une densité fixée par la taille du territoire, la réduction de la taille du secteur implique une diminution de la population. Une population réduite accroît son risque d'extinction, même dans un environnement favorable dans lequel l'espèce devrait normalement persister.

#### Effets d'interactions spécifiques et de chaînes alimentaires

Une des théories écologiques sur la fragmentation concerne la dynamique des chaînes alimentaires et des interactions multispécifiques. C'est une observation banale de constater que des interactions existent entre toutes les espèces incorporées dans un réseau et que, de plus, ces interactions peuvent avoir un important effet de cascade sur l'ensemble de la dynamique d'une communauté ou d'une chaîne alimentaire.

#### Continuum

Ensemble des milieux favorables à un groupe écologique et composé de plusieurs éléments continus (sans interruption physique), y compris des zones marginales appartenant à d'autres continuums ou simplement accessibles pour des activités temporaires.

Il inclut par conséquent :

- une ou plusieurs zones nodales,
- des zones d'extension de moindre qualité que les zones nodales mais correspondant au même type générique de milieu, et
- des marges complémentaires partiellement ou temporairement utilisées par la faune caractéristique du continuum, mais d'un autre type de milieu.
   Cette enveloppe externe est importante comme zone de gagnage et de déplacement pour l'ensemble de la faune caractéristique du continuum.
   L'utilisation de cette marge complémentaire dépend de la capacité des

animaux à s'éloigner des zones de lisières ou des zones refuges. Cette marge de continuum est très polyvalente. Elle sert notamment de corridor pour de nombreuses espèces généralistes, mais également pour quelques espèces spécialisées, au cours de leur phase de dispersion.

La désignation systématique de **continuums organisés en réseaux spécifiques** plus ou moins indépendants est une originalité de la démarche d'élaboration du REN. On a distingué cinq types de continuums élémentaires, dont la combinaison forme le réseau écologique national.

#### Connectivité

Paramètre de la fonction du paysage qui mesure quantitativement les processus par lesquels les sous-populations des organismes sont reliées ensemble dans une unité démographique fonctionnelle. Le degré de connectivité d'un secteur de paysage est obtenu en mesurant la distance parcourue lors de la dispersion d'un animal fictif. Celui-ci se déplace à partir d'une zone nodale dans un paysage – transposé sur une grille hectométrique – qui offre plus ou moins de résistance en fonction du milieu.

# Convention sur la diversité biologique (CDB) :

Traité international adopté lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992. Cette convention a trois buts : la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ces éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. Elle est actuellement signée par 189 pays. Les conférences des parties publient régulièrement l'état des applications de la CDB. La conférence 2004 a notamment défini les principes de l'approche écosystémique qui sert de base à ce quide. Cf. Les 14 principes d'une approche écosystémique de la biodiversité.

#### Corridor

Liaison fonctionnelle entre écosystèmes ou entre différents habitats d'une espèce, permettant sa dispersion et sa migration. Ceci a pour résultat un effet favorable non seulement sur la génétique, mais aussi bien sur l'espèce ellemême et sur d'autres interactions au niveau de la population. Les corridors sont souvent classés en trois types selon leur signature : liés à une structure linéaire, à la présence d'ilôts-refuges (« stepping stones ») ou à la matrice paysagère. La terminologie des corridors, fortement variable et contradictoire, est employée dans divers contextes (Bucek et al. 1996 ; Bennett 1999).

**Synonymes** : corridor d'habitats, corridor de dispersion, corridor de déplacement, corridor de faune, corridor écologique ou couloir biologique, bio-corridor, liaison paysagère, coulée verte, etc.

# Effets de l'hétérogénéité du paysage.

Les fragments d'habitats ne doivent pas être considérés comme des îles, mais constituent au contraire les éléments d'un type d'habitat incorporés dans divers ensembles d'habitats alternatifs. Étant donné que l'organisation sociale est modifiée et que les individus se dispersent asymétriquement dans les paysages hétérogènes, les fragments d'habitats et la matrice paysagère environnante constituent obligatoirement

des facteurs liés. Dans ce cas, les conséquences sur les flux d'échanges entre des habitats séparés sont les suivantes :

1. Par exemple, dans la relation source-puits, l'abondance dans un habitat puits reflète le plus souvent la productivité des habitats sources. En effet, les habitats à productivité élevée sont susceptibles d'exporter des aliments, des matériaux et des organisations vers des habitats moins productifs. Comparées aux espèces spécialistes, les espèces généralistes peuvent persister avec une abondance supérieure dans chaque type d'habitat qu'elles utilisent, en étant favorisées par la variabilité temporelle locale de la ressource ou de l'abondance des prédateurs. Au cours de leur dispersion à travers des habitats défavorables, les espèces généralistes perdent généralement moins d'individus.

Ce dernier effet a notamment été documenté d'une façon convaincante pour une grande variété de taxa dans la dynamique biologique de fragmentation de forêt en Amazonie centrale (Gascon et al. 1999). 2. Après fragmentation des habitats, on observe toujours une invasion d'espèces « exotiques ». Par exemple, Harrison et Bruna (1999) ont prouvé que les ensembles naturels de petites surfaces d'habitats sont enrichis par le « débordement » de la communauté environnante, tout en perdant quelques espèces spécialistes présentes dans les grandes étendues d'habitats primaires. Ainsi, les espèces aviennes forestières sont plus menacées sur de petits fragments en raison d'un afflux d'espèces généralistes prédatrices provenant de la matrice environnante (Fahrig & Merriam 1994). Changements de composition spécifique, de structures et de fonctionnement **Evolution spatio**des écosystémes qui caractérisent les milieux naturels et semi-naturels en temporelle fonction de changements de paramètres écologiques. Cette dynamique des (niveau de) milieux n'est pas progressive mais se déroulent par paliers naturels ou artificiels. On distingue ainsi le biotope, l'écocomplexe, le district naturel et le biome comme étant des paliers naturels d'évolution. Alors que le secteur écologique est un palier artificiel créé par la fragmentation du paysage découlant de l'urbanisation, des constructions d'infrastructures de transport et de l'utilisation intensive des ressources naturelles. Les paliers d'évolution spatio-temporelle sont réglés par des paramètres de stock disponibles et de distribution spatiale d'espèces qui vont mettre plus ou moins de temps pour s'installer en fonction de l'accessibilité des différents compartiments dans un paysage. Fitness d'un Terme emprunté à l'anglais, qui signifie entraînement physique. Pour les individu ou d'une organismes vivants, le fitness se présente comme un ensemble d'activités espèce physiques ou de capacités génétiques qui sont susceptibles d'améliorer, chez un individu ou une espèce, ses possibilités d'adaptation aux changements du milieu. Guilde Désigne un groupe d'espèces animales écologiquement voisines qui occupent un même habitat dont elles exploitent en commun les ressources disponibles. La notion de quilde-clé se rapporte à un groupe d'espèces choisies pour leur valeur bioindicatrice ou pour leur valeur emblématique permettant d'illustrer les notions de réseaux écologiques. Ainsi, de nombreux insectes servent de bioindicateurs pour la qualité des habitats, alors que les onqulés et les oiseaux servent d'indicateurs pour caractériser les fonctions des réseaux. Habitat-refuge Espace naturel ou artificiel offrant une structure d'accueil temporaire pour la faune en déplacement. Il s'agit souvent de micro-habitats résiduels situés dans un corridor biologique. **Synonymes:** îlot-refuge, biotope-relais (« stepping stones »). Exemples: bosquets, étangs, talus herbeux dans une zone d'agriculture intensive. Terme général utilisé pour désigner un ensemble d'habitats variés sans Matrice paysagère dominance distincte permettant de parler de continuums particuliers. Dans l'approche sélective par espaces protégés adoptée notamment pour le réseau pan-européen, la majorité des éléments de paysage de nature ordinaire est incluse dans la matrice paysagère. Dans ce contexte, certains corridors peuvent très bien fonctionner en utilisant la matrice paysagère. Ce terme n'est pas utilisé dans la méthode des réseaux écologiques hiérarchisés puisque tous les espaces sont rattachés à un ou plusieurs continuums.

#### Métapopulation

Population occupant un ensemble d'habitats plus ou moins dispersés, formée de plusieurs sous-populations qui s'éteignent et recolonisent localement.

# Modes de déplacement :

Plusieurs types sont connus et doivent être pris en compte dans un réseau écologique :

- a) Des **déplacements terrestres**, passifs pour la flore (dissémination zoochore), actifs et passifs pour la faune, parmi lesquels on distingue généralement trois modes de déplacement fonctionnant à différentes échelles :
  - Un mode propre à la faune ayant une mobilité limitée et strictement restreinte à des habitats continus le long des lisières forestières, haies, talus ou berges de cours d'eau (cas des micromammifères et de nombreux insectes).
  - Un mode propre à la faune ayant des déplacements lents et utilisant des substrats et des structures favorables pour de courts cheminements lui permettant de rejoindre ses divers milieux vitaux (cas des batraciens, des reptiles, de certains mammifères et de nombreux insectes).
  - Un mode propre à la faune ayant des déplacements rapides souvent à découvert et sur de longues distances mais utilisant toujours de manière optimale les structures refuges existantes.
- b) Des déplacements aquatiques pour de nombreuses espèces aquatiques ou espèces d'amphibiens, mais également du transport involontaire d'espèces de la flore et de la faune terrestres, lors de chutes dans les cours d'eau ou par le ruissellement de surface en cas de pluies. Ainsi, le réseau hydrographique régional est prédéterminé pour jouer le rôle d'infrastructure naturelle de dispersion des espèces, donc de corridor biologique. Ce rôle essentiel des cours d'eau dans le fonctionnement des réseaux écologiques, dans tout paysage transformé par les activités humaines, justifie à lui seul le maintien d'espaces de liberté suffisants pour le développement de cours naturels bordés de leur végétation naturelle.
- c) Des déplacements aériens propres aux oiseaux, aux chauves-souris et à de nombreux arthropodes nécessitant des éléments de guidage visuel ou des gîtes d'étapes permettant le repos et l'alimentation. Ces espèces utilisent donc largement les structures de réseaux définies a priori pour la faune terrestre. Elles peuvent toutefois atteindre plus facilement des sites isolés sans connexion autre que par voie aérienne. Le réseau aérien, bien qu'apparemment différent des réseaux terrestres et aquatiques, présente de nombreuses similitudes en termes d'obstacles ou de fils conducteurs présents dans les paysages. Ainsi, pour les espèces à déplacement actif, la plus courte distance entre les habitats définit souvent la meilleure voie de déplacement, car de nombreuses zones terrestres ou aquatiques isolées restent généralement accessibles aux espèces se déplaçant par voie aérienne. Ces zones isolées (dortoirs, gîtes d'étapes, sites de reproduction ou de gagnage) occupent une place particulière dans les réseaux écologiques dans la mesure où elles ont une fonction parfois importante même en étant souvent déconnectées (hors continuum du point de vue cartographique) des autres habitats complémentaires.

Il ne faut non plus oublier le transport passif par le vent (anémochorie) qui joue un rôle très important pour de nombreux insectes et les graines de certaines plantes.

Ce mode de dispersion est régi par d'autres règles (courants aériens, vents dominants) liées aux climats locaux et régionaux, mais forme également des systèmes en réseaux modélisables et prévisibles. Ainsi, la création d'une tranchée forestière ou d'une surface bitumée modifie fortement les dispersions aériennes locales de nombreux arthropodes.

# Polyvalence des continuums

Un continuum étant formé de plusieurs d'habitats écologiquement semblables et d'habitats complémentaires utiles à son fonctionnement, un ensemble de différents types de continuums crée obligatoirement des zones de chevauchement appelées « zones de polyvalence ». Ces zones multifonctionnelles permettent le contact de plusieurs biocénoses, ce qui entraîne localement une augmentation possible de la biodiversité, mais qui permet surtout l'apparition de zones particulières écologiquement importantes pour la reproduction ou pour la survie de certaines espèces.

#### **Propagules**

Éléments de la biocénose (faune et flore) soumis à des mécanismes de dispersion.

#### Réseau(x) écologique(s)

Les habitats et leurs biocénoses se répartissent dans les espaces disponibles en fonctions de facteurs climatiques et édaphiques qui conviennent à leur développement. Dans le cycle de vie des espèces il existe toujours des phases de dispersion des surplus de populations qui permettent aux espèces de trouver de nouveaux habitats et d'échanger des gènes. Ces périodes de dispersion contraignent les individus (propagules) à s'aventurer sur des espaces moins favorables mais offrant temporairement des conditions de survie suffisantes pour effectuer des déplacements parfois importants. L'ensemble des habitats réguliers et temporaires favorables au développement des populations doivent être organisés en réseaux d'espaces accessibles dits « réseaux écologiques spécialisés ».

#### Réseaux écologiques hiérarchisés (REH) (méthode des)

Les réseaux écologiques peuvent être cartographiés en analysant la répartition des conditions de développement favorables à une ou plusieurs espèces ayant les mêmes affinités écologiques pour définir des continuums potentiels. En connaissant les capacités de déplacement des espèces notamment hors de leurs habitats habituels, on peut sélectionner des ensembles d'habitats organisés en réseaux spécialisés. Pour des raisons pratiques on définit des groupes d'espèces (guildes) utilisant des habitats grossièrement analogues, qui permettent de décrire un paysage, mais de fait, chaque espèce a son propre réseau d'habitats qui se recoupe avec d'autres réseaux suffisamment proches pour être regroupés en continuums génériques facilement indentifiables.

L'utilisation de divers critères permettant de caractériser des tendances écologiques (axes factoriels) permet d'évaluer l'importance de trois facteurs essentiels pour définir un potentiel écologique de développement d'un habitat ou d'un complexe d'habitats, à savoir la QUALITE, la CAPACITE et la FONCTION. La méthode dite de la « Valeur du potentiel écologique des milieux » décrite par Berthoud & al. (1989) permet d'évaluer et donc de hiérarchiser l'ensemble des éléments d'un réseau écologique.

La méthode des « Réseaux écologiques hiérarchisés » utilise cette dernière méthode dans une cartographie à l'aide d'un SIG, des habitats naturels et transformés d'un paysage pour établir un modèle écosystémique évolutif des paysages. Elle est proposée pour servir d'outil de sélection pour les secteurs complémentaires utiles à la définition de réseaux d'habitats protégés et d'outil d'analyse des incidences de tous projets d'aménagement (urbanisation, infrastructures de transport, modification de gestion spatiale, etc.).

#### Secteur écologique

La définition d'un secteur écologique dans un paysage correspond a la prise en compte des mécanismes de fragmentation des paysages par les activités humaines telles que l'urbanisation, la construction d'infrastructures de transport et les modalités intensives d'exploitation des ressources naturelles.

Dans un paysage modérément transformé, le fonctionnement écologique des populations est développé selon des paliers discontinus de flux d'échanges de propagules. Ainsi, on distingue normalement les niveaux spatio-temporels suivants : le biotope, le district naturel, la région biogéographique, le biome.

Le secteur écologique vient s'insérer artificiellement dans cette succession de paliers, généralement entre le biotope et le district naturel. Le secteur écologique crée donc une nouvelle entité écologique qui doit trouver un nouvel

	équilibre d'autonomie fonctionnelle sans lequel les biocénoses disparaissent.
	La question qui se pose est donc : le secteur écologique identifié est-il suffisamment vaste et intact pour assurer la pérennité des biocénoses qu'il contient ?
Réseau de connexion	Qualité des liens entre les éléments cartographiables de la structure spatiale d'un paysage.
Sténoèce	Du grec : <i>sten</i> , étroit.  Désignation pour les êtres vivants qui supportent mal les fluctuations des facteurs environnementaux vitaux. Lors de leur spécialisation, leur survie est liée à certains habitats.
Stratèges K et r	Espèces ayant des stratégies de reproduction différentes pour maintenir leur population.
	Un <b>stratège K</b> est généralement une espèce de grande taille qui se reproduit peu et qui préfère utiliser des écosystèmes stables. La stratégie est basée ici sur la survie des adultes.
	Un <b>stratège</b> r est généralement une espèce de petite taille qui se reproduit rapidement en utilisant de préférence des habitats récents à évolution rapide. La stratégie est basée sur une reproduction rapide et le grand nombre d'individus.
Valeur du potentiel écologique des milieux (méthode de la)	Méthode décrite par Berthoud et al (1989) pour définir les incidences des modifications dans un paysage donné d'un projet ou d'un programme entrainant des altérations qualitatives ou quantitatives d'habitats naturels. Elle utilise un ensemble de critères mesurables permettant d'évaluer l'importance des trois facteurs (Qualité, Capacité et Fonctions) déterminants de la valeur écologique de milieux formés d'ensembles d'habitats organisés en réseaux. Cette valeur est obtenue par la fonction VE = Q x C x F, car ces facteurs sont liés et ne peuvent être nuls.
	Ce mode d'évaluation est applicable aussi bien à un habitat qu'à un écocomplexe d'habitats ou à un secteur. Il est utilisé dans la méthode de cartographie des réseaux écologiques hiérarchisés pour différencier les différents éléments appartenant à un réseau.
Zone nodale	Secteur dans lequel les espèces ou les écosystèmes principaux sont présents et où leurs conditions vitales sont réunies.  Synonymes: zone réservoir, zone-source, secteur-noyau, bio-centre (IUCN 1996), zone à haute biodiversité, « hot spot ».
Zone-tampon	Espace situé autour des zones nodales ou des corridors pour les préserver des influences négatives des environs. Une certaine activité humaine est implicitement autorisée dans les zones-tampon, voire souhaitable lorsqu'il s'agit de maintenir une exploitation traditionnelle des milieux.
Zone d'extension	Ensemble d'habitats naturels ou transformés rattachés au même continuum. Pour la cartographie informatisée, la zone d'extension résulte de l'assemblage des catégories d'occupation du sol choisies pour former un continuum. Une zone d'extension est sous-entendue comme étant complémentaire à une ou plusieurs zones nodales.
Zone de développement	Zone située hors réseau ou partiellement isolée qui pourrait jouer le rôle de zone d'extension si une zone nodale y était développée par des aménagements ou une gestion appropriées. Elle peut aussi rester une zone abris dans un contexte de corridors.

# Zone écotonale ou marge de continuum

Marges écotonales de continuum constituée de divers habitats de la matrice paysagère non retenus comme habitats appartenant au continuum. Néanmoins cet espace particulier joue un rôle écologique important comme corridors de dispersion, ressource alimentaire, zone de rencontre sociale. Sa limite est virtuelle, en tant qu'espace fonctionnel, dans le quel se déroulent des phénomènes biologiques importants.

Une marge est souvent réduite à quelques mètres seulement, mais du pointe de vue cartographique on utilise une marge uniforme de 100m pour la rendre visible sur les cartes de synthèse. Par une analyse locale détaillée on examinera objectivement la largeur fonctionnelle par des observations sur le terrain.

### **ANNEXES**

## Liste des annexes

- 1. Distances aux lisères des propagules.
- 2. Fiche de suivi des indicateurs écologiques dans un corridor

#### **ANNEXE 1**

#### Tableaux des distances aux lisières des propagules pour quelques milieux

	Forêts de feuillus					Prairies mésophiles						Zones humides					Cours d'eau							
Groupe faune :	0-5 m	5-10 m	10-20 m	20-50 m	50-100 m	Total	ш <u>с</u> -0	5-10 m	10-20 m	20-50 m	50-100 m	Total	ш <b>с</b> -0	5-10 m	10-20 m	20-50 m	50-100 m	Total	m 2-0	5-10 m	10-20 m	20-50 m	50-100 m	Total
Ongulés	34	45	40	37	12	168	2	3	3	5	1	14	4	5	2	3	0	14	3	3	2	0	0	8
Carnivores	99	124	99	35	11	368	28	33	24	14	13	112	11	12	5	3	0	31	27	6	2	1	0	36
Petits mustélidés	44	47	29	5	2	127	22	19	3	2	1	47	7	5	2	0	2	16	39	13	4	0	0	56
Rongeurs	1226	1223	662	21	13	3145	1115	545	134	14	7	1815	235	157	67	14	3	476	361	171	12	0	2	546
Hérisson européen	9	7	1	0	1	18	7	0	1	0	0	8	10	2	1	1	0	14	5	4	2	0	1	12
Ecureuil roux	41	10	3	0	0	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	4	2	0	0	19
Coléoptères	733	311	12	0	0	1056	387	210	124	81	33	835	227	194	84	37	2	544	214	106	23	3	0	346
Orthoptères	423	137	111	5	0	676	2226	1127	936	29	7	4325	470	315	67	14	3	869	112	63	3	1	0	179
Lépidoptères	274	74	17	3	1	369	303	211	97	53	11	675	165	64	12	11	0	252	97	64	12	3	1	177
Odonates	4	11	7	3	0	25	1	0	2	0	0	3	423	295	33	11	3	765	212	113	33	7	3	368
Arachnides	8457	4125	113	2	0	12697	4236	3352	956	74	7	8625	4705	3326	1130	117	32	9310	2124	1934	524	14	1	4597
TOTAL	11344	6114	1094	111	40	18703	8327	5500	2280	272	80	16459	6257	4375	1403	211	45	12291	3207	2481	619	29	8	6344
% de contacts	60.6	32.7	5.8	0.6	0.2	100	50.6	33.4	13.8	1.6	0.5	100	50.9	35.6	11.4	1.7	0.3	100	50.5	39.1	9.7	0.4	0.1	100

# Observations dans le Limpachtal sur le Plateau suisse, d'avril à septembre 1988 (21 semaines de suivi).

Relevés des contacts obtenus le long de 4 types de milieux : Forêts de feuillus, Prairies mésophiles, Zones humides et cours d'eau.

- par piégeages périodiques à l'aide de trappes à micromammifères mis en place chaque semaine pendant 24h.
- par des pièges Barber permanents (pots enterrés sur des transects placés perpendiculairement aux lisières sur des surfaces agricoles cultivées.
- par observations directes de traces ou d'individus effectuées une fois par semaine

La zone écotonale non labourée des milieux étudiés qui varie de 4 à 6 m est occupée par une friche herbacée nitrophile. Elle n'a pas fait l'objet de piégeages systématiques.

La lisière est définie par les premiers sillons de labours.

#### Liste des espèces en dispersion ou en chasse :

Ongulés : chevreuil et sanglier. Carnivores : renard et blaireau.

Petits mustélidés : Hermine, Belette, putois, Fouine, Martre.

Rongeurs: Campagnol roussâtre, Campagnol des champs, Campagnol agreste, Mulot sp.

Coléoptères : Carabes terrestres

Orthoptères : 14 espèces
Lépidoptères : 27 espèces
Odonates : 7 espèces
Arachnides : 189 espèces

**Résultats globaux :** Les courbes de répartition des propagules sont très homogènes (cf. Fig. 10. Chap. 2.2.3). Les contacts sont obtenus à plus de 90% dans les 10 premiers mètres de la lisière.

### **ANNEXE 2**

Date of Désig	che de suivi des indicateurs écologiques du bilan écologique :		
	Nature de l'indicateur :	Cotation	Cotation
		Etat	de l'état
		initial	en cours
•	Indicateurs déterminants pour la QUALITE (Q)		
Q1	Niveau des perturbations anthropiques permanentes		
Q2	Niveau des perturbations anthropiques occasionnelles		
Q3	Fréquence des travaux d'entretien ou d'exploitation		
Q4	Partie du corridor en gestion contrôlée		
Q5	Niveau hiérarchique dans le réseau régional		
Q6	Satisfaction sur la qualité de gestion des espaces		
Q7	Niveau de réalisation des aménagements préconisés		
Q8	Diversité des continuums dans les zones source		
Q9			
	Moyenne des valeurs pour le facteur QUALITE		
•	Indicateurs déterminants pour la CAPACITE D'ACCUE	IL (C)	
C1	Rapport compacité / surface du corridor		
C2	Variabilité de la largeur et moyenne		
C3	Richesse en éléments structurants		
C4	Abondance des habitats refuge		
C5	Pertinence des habitats refuge aux passages obligés		
C6	Perméabilité des passages obligés		
C7	···		
	Moyenne des valeurs pour le facteur CAPACITE		
•	Indicateurs déterminants pour le facteur FONCTIONNA	ALITE (F)	
F1	Indice moyen de résistance aux déplacements		
F2	Niveau moyen de connectivité standard		
F3	Niveau de fréquentation par espèce du corridor		
F4	Efficacité des passages obligés		
F5	Réduction des écrasements sur les voiries		
F6	Niveau de prise en compte des espèces déterminantes		
F7	···		
	Moyenne des valeurs pour le facteur FONCTIONNALITE		
	Valeur écologique transitoire du corridor (Q x C x F)		
•	Indicateurs pour le contexte externe :		
(chaq	ue indicateur à sa valeur intrinsèque en contribuant indire	ctement à la	a valeur du
corrid	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		
E1	Diversité potentielle de la zone source A		
E2	Diversité potentielle de la zone source B		
E1	Maintien des continuums captés par croisement		
E2	Stabilisation des perturbations anthropiques		
E3	Augmentation des surfaces bâties		
E4	Confirmation du statut de protection dans PLU		
E5	Niveau d'acceptation		
E6	Menace par des projets		
F7			

Indicateur	Documents de référence et explications
Q1	Proximité et nature des perturbations. Liste et distance par cas.
Q2	Perturbations régulières ou occasionnelles par des promeneurs, des utilisateurs divers,
	des animaux domestiques, etc. Liste et ampleur par cas
Q3	Entretiens agricoles ou paysagers : fauchage, semis, récolte, traitement, élagage
Q4	Part des surfaces contrôlées / total des surfaces du corridor
Q5	Niveau d'importance : 1 = local ; 2 = départemental ; 3 = régional ; 4 = national ; 5 =
	international. Multiplié par 2 pour obtenir une valeur sur 10 points.
Q6	Niveau de satisfaction par rapport aux objectifs fixés.
Q7	Part des aménagements réalisés sur l'ensemble programmé.
Q8	Diversité des continuums dans les 2 zones source d'après donnée du SIG
Q9	Ajouts d'indicateurs possibles selon les cas
C1	Données fournies par le SIG
C2	Données fournies par le SIG
C3	Appréciation selon un modèle de référence à fixer
C4	Appréciation selon un modèle de référence à fixer
C5	Appréciation sur le développement de zones refuge aux abords des passages à faune
C6	Listes des passages et appréciation de la pertinence relative pour les espèces
<b>C7</b>	Ajouts d'indicateurs possibles selon les cas
F1	Données de valeur par type d'occupation du sol fournies par le SIG
F2	Données de connectivité calculées par le SIG
F3	Bilan des observations par groupe de faune concerné.
F4	Listes des passages et efficacité estimée de circulation par groupe
F5	Réduction ou augmentation en % par rapport à un état initial
F6	D'après état initial établi
F7	Ajouts d'indicateurs possibles selon les cas
E1	Listes des groupes d'espèces et taille estimées des populations zone A
E2	Listes des groupes d'espèces et taille estimées des populations zone A
E3	Statistiques surfaces occupées fournies par SIG
E4	Inscription avec rubrique appropriée dans PLU /SCOT
E5	Acceptation par la population
E6	Projets connus ou en préparation
E7	Ajouts d'indicateurs possibles selon les cas

#### Règles pour une évaluation pertinente :

- Utiliser toujours la même échelle de cotation des indicateurs. Une échelle sur 10 points est conseillée pour garder un bon niveau de précision.
- Ne pas perdre de vue que l'on évalue les éléments du corridor et les espèces concernées (utilisatrices du corridor). L'apparition d'espèces non concernées provenant de la matrice paysagère et possible mais ne constitue pas une amélioration du fonctionnement du corridor.
- Des suivis ponctuels et sophistiqués (pièges photographiques, suivi par vidéo, etc.) au niveau des passages à faune ne servent à rien si on n'a pas d'information sur l'évolution générale des activités voire du développement des populations dans les zones réservoir et sur l'ensemble du corridor.
- L'évaluation multifactorielle telle que proposée est un moyen efficace et contraignant pour la collecte et l'exploitation de données sur le long terme.