



HAL
open science

Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturelle en zone de montagne

P. Delcros

► **To cite this version:**

P. Delcros. Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturelle en zone de montagne. Cemagref Editions, pp.334, 1994, Coll. Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n° 13, 2-85362-382-3. hal-02576427

HAL Id: hal-02576427

<https://hal.inrae.fr/hal-02576427v1>

Submitted on 24 Apr 2023

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

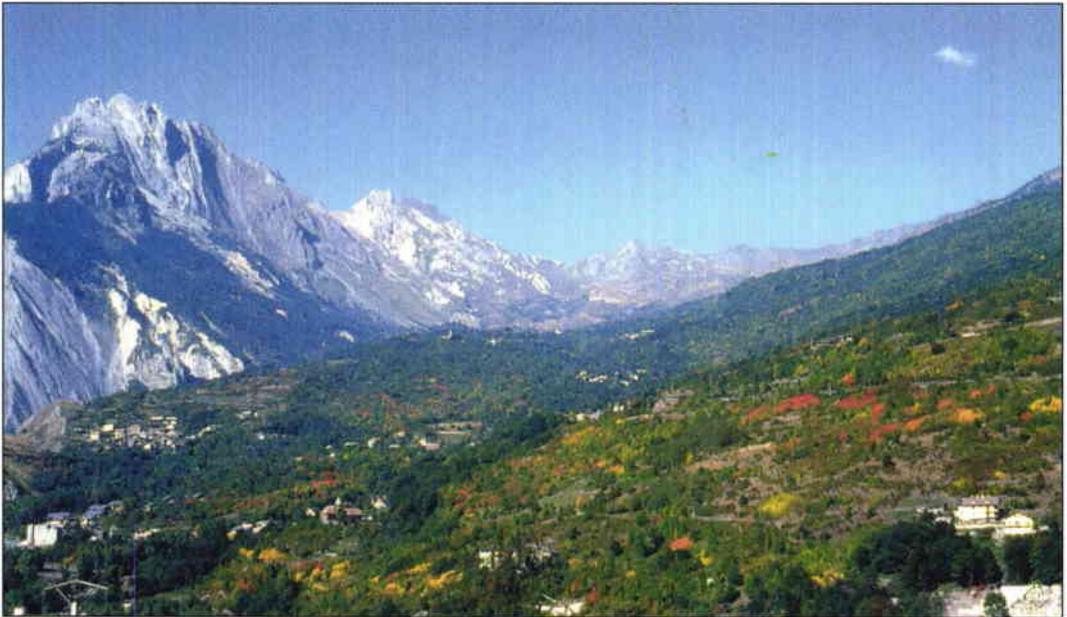
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ETUDES

Gestion des territoires

PUB00003233

n°13



Écologie du paysage et dynamique végétale post-culturale

Philippe Delcros



CEMAGREF

ENGREF
Documentation
CLERMONT-FERRAND

Écologie du paysage et dynamique végétale post-culturelle en zone de montagne

P. DELCROS



CEMAGREF

**CENTRE NATIONAL
DU MACHINISME AGRICOLE
DU GÉNIE RURAL
DES EAUX ET DES FORÊTS**

GROUPEMENT DE GRENOBLE
2, rue de la Papeterie BP 76
38402 St-Martin-d'Hères Cedex
Tél. : 76 76 27 27 - Téléc. : 980 679 F
Télécopie : 76 51 38 03



CEMAGREF Grenoble

Division "*Environnement Naturel et Paysages*"

THÈSE DE DOCTORAT

**Présentée à
l'Université Joseph Fourier, Grenoble I
Laboratoire de Biologie Végétale**

par Philippe DELCROS

Écologie du paysage et dynamique végétale post-culturale en zone de montagne

Soutenue le 19 janvier 1993,
devant la commission d'examen :

Bernard SOUCHIER	Professeur à l'Université de Grenoble I	Président, co-directeur
Marcel BARBERO	Professeur à l'Université d'Aix-Marseille	Rapporteur
Jacques BAUDRY	Chercheur à l'INRA-SAD de Lieury	Rapporteur
Jean-Paul LEGROS	Directeur de recherche à l'INRA Montpellier	Rapporteur
Patrick BLANDIN	Professeur au Museum National d'Histoire Naturelle	Examineur
Jean-Jacques BRUN	Chercheur au CEMAGREF Grenoble	co-directeur

Les Études du CEMAGREF

Cette collection édite des travaux scientifiques du CEMAGREF, thèses, comptes rendus de recherches... Désormais, quatre séries qui correspondent aux quatre nouveaux départements scientifiques du CEMAGREF, regroupent les sept séries précédentes. Il s'agit de :

- **Gestion des milieux aquatiques** (anc. série *Ressources en eau*),
- **Équipements pour l'eau et l'environnement** (anc. séries *Hydraulique agricole, Gestion des services publics*),
- **Gestion des territoires** (anc. séries *Forêt, Montagne, Production et économie agricoles*),
- **Équipements agricoles et alimentaires** (anc. série *Équipement des IAA*).

■ Série *Gestion des territoires*

N°11 - Typologie du massif de Sainte Victoire, 1994, 280 pages - 245 F

N°12 - Annales 1993, 1994, 280 pages - 220 F

Études déjà parues :

Forêt (anc. série)

N°1 - Annales 1988, 1989, 126 pages - 150 F

N°2 - Le Massif Central cristallin. Analyse du milieu - Choix des essences, 1989, 104 pages - 150 F

N°3 - Les stations forestières du pays d'Othe, 1990, 174 pages - 150 F

N°4 - Culture d'arbres à bois précieux en prairies pâturées en moyenne montagne humide, 1990, 120 pages - 150 F

N°5 - Annales 1989, 1991, 196 pages - 150 F

N°6 - Annales 1990, 1991, 268 pages - 200 F

N°7 - Les stations forestières du plateau nivernal, 1991, 164 pages - 150 F

N°8 - Les types de stations forestières du Lannemezan, Gers et Moyen Adour, 1992, 436 pages - 250 F

N°9 - Annales 1991, 1992, 190 pages - 200 F

N°10 - Annales 1992, 1993, 232 pages, 200 F

Montagne (anc. série)

N°1 - Éléments d'hydraulique torrentielle, 1991, 280 pages - 300 F

N°2 - Aspects socio-économiques de la gestion des risques naturels, 1992, 152 pages - 150 F

N°3 - Éléments de pastoralisme montagnard - Tome 1 : Végétation, équipements, 1992, 168 pages - 200 F

N°4 - Le développement touristique local - Les stations de sport d'hiver, 1993, 340 pages - 350 F

N°5 - Rhéologie des boues et laves torrentielles - Étude de dispersions et suspensions concentrées, 1993, 416 pages - 400 F

Production et économie agricoles (anc. série)

N°1 - GEDE Logiciel d'aide à la décision stratégique pour l'exploitation agricole, 1992, 206 pages - 200 F

N°2 - AGREGEDE : méthode de simulation de la production agricole d'une région - Application en Ardèche, 1992, 232 pages - 250 F

N°3 - Vers des solutions pour des bâtiments d'élevage adaptés à des exploitations "moyennes" du Massif Central, 1993, 128 pages - 150 F

N°4 - Développement d'un outil d'aide à la décision en matière de défrichement à vocation agricole, 1993, 168 pages - 150 F

N°5 - Diagnostics à l'échelle de petites régions rurales. Démarches, méthodes et sources d'informations, 1993, 200 pages, 200 F

A commander au CEMAGREF - DICOVA,
BP 22, 92162 ANTONY Cedex - Tél. : (1) 40 96 61 32 - Télécopie : (1) 40 96 61 64
joindre votre paiement à la commande

Le CEMAGREF est un établissement public de recherche sous la tutelle du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Ses équipes conçoivent des méthodes et des outils pour l'action publique en faveur de l'agriculture et de l'environnement. Leur maîtrise des sciences et techniques de l'ingénieur contribue à la mutation des activités liées à l'agriculture, à l'agro-alimentaire et à l'environnement.

La recherche du CEMAGREF concerne les **eaux continentales**, ainsi que les **milieux terrestres et l'agriculture**.

Elle permet d'élaborer des méthodes et des outils de **gestion intégrée** des milieux, de conception et d'exploitation d'**équipements**.

Les équipes qui rassemblent un millier de personnes réparties sur le territoire national, sont organisées en **quatre départements scientifiques** :

- **Gestion des milieux aquatiques**
 - **Équipements pour l'eau et l'environnement**
 - **Gestion des territoires**
 - **Équipements agricoles et alimentaires**
-

En ce qui concerne le département *Gestion des territoires*, les recherches s'orientent vers :

- l'aide à la gestion de milieux naturels, d'espaces et de paysages, à partir de la connaissance et de la compréhension de la dynamique d'écosystèmes forestiers ou agricoles, entretenus ou dégradés ;
- l'aide à la décision des gestionnaires de systèmes d'exploitation agricole ou de production forestière ;
- l'aide au développement régional et à l'aménagement du territoire, à partir de l'étude des logiques d'acteurs et des dynamiques territoriales, du suivi des changements et de l'évaluation des politiques publiques.

Je tiens en premier lieu à remercier les trois personnes qui m'ont fait confiance pour mener cette recherche, et qui m'ont suivi tout au long de ces trois années :

Bernard SOUCHIER, professeur à l'Université Joseph Fourier, Grenoble 9, Laboratoire de Biologie Alpine ; il a fait confiance en ce candidat arrivé tout droit de Montpellier et ne connaissant pas grand-chose à la biologie alpine. Je lui en suis profondément reconnaissant.

Jean-Jacques BRUN, chercheur au CEMAGREF Grenoble, division "Environnement Naturel et Paysage", qui, non seulement m'a accueilli au sein de son équipe de recherche, dite "l'équipe Maurienne", mais en plus est devenu en moins de temps qu'il ne faut pour le dire un ami. Quand mes plombs sautaient suite à telle ou telle prétendue découverte révolutionnaire, il savait laisser courir, sachant que l'incident était réversible. Inutile de dire combien son aide de tous les instants, et nos conversations métaphysiques à bâtons rompus devant les posters ou les tableaux blancs barbouillés m'ont été utiles.

Jean-Paul LEGROS, directeur de recherche à l'INRA Montpellier, Science du sol ; il m'avait auparavant fait confiance lors de mon DEA à l'ENSA Montpellier. Son soutien ne s'arrêta pas là : il "m'aiguilla" vers cette thèse à Grenoble, et accepta de suivre avec intérêt mes travaux. Et c'est un atout de taille : je ne connais pas de meilleure thérapie qu'un bilan de thèse avec J.P. Legros pour recouvrer un moral au beau fixe.

Je suis particulièrement flatté de l'intérêt qu'ont porté à mon travail :

Marcel BARBERO, professeur à l'Université d'Aix-Marseille 999, dont la compétence et les connaissances n'ont d'égal que sa chaleur et son enthousiasme méditerranéens (ce qui est plaisant sous nos latitudes). Il a toujours accepté avec sympathie de nous rencontrer (l'équipe Maurienne et moi-même) quand nous en ressentions un besoin urgent, à Marseille et même à Grenoble. Qu'il reçoive toute ma reconnaissance.

Jacques BAUDRY, chercheur à l'INRA-SAD à Lieury (en Normandie, est-il besoin de le rappeler ?), le *Petit Prince* de l'écologie du paysage, puisqu'il n'infirmiera pas — je pense — qu'aussi bien les systèmes astraux que les fils de laine des moutons qu'il dessine pour ses enfants sont des objets fractals.

Patrick BLANDIN, professeur au Museum National d'Histoire Naturelle, dont les réflexions conceptuelles au sujet de l'écologie du paysage ne sont plus à présenter, et qui, à chacune de nos entrevues, a su mettre le doigt sur les faiblesses de mon travail et apporter des critiques constructives.

Messieurs Gérard BALENT, directeur de recherche à l'INRA-SAD de Toulouse, et Jean-Claude RAMEAU, professeur à l'ENGREF Nancy, qui nous ont fait la gentillesse de se déplacer sur notre terrain d'étude, et dont les conseils et les enseignements ont été à la hauteur de leur notoriété.

Je remercie le CEMAGREF, qui m'a délivré une bourse de thèse durant trois ans et trois mois sans laquelle, cela va sans dire, je n'aurais pu mener cette recherche. Ma reconnaissance va particulièrement à Messieurs Raymond PSNOST, directeur du groupement de Grenoble, Philippe HUET, chef du département "Montagne", et Bernard JSCHESSEK, chef de la division "Environnement Naturel et Paysage" qui m'a accueilli.

Mon étude a également reçu le soutien financier du Ministère de l'Environnement, par le programme EGPN : "Conséquences écologiques de la déprise agricole".

Mes remerciements vont à l'ensemble du personnel de la division ENP du CEMAGREF. Il n'a cessé de me soutenir, de me rendre la vie plus facile, et de m'apporter une aide matérielle. Il a particulièrement dû supporter la réquisition que je faisais de l'imprimante pendant plusieurs heures d'affilée.

Je pense tout particulièrement à l'équipe Maurienne, animée par Jean-Jacques BRUN :

- Nathalie BOZON, en thèse sur la biologie et la valorisation des feuillus précieux.
- Cécile DESMARSIS, auteur d'un mémoire de maîtrise et d'un mémoire de DEA sur le contexte socio-économique et historique de notre secteur d'étude.
- Lydie FELTGEN, qui débute une thèse sur les humus du subalpin.
- Jean-Luc GROSSI, en thèse sur la biodynamique des humus en montagne.
- Laurent ROY, actuellement DDA adjoint du Pas-de-Calais, mais qui fut, en 1990, le précurseur de l'équipe dans le domaine de l'analyse spatiale du milieu naturel et auquel nous devons tous beaucoup.
- Ludovic CHENAVER, projecteur de bon sens, travaillant sur la répartition du chevreuil sur notre site d'étude.

Sans Raphaël VJALLE, étudiant à l'Université Joseph Fourier, qui m'a accompagné lors des campagnes de terrain de l'été 1991, je continuerais à prendre des vesces pour des lentilles...

Je remercie enfin les enfants terribles du Rotring, Nicole et Jacques SARDAÏ, pour leur contribution à l'illustration de ce mémoire. Merci également à re-Nicole SARDAÏ et à Anne DOJSY d'avoir ingurgité des milliers de caractères. Elles ont trouvé tellement de fautes d'orthographe que je n'ai pas la place d'en écrire le nombre...

SOMMAIRE

SOMMAIRE	9
INTRODUCTION GÉNÉRALE	17
PREMIÈRE PARTIE - L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE : UNE APPROCHE PLURIDISCIPLINAIRE DE LA DYNAMIQUE VÉGÉTALE	19
I/ LES CONCEPTS DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE	21
A/ Qu'est-ce-que l'écologie du paysage ?	21
1° <i>La définition du paysage et de l'écologie du paysage</i>	21
2° <i>L'historique de l'écologie du paysage et les différents courants</i>	24
a) <i>Le paysage et les sciences</i>	24
b) <i>Les courants de l'écologie du paysage</i>	25
3° <i>Qui sont les écologues du paysage ?</i>	26
4° <i>Les objectifs de l'écologie du paysage</i>	26
B/ Echelle et étendue des dimensions spatiale et temporelle	28
1° <i>Les échelles d'espace</i>	28
2° <i>Les échelles de temps</i>	29
3° <i>La hiérarchie des échelles d'espace et de temps</i>	29
4° <i>L'écocomplexe : un concept utile à l'écologie du paysage</i>	31
5° <i>Conclusion</i>	31

II/ LES ÉLÉMENTS POUR UNE ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE DE LA MOSAÏQUE PAYSAGÈRE	32
A/ Le Système d'Information Géographique : un outil privilégié	32
1° Définition des S.I.G. et nature de l'information	32
2° Les fonctionnalités d'un S.I.G.	35
a) Acquisition des données	35
α) Numérisation de cartes sur papier	35
β) Intégration de fichiers numériques géographiques	35
γ) Intégration des données descriptives	35
b) Gestion, manipulation et traitement des données	36
c) Restitution des données	39
3° Bilan : les avantages et les inconvénients d'un SIG	40
4° Le S.I.G. Arc/Info	41
B/ L'analyse de la dynamique paysagère	45
1° Les matrices de transition	45
a) Les différents types de matrices de transition	45
α) La matrice de Leslie	45
β) La matrice d'Usher	46
γ) Les matrices de transition appliquées aux successions végétales	46
b) La notion de modèle Markovien et de matrice-limite	47
c) Commentaires sur les matrices de transition	48
2° Les indices de dynamique paysagère	49
C/ Quantification et dynamique de la structure du paysage	51
1° Hétérogénéité, diversité et complexité	52
a) L'hétérogénéité	52
b) La diversité	53
c) La complexité	54
2° Les mesures de la structure d'un paysage	54
a) La mesure de la diversité	55
b) La mesure de l'hétérogénéité d'un paysage	57
α) Principe du calcul	57
β) Le grain du paysage	58
c) La mesure de la complexité des formes	59
α) L'indice de forme	59
β) La dimension fractale	60

D/ Modélisation de la dynamique d'une mosaïque paysagère.....	63
III/ LES FONCTIONNEMENTS ÉCOLOGIQUES	65
A/ La dynamique de la végétation au sein des unités paysagères	66
1° <i>Les fondements de la théorie de la succession végétale</i>	<i>66</i>
2° <i>Les mécanismes de la succession végétale</i>	<i>67</i>
a) La réaction ou l'action des végétaux sur le milieu	68
b) La compétition ou l'interaction des espèces	68
c) La perturbation ou l'action du milieu sur les espèces	69
d) Synthèse des mécanismes de succession	70
B/ Influence de la structure du paysage sur le fonctionnement écologique intra et inter-unités paysagères.....	71
1° <i>Les éléments de la mosaïque paysagère.....</i>	<i>71</i>
a) Les taches	71
α) <i>L'origine des taches</i>	<i>72</i>
i) Taches provoquées par une perturbation	72
ii) Les taches non issues d'une perturbation	72
β) <i>Les caractéristiques des tâches</i>	<i>72</i>
b) La matrice	72
c) Les corridors.....	73
2° <i>Relations entre les unités paysagères.....</i>	<i>74</i>
a) Taches et diversité spécifique	74
b) Corridors, matrice et flux biologiques.....	75
c) Conclusion	76
SECONDE PARTIE - SITE D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE.....	77
I/ PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE.....	77
A/ Caractérisation du milieu physique.....	77
1° <i>La position géographique. Topographie et hydrologie</i>	<i>77</i>
a) Localisation géographique du site.....	77
b) Topographie	79
c) Le réseau hydrographique	81
2° <i>La géologie</i>	<i>82</i>

3° <i>Le climat</i>	85
a) Les précipitations	85
b) L'enneigement	86
c) Les températures	87
d) Les vents	64
4° <i>Les risques naturels : une conséquence des caractéristiques du milieu physique</i>	88
B/ La végétation	88
C/ Le contexte humain et socio-économique	92
1° <i>La société rurale montagnarde et l'industrie</i>	93
2° <i>Le processus de déprise agricole</i>	93
3° <i>Les conséquences de la pollution fluorée</i>	94
a) Les origines de la pollution fluorée	94
b) Les catastrophes écologiques engendrées par la pollution fluorée	94
α) <i>Sur les végétaux</i>	94
β) <i>Sur les animaux</i>	95
γ) <i>Sur l'écosystème</i>	95
c) Les conséquences socio-économiques de la pollution fluorée	95
4° <i>Bilan</i>	96
II/ MÉTHODOLOGIE	97
A/ Choix des secteurs d'étude	97
1° <i>Le choix de l'échelle d'étude</i>	97
2° <i>Nombre et localisation des secteurs d'étude</i>	100
B/ L'Analyse spatiale de la dynamique végétale	101
C/ Analyse phyto-écologique des groupements végétaux post-cultureaux	105

**TROISIEME PARTIE - RESULTATS SUR
L'ADRET DE SAINT-MICHEL-DE-MAURIENNE** 107

I/ ANALYSE SPATIALE DU MILIEU NATUREL 107

A/ Les cartes diachroniques de physionomie végétale 107

1° *Intérêt des cartes de physionomie végétale* 107

2° *L'origine de l'information cartographique* 108

a) Image satellitaire ou photographie aérienne ? 108

b) Le choix des campagnes de photographies aériennes 110

c) Photo-interprétation manuelle ou automatisée ? 111

d) Le cadastre Sarde 112

3° *La nature de l'information cartographique* 112

4° *L'obtention de l'information cartographique* 116

a) La photo-interprétation 116

b) L'élaboration de minutes 116

c) La numérisation sur le système d'information géographique 116

d) Le nettoyage des couvertures et l'élaboration des tables attributaires 117

5° *Validation des cartes de physionomie végétale* 117

B/ Analyse de la dynamique paysagère 126

1° *L'observation des cartes et les hypothèses de travail* 127

2° *L'analyse des vitesses de transition paysagère :*

les matrices de transition 134

a) L'objectif de l'analyse 134

α) *Le problème des perturbations* 134

β) *La distinction dynamique de l'abandon - dynamique de la recolonisation* ... 135

γ) *L'homogénéisation du pas de temps* 135

b) L'élaboration des matrices de transition : la procédure informatique 135

c) Les matrices de transition des secteurs de Beaune et du Thyl réunis 136

α) *Les matrices de transition primitives* 136

β) *L'analyse de la dynamique de l'abandon* 136

i) *Les trois matrices de la dynamique de l'abandon* 136

ii) *Réajustement à un pas de temps unitaire* 139

iii) *Les indices de stabilité physionomique* 140

γ) *L'analyse de la recolonisation postculturale* 141

δ) *L'analyse des perturbations* 143

d) Comparaison des matrices de transition de Beaune et du Thyl.....	144
<i>α) Les dynamiques de l'abandon à Beaune et au Thyl</i>	144
<i>β) Les dynamiques de la recolonisation à Beaune et au Thyl</i>	146
e) Modélisation de la dynamique paysagère	148
f) Bilan et commentaires sur l'étude des matrices de transition.....	156
3° Les indices de dynamique paysagère	158
C/ Evolution de la structure du paysage	163
1° Analyse de la diversité physionomique	163
a) Diverses estimations simples de la diversité physionomique	163
<i>α) L'évolution du nombre de tâches</i>	163
<i>β) L'évolution de la surface moyenne des unités paysagères</i>	164
b) La diversité informatique du recouvrement physionomique.....	166
c) La diversité induite par les unités paysagères	168
2° La complexité des formes ; analyse des lisières	172
a) Les indices de formes du paysage.....	173
b) Etude des lisières entre unités physionomiques	174
<i>α) Les périmètres des unités cartographiques</i>	175
<i>β) Analyse des contacts entre unités physionomiques</i>	177
3° L'hétérogénéité du paysage	182
a) Mesures de l'hétérogénéité sur transects et du grain du paysage.....	182
<i>α) Evolution de l'hétérogénéité et du grain au cours du temps</i>	183
<i>β) Hétérogénéité et grain fonctions de l'orientation</i>	186
b) Représentation spatiale de l'hétérogénéité	188
<i>α) Méthode, techniques, et procédures informatiques</i>	188
<i>β) Le choix des paramètres</i>	191
<i>γ) Résultats : les cartes d'hétérogénéité de Beaune et du Thyl</i>	192
4° Conclusion : structure du paysage et dynamique du paysage	195

II/ ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE

DES GROUPEMENTS VÉGÉTAUX POST-CULTURAUX

A/ L'échantillonnage	199
1° Les objectifs et le plan d'échantillonnage	199
a) Problématique et rappel des travaux effectués sur le site d'étude	199
b) Le plan d'échantillonnage.....	203
2° L'obtention des cartes d'échantillonnage	204

3° Les relevés de végétation et les descripteurs	205
a) Le relevé floristique.....	205
b) Les descripteurs du milieu	207
α) Les types de descripteurs.....	207
β) L'origine des descripteurs.....	208
γ) Validité et limites des descripteurs du sol utilisés	209
c) Les descripteurs des espèces	210
4° Etude de la recolonisation ligneuse et de la biodiversité	211
5° Bilan : la structure de la base de données phyto-écologique	212
B/ Traitements statistiques préliminaires	214
1° Analyse des corrélations entre descripteurs	214
2° Comparaison générale des descripteurs de Beaune et du Thyl	218
3° Description générale de la végétation	220
4° Mise en évidence des descripteurs efficaces.....	223
a) Entropies-espèces et entropies-descripteurs	223
b) Mesure des informations mutuelles	224
c) Les descripteurs efficaces.....	225
C/ L'identification des groupements végétaux	227
1° La Classification Ascendante Hiérarchique	227
a) Première dichotomie	228
b) Deuxièmes dichotomies.....	229
c) Troisièmes dichotomies.....	230
d) Quatrièmes et dernières dichotomies	231
e) Bilan	232
2° L'Analyse Factorielle des Correspondances.....	232
a) Présentation de l'AFC et description des axes.....	234
b) Positionnement des descripteurs sur les graphes de l'AFC	236
c) Positionnement des groupements dans le plan factoriel.....	239
d) Description détaillée des groupements végétaux	240
e) Bilan	252
D/ Pouvoir germinatif des ligneux et espèces des haies	254
E/ Synthèse de l'analyse phyto-écologique	257
1° Les trajectoires évolutives	257
2° La dynamique ligneuse	260
3° La biodiversité.....	260

QUATRIEME PARTIE : SYNTHÈSE GÉNÉRALE	263
CONCLUSION GÉNÉRALE	267
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	271
LISTE DES FIGURES	311
ANNEXES	317
ANNEXE A : COMPLÉMENTS SUR LES MATRICES DE TRANSITION	317
ANNEXE B : ANALYSE DES CONTACTS ENTRE UNITÉS PHYSIONOMIQUES	320
ANNEXE C : COMPLÉMENTS SUR L'ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE	323
ANNEXE D : LISTE DES LOGICIELS UTILISÉS	334

INTRODUCTION GENERALE

Les paysages ruraux se transforment sous nos yeux. Ils n'ont pourtant pas cessé d'évoluer au rythme des fluctuations climatiques d'abord, mais aussi en "longues respirations de plusieurs siècles, de la déprise à l'emprise paysanne dans les périodes d'accroissement de la population, de l'espace cultivé à un retour à une nature secondaire aux siècles de rétraction démographique" (FRÉMONT, 1992).

Aujourd'hui, cependant, nos sociétés plus sensibles aux problèmes d'environnement et interpellées par le monde rural en crise questionnent les politiques et les scientifiques sur le devenir des paysages ruraux et, au-delà, sur celui du patrimoine naturel et de la biodiversité en général.

Dans certaines zones de montagne, ces transformations sont perçues d'autant plus douloureusement que les milieux naturels et les paysages montagnards sont devenus les espaces privilégiés de récréation de nombreux citadins surmenés (enjeu économique), et un des symboles de la défense et de la conservation du patrimoine naturel que nos sociétés européennes revendiquent plus particulièrement sur certains territoires (enjeu écologique). C'est le cas, en particulier, de l'arc alpin.

Dans ce vaste débat, l'écologie pour sa part est sollicitée en tant que discipline scientifique, en particulier pour évaluer les conséquences écologiques de ces changements, et pour apporter les méthodes, les outils et les résultats permettant de mieux comprendre ces phénomènes afin, si possible, de mieux les gérer.

Il n'est cependant pas facile pour l'écologue d'aborder de tels questionnements situés au carrefour des sciences de la nature et des sociétés. En fait, "intégrer dans une même analyse le traitement des structures et des des fonctionnements écologiques d'un côté, celui des espaces, pris comme tels, et des communications qui les relient tout en contribuant à les façonner de l'extérieur, de l'autre, impose de telles contraintes et expose à de telles contradictions que la difficulté est souvent éludée" (SAUTTER, préface de BIANC-PAMARD, 1977).

Face à un tel défi, plusieurs approches ont vu le jour, gravitant autour de la notion de paysage. Parmi les courants de l'écologie, citons ici l'écologie du paysage —dont ce travail se réclame— avec l'ambition de montrer tout l'intérêt de cette nouvelle approche dans l'étude des systèmes écologiques post-cultureux de montagne.

Pourtant, la démarche scientifique originale proposée ici ne sacrifie pas la rigueur scientifique nécessaire à toute bonne recherche. C'est pourquoi seront exposés au cours de ce travail les niveaux d'organisation pris en considération, et notamment le contexte spatio-temporel et les problèmes d'échelle d'observation. Des unités fonctionnelles seront délimitées sur le site d'étude (l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne, Savoie) et leur étendue discutée. Enfin, les dynamiques spatiales et les trajectoires évolutives de la végétation seront analysées et articulées entre elles. L'extrapolation des méthodologies et des résultats obtenus sur le site d'application de ce travail sera envisagée.

PREMIÈRE PARTIE .

L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE :

UNE APPROCHE

PLURIDISCIPLINAIRE

DE LA DYNAMIQUE VÉGÉTALE

“Les disciplines scientifiques progressent par phases d'accélération entrecoupées de périodes plus ou moins longues de relative ou apparente stagnation. Relative car, pendant de telles périodes, des concepts naissent, des courants de pensée progressent, des théories s'effritent. C'est sur de telles bases que chaque discipline rassemble, organise des idées, formalise à un moment donné de nouvelles approches, de nouvelles théories, témoins privilégiés de l'avancement de la connaissance” (LEFEUVRE & BARNAUD, 1988).

Cette citation est sans doute la meilleure des façons d'introduire l'écologie du paysage. L'écologie du paysage n'est pas une discipline qui renie les grands concepts des écosystèmes qui ont dominé l'écologie au cours de ce siècle, ni les théories de dynamique de population, ni aucune autre théorie. Elle permet simplement à la science écologique en général de rebondir après avoir vu les limites des disciplines citées précédemment. Les concepts de l'écologie du paysage ne sont pas nouveaux ; c'est juste une *science englobante*, comme disait GASTON BACHELARD.

Les limites des disciplines que l'on qualifiera de "traditionnelles", mais aussi, et surtout les nouvelles problématiques écologiques de cette fin de siècle ont contribué à l'éclosion de l'écologie du paysage. Comme le rappellent BLANDIN & LAMOTTE (1988), "il apparaît toutefois avec de plus en plus d'évidence que les problèmes écologiques ne sauraient être limités à des milieux homogènes". Autrement dit, les concepts de l'écologie ont été développés sur des milieux homogènes, que ce soit "l'approche fonctionnelle à travers le concept d'écosystème", ou "l'approche population-communauté" (LEFEUVRE & BARNAUD, 1988).

Aujourd'hui, le besoin de travailler sur des secteurs hétérogènes, souvent dynamiques, où le concept d'écosystème est difficile à cerner, et où la notion de population-communauté devient très complexe, se fait de plus en plus sentir. L'écologie du paysage est alors la science écologique permettant d'étudier ces milieux hétérogènes, en privilégiant particulièrement la dimension spatiale de ces milieux, mais aussi son fonctionnement écologique.

Nous nous proposons donc dans cette première partie de redéfinir l'écologie du paysage, discipline dont les limites ne sont pas encore bien fixées. Nous reviendrons particulièrement dans un premier temps sur le malaise concernant la formulation "Ecologie du Paysage", qui, d'après DELPECH (1988) et bien d'autres, est composée de deux noms ne pouvant en aucune manière être accolés.

I/ LES CONCEPTS DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

A/ QU'EST-CE-QUE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE ?

D'une façon générale, on peut qualifier la bibliographie relative à l'Écologie du Paysage d'originale, en raison de sa nouveauté. En effet, la part belle est faite aux articles et aux ouvrages théoriques définissant les concepts, ou proposant des méthodes et des techniques. Les articles relatant des études bien précises sont plus rares (mais de moins en moins) et les thèses relevant ouvertement de l'écologie du paysage se comptent sur les doigts de la main (citons tout de même BAUDRY, 1985 et BUREL, 1991). Une revue intitulée "Landscape Ecology", éditée aux Pays-Bas, paraît depuis 1987.

De plus, on s'aperçoit que les définitions, les concepts, les champs disciplinaires relevant de l'écologie du paysage ne font pas encore l'unanimité, et des articles proposant des bilans et des perspectives de cette discipline paraissent régulièrement. Les écologues du paysage sont donc contraints à choisir leurs normes, ou à les définir eux-mêmes. "L'officialisation d'un courant de pensée ne signifie pas qu'il est bien défini et homogène" (BUREL 1991).

1° La définition du paysage et de l'écologie du paysage

Si le terme "écologie" ne pose pas de problèmes de compréhension, celui de "paysage", traduction littérale de l'anglais "landscape" prête beaucoup plus à discussion. Les plus téméraires préciseront qu'il existe plusieurs perceptions du paysage¹ :

- Celle du géographe, voire du langage commun, où l'aspect visuel est prépondérant. Le paysage est un espace issu des rapports entre nature et société. C'est la partie d'un pays que la nature présente à un observateur (PETIT ROBERT).
- Celle du paysagiste d'aménagement est peu différente de la précédente. Elle y rajoute cependant une composante esthétique.
- Celle du (sym)phytocœnologue : le paysage est "une partie de la géosphère dont l'ordre de grandeur est géographiquement significatif" (SCHMITHÜSEN, 1968 ; cité par THEURILLAT, 1992), définition qui laisse perplexe. THEURILLAT (1992) précise tout de même que si l'on prend en compte le "paysage végétal" (qui "correspond à la composante végétale d'un paysage"), la végétation se présente "sous forme de mosaïques, ou complexes de végétation. On parle également de *complexes paysagers de la végétation*".
- Celle de l'écologue du paysage, que l'on peut résumer ainsi : "un espace hétérogène dont les différentes parties sont en interaction" (BAUDRY, 1985).

¹ Nous n'évoquons que les sens visuels du mot "paysage". Comme le rappelle DOLFFUS (1992), le terme est aujourd'hui utilisé en dehors de son sens visuel : ne parle-t-on pas de "paysage politique" ou de "paysage audiovisuel français" ?

Les plus prudents, comme ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI (1991) admettent “qu’il est certes bien difficile de dire ce qu’est un paysage. Mais on peut aisément dire ce qu’il n’est pas”. Voici, d’après ces auteurs, ce que n’est pas un paysage :

- La nature n’est pas le paysage. “D’une part, la nature existe en soi, tandis que le paysage n’existe que par rapport à l’homme [...]. D’autre part, la nature est une étendue sans nom, tandis que le paysage est lié à un lieu et personnalisé par lui” (ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI, 1991). Dans la foulée, les auteurs en déduisent qu’on ne peut pas modéliser un paysage, et que les documents de télédétection (photos aériennes, images satellitaires) ne sont pas non plus des paysages.
- Le milieu n’est pas un paysage. Si les écologues (et plus particulièrement les écologues du paysage, précisent les auteurs...) font trop facilement la confusion, ce n’est pourtant pas bien grave. En revanche, cette confusion devient malencontreuse lorsque les études écologiques sont utilisées pour l’aménagement : “le milieu et le paysage sont chacun une entité de l’espace, l’une et l’autre intéressantes à connaître pour cet aménagement, et elles ne coïncident pas forcément” (ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI, 1991).
- L’espace n’est pas le paysage. “L’espace est partout, mais non le paysage”. Certains espaces sont des paysages, mais pas systématiquement.

La définition du paysage par les écologues du paysage, que nous sommes enclins à adopter, est une définition volontairement très vague. De plus, cette définition n’est pas en contradiction avec celles du géographe ou du phytocœnologue :

— Si l’on excepte les approches à des échelles régionales, un espace ne peut être hétérogène que consécutivement à une emprise anthropique marquée et laissant cependant plus ou moins “s’exprimer” la nature. C’est alors un paysage. En pratique, l’écologie du paysage se préoccupe en général d’espaces fortement modelés par l’homme. “L’analyse des mosaïques des paysages anthropisés en vue de leur utilisation et de leur aménagement est sans doute le domaine le plus développé” (BAUDRY, 1985). BAUDRY cite également VINK, 1983 : “Landscape ecology and land use are inseparable”.

— Le concept fonctionnel du paysage du phytocœnologue est similaire à celui de l’écologue, mais dans des dimensions spatio-temporelles différentes. En étudiant les hiérarchies structurales utilisées par les symphytosociologues, on s’aperçoit que les unités paysagères constituant la mosaïque, c’est-à-dire les tesselas (“territoire suffisamment homogène écologiquement et dynamiquement pour ne porter qu’un seul groupement mûr (climax)” ; THEURILLAT, 1992) correspondent en règle générale au *paysage des écologues du paysage*, mais dont l’expression végétale est hétérogène, consécutivement à une action anthropique marquée et au manque de maturité des groupements.

En conclusion sur les diverses significations du paysage, et de son sens en écologie du paysage, nous insisterons sur le fait que les états d'âmes sur le sens du mot "paysage" ont essentiellement été développés dans la littérature française. Sans doute pour des raisons culturelles, il n'y a pas de raison que dans un pays où l'on a la réputation de s'extasier devant les chefs-d'œuvre des grands cuisiniers ou des grands couturiers, on ne considère pas certaines portions du territoire avec le même engouement et les mêmes sentiments. On peut aimer ou ne pas aimer un paysage comme on aime ou non un tableau de maître. Nous ne prétendons pas par-là que le goût artistique n'existe qu'en France (loin de là !), mais le terme de paysage y a une connotation vraiment trop artistique. Partant de là, comment ces écologues du paysage peuvent-ils appeler "paysage" un bout de photographie aérienne, ou, pire, une image satellitaire ?

Les langues française et anglaise sont différemment riches. Si la pomme de terre (solanacée) et la patate (convolvulacée) se traduisent invariablement par "potato" dans la langue de Shakespeare, il existe en revanche deux traductions pour le paysage : "landscape" et "scenery". Le "paysage scenery" met en exergue le rôle et l'appréciation subjective de l'observateur. Il est particulièrement adapté aux paysagistes, aux artistes, voire aux randonneurs. Le "paysage landscape" présente une connotation beaucoup plus neutre, et convient davantage en particulier aux écologues du paysage (une photographie aérienne peut être un "landscape"). Ainsi, le terme "landscape ecology" présente beaucoup moins d'ambiguïtés¹. La traduction française paraît donc dangereuse, à tel point que BAUDRY utilise "Landscape Ecology" et non "Ecologie du paysage" dans le titre de sa thèse. Ceci dit, ne pouvons-nous pas tout de même utiliser l'appellation francophone, en espérant que l'on finisse par considérer ce vocable comme un unique syntagme, et non comme deux mots accolés² ?

Quant à la définition même de l'écologie du paysage, même si elle est annoncée dans nombre d'articles et d'ouvrages, elle se résume simplement à une définition du paysage, et à une présentation de ses objectifs. Sans doute l'interdisciplinarité des composantes de l'écologie du paysage rend impossible toute définition concise. Seuls FORMAN & GODRON (1986) donnent une définition : "a study of the structure function, and change in a heterogeneous land area composed of interacting ecosystems".

¹ Ces ambiguïtés ne disparaissent cependant pas complètement dans la littérature anglo-saxonne : l'ouvrage "Landscape Ecology" de FORMAN & GODRON (1986) traite allègrement du paysage de l'artiste, et, autre exemple, un peintre paysagiste s'appelle outre-manche et outre-atlantique un "landscape-painter" !

² Toutes ces querelles sans doute à cause de l'esthétique de la langue. L'idéal eût été de créer un mot condensé, mais avouons que dans "paysagécologie" le préfixe n'est pas bien joli, contrairement au préfixe "éco", admis comme le raccourci d'"écologie", mis à toutes les sauces, et qui, pourtant, ne signifie rien d'autre que "toit" (écosystème = système de toit ?) !

2° L'histoire de l'écologie du paysage et les différents courants

a) Le paysage et les sciences

• La science du paysage et le géosystème

Le premier courant scientifique ayant traité du paysage fut développé il y a un siècle en Russie. Il s'appelle tout naturellement la Science du Paysage. Ses fondateurs étaient des géographes physiciens russes. La science du paysage est le règne de l'objectivité : "les entités paysagères sont conçues comme complexes matériels réglés par la thermodynamique" (ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI, 1991). A la fin du siècle dernier, DOKOUTCHAEV définit la notion de "Complexe Naturel Territorial". "Dans cette vision initiale, le sol bénéficie d'un statut de faveur : lieu géométrique du paysage, en quelque sorte, puisqu'il est, d'une part, résultat de l'interaction des composantes abiotiques et biotiques d'un certain complexe spatial et, d'autre part, expression de la vie des systèmes qui régissent ce complexe" (ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI, 1991).

La notion de géosystème apparaît alors seulement en 1960, apporte en quelque sorte un second souffle à la science du paysage, tant et si bien que celle-ci prend le nom de "science des géosystèmes", ou "géographie des géosystèmes". "Le géosystème sert à désigner un système géographique homogène lié à un territoire. Il se caractérise par une **morphologie**, c'est-à-dire par des structures spatiales verticales (les géohorizons) et horizontales (les géofaciès) ; un **fonctionnement**, qui englobe l'ensemble des transformations liées à l'énergie solaire ou gravitationnelle, aux cycles de l'eau, aux biogéocycles, ainsi qu'aux mouvements des masses aériennes et aux processus de morphogénèse ; un **comportement** spécifique, c'est-à-dire par les changements d'état qui interviennent dans le géosystème pour une séquence de temps donnée" (BEROUTCHACHVILI & BERTRAND, 1978).

Il apparaît indispensable à toute étude géosystémique d'étudier chacun des composants (lithomasse, aéromasse, biomasse et hydromasse) "d'un même point de vue, et non végétation, sols, etc., chacun étant considéré séparément" (BEROUTCHACHVILI & RADVANYI, 1978). C'est la raison pour laquelle les études géosystémiques présentent un caractère exhaustif mais très lourd.

Ainsi, les fondements de la science du paysage sont séduisants, puisque ce courant propose de considérer au même niveau les processus biotiques et abiotiques, contrairement à une approche écosystémique. Mais, de concert, BLANDIN & LAMOTTE (1988) et ROY (1990) soulignent les faiblesses de la science du paysage, et plus particulièrement de l'utilisation du concept de géosystème faite en France :

— Le caractère exhaustif des études géosystémiques selon l'école russe les rend très difficiles à réaliser. En revanche, les études "à la française" sont essentiellement géographiques, et le fonctionnement est, dans le meilleur des cas, à peine abordé (ROY, 1990). On s'éloigne alors fortement du concept de géosystème...

— A force de faire la part belle aux processus abiotiques, "les études de géosystèmes n'accordent qu'une place bien plus restreinte aux phénomènes biologiques" (BLANDIN & LAMOTTE, 1988).

— Que devient l’anthropomasse (pour reprendre le jargon des “géosystématiciens”) ? Dans la théorie des géosystèmes, l’homme n’est qu’un élément extérieur. Ce type de concept est alors difficilement utilisable dans des espaces fortement modelés par l’homme.

— Enfin, la principale critique de BLANDIN & LAMOTTE (1988) est que, dans la pratique, le géosystème ne recouvre plus vraiment une catégorie unique d’objets, ce qui est en contradiction avec les principes de base. BERTRAND & BERTRAND (1986) reconnaissent que le géosystème “se fonde d’abord sur l’analyse de la diversité spatiale, la recherche des discontinuités et des homogénéités à différentes échelles”. On est alors nettement plus près des concepts de l’écologie du paysage que de la géographie physique.

• L’écologie du paysage

Créé en 1938 par TROLL, le terme “écologie du paysage” n’a pas connu le même “succès” auprès des écologues que le terme “écosystème”, introduit seulement trois ans plus tôt par TANSLEY, comme le précise BAUDRY (1985).

L’écologie du paysage s’est développée à partir des années soixante-dix aux Etats-Unis sous l’appellation “Landscape ecology” sur le constat que la recherche en écologie ne fournissait pas “les résultats escomptés dans les domaines de l’application et notamment de l’aménagement du territoire, de la gestion des ressources renouvelables, et même de la conservation de la nature” (LEFEUVRE & BARNAUD, 1988). La discipline a rapidement pris un essor par le biais de l’introduction conjuguée des mathématiques, de l’informatique, de la modélisation en Amérique du Nord, en Europe Centrale (Landschaftökologie en Allemagne et en Tchécoslovaquie).

Les spécialistes des géosystèmes (ROUGERIE & BEROUTCHACHVILI, 1991) positionnent l’écologie du paysage entre la science du paysage et le paysagisme d’aménagement sur l’échelle de la subjectivité/objectivité ; elle touche “à la fois milieux naturalistes, milieux géographiques et stratégies d’aménagement”.

Il est vrai que, comme nous allons le voir dans le paragraphe suivant (les courants de l’écologie du paysage), cette discipline est très diffuse, allant de l’étude mathématique très pointue à la “planification écologique”, parce que l’on en connaît mal les limites. Il est également vrai que, même si l’écologie du paysage n’ignore pas les processus abiotiques, elle privilégie tout de même les processus biotiques et le rôle prépondérant de l’homme. Cela ajoute une certaine dose de subjectivité. L’écologie du paysage prétend néanmoins, au même titre que la science du paysage, apporter des éclaircissements quant à la structure (qui correspond à la morphologie des géosystèmes) et au fonctionnement des paysages.

b) Les courants de l’écologie du paysage

ROY (1990) distingue actuellement deux tendances en écologie du paysage :

- L’approche américaine, et surtout française qui “aborde sous l’angle (nouveau pour l’écologie) de la structure spatiale du paysage la résolution de problèmes précis d’écologie”. Roy la qualifie de “visuelle et finalisée”. C’est cette tendance que nous développerons dans notre travail.

• L'approche germanique "continue la tradition d'exhaustivité héritée de la planification écologique d'une part, de la phytosociologie d'autre part". ROY la considère "analytique et perfectionniste" et "friande des analyses globales, systémiques, de zone. Son recours à la carte est systématique, son Graal est le fameux 'modèle explicatif'". Sans porter le moindre jugement sur son aptitude à décrire ou expliquer les phénomènes écologiques, nous nous sentons éloignés d'une telle approche qui nécessite de colossaux investissements en temps, en argent, en matériel et en hommes.

3° Qui sont les écologues du paysage ?

L'écologie du paysage étant réputée interdisciplinaire par excellence, il est intéressant de savoir qui la pratique. GOLLEY, écologue, dans l'introduction au premier numéro de la revue *Landscape Ecology* (1987) dont il est l'éditeur, rappelle que les membres de la IALE (International Association of Landscape Ecology) sont aussi bien des paysagistes, des architectes, des urbanistes que des pédologues, des géographes, des modélisateurs, des biogéographes et "ces biologistes qui s'appellent eux-mêmes des écologues" (sic).

Il nous semble cependant que cette "vitrine" est assez éloignée de la réalité. Il n'est pas nécessaire de compulsurer le *Who's who* de l'écologie du paysage pour se rendre compte que les écologues du paysage actifs (par exemple publiant dans *Landscape Ecology*) sont avant tout des écologues (simplement des biologistes selon GOLLEY), mais qui sont sans doute plus "matheux" que botanistes, plus informaticiens que systématiciens.

4° Les objectifs de l'écologie du paysage

Même si, comme le précise GOLLEY (1987), "le paysage est un concept spatial, et l'écologie du paysage manifeste un intérêt particulier pour l'espace", l'écologie du paysage ne se résume pas à une analyse spatiale du milieu naturel. Premièrement parce que l'on n'a pas attendu l'écologie du paysage pour faire de l'analyse spatiale, et ensuite parce que l'écologie du paysage a la prétention de "focaliser sur les relations entre la structure du paysage et son *fonctionnement écologique*" (ROY, 1990).

L'ambiguïté provient probablement du fait que l'on assimile trop facilement l'espace avec le paysage. On peut mener une étude écologique sur un espace sans le considérer comme une mosaïque paysagère. C'est d'ailleurs le cas le plus fréquemment rencontré, et, dans des problématiques proches de la nôtre, nous citerons par exemple DOCHE (1986). La prise en compte de la dimension spatiale est indispensable à toute étude écologique, mais peut y jouer un rôle plus ou moins important, en amont ou en aval de l'étude.

Les écologues du paysage n'ont peut-être pas su suffisamment montrer que leur discipline n'était pas une simple analyse mathématisée et informatisée de la structure d'une mosaïque paysagère, mise en opposition avec des approches écologiques plus traditionnelles, particulièrement celles relevant de l'étude de successions végétales. Si tel était le cas, le syntagme "écologie" serait effectivement utilisé à tort.

Nous estimons bien au contraire que l'écologie du paysage est une sorte de discipline englobante, rendant indissociables les approches spatiales et stationnelles, et, en plus, montrant leur complémentarité. C'est la raison pour laquelle nous considérons que le travail présenté ici relève du début à la fin de l'écologie du paysage telle qu'elle vient d'être définie. Bref, il n'y a pas écologie du paysage d'un côté et phytoécologie de l'autre, mais un cheminement logique qui nécessite d'aborder un problème écologique (en l'occurrence, pour nous, une dynamique végétale) au niveau spatial, et au niveau stationnel. Ce cheminement peut être résumé ainsi :

— On divise un espace en **unités paysagères** suivant des critères visuels et écologiques, en l'observant d'un avion ou d'un satellite. Ces unités paysagères, dont l'ensemble forme la **mosaïque paysagère** ont certes des fonctionnements écologiques internes, mais dans un premier temps, on les considérera plutôt comme des "boîtes noires" qui ont des contacts les unes avec les autres. Cette première approche permet ainsi d'étudier la structure d'un paysage et sa dynamique. Ces unités paysagères sont visuelles, parce qu'elles font par exemple appel à des seuils de hauteur et de recouvrement, et écologiques, puisque l'on traite des formations végétales (herbacées, arbustives, arborescentes) qui correspondent aux types de végétation impliqués dans les successions végétales que l'on cherchera à reconstituer. "Ces unités paysagères rassemblent des végétaux qui peuvent appartenir à des espèces différentes, mais qui présentent, pour la plupart, des caractères convergents dans leur forme, et, parfois, dans leur comportement" (GODRON, 1992).

— Les types d'unités paysagères ont un **fonctionnement écologique interne** qui leur est propre, et particulièrement une dynamique biologique qui peut permettre au bout d'un certain temps la transformation d'un type d'unité A en un type B. Il s'agit par conséquent d'étudier la phytoécologie des unités paysagères afin de décrypter leurs mécanismes de succession végétale.

— Dans des conditions mésologiques identiques, ces successions végétales inhérentes aux unités paysagères dépendent néanmoins du contexte dans lequel ces unités se trouvent. Ainsi, il faut préciser le rôle de la forme, de la taille de ces unités paysagères, et plus généralement s'intéresser aux **relations entre les unités**, particulièrement aux problèmes de flux biologiques entre unités paysagères.

Ces trois points seront repris dans le détail ci-après, mais il est préférable, à ce stade de la réflexion, de revenir sur les concepts d'échelle d'espace et de temps, qui, nous l'avons vu, sont volontairement évasifs dans les définitions de l'écologie du paysage.

B/ ECHELLE ET ETENDUE DES DIMENSIONS SPATIALE ET TEMPORELLE

L'écologie du paysage se préoccupant tout particulièrement de l'espace, la première question que l'on doit se poser est : à quelle échelle ("scale") et sur quelle étendue ("extend") doit-on considérer l'espace pour approcher le mieux possible une mosaïque paysagère ? Et échelle et étendue sont-elles intimement corrélées ? De plus, lorsque l'on étudie des systèmes dynamiques, les mêmes préoccupations d'échelle et d'étendue surgissent concernant la dimension temporelle : sur quel intervalle de temps (étendue) doit-on mener l'étude, et suivant quelles fréquences (échelle) doit-on répéter les mesures ? Enfin, ces dimensions d'espace et de temps sont-elles également corrélées ?

1° Les échelles d'espace

Une simple analyse de la structure d'une mosaïque paysagère n'est pas du tout inféodée à une échelle donnée. On peut aussi bien s'intéresser à de l'analyse de formes à l'échelle planétaire, ou sous un microscope, comme par exemple les analyses de structure des lames minces d'humus (GROSSI, 1991 ; GROSSI, BRUN & GUILLORÉ, 1993). Mais l'analyse de la structure d'un "paysage" n'est qu'une composante de l'écologie du paysage. L'échelle d'étude doit par conséquent permettre l'identification d'unités paysagères cohérentes avec des fonctionnements écologiques intra- et inter-unités homogènes.

Le positionnement de l'écologie du paysage à des échelles spatiales assez restreintes se justifie par le fait que les meilleures étendue et échelle spatiales pour effectuer une étude d'écologie du paysage au sens où nous l'avons définie sont celles où l'on peut distinguer des unités paysagères façonnées pour la plupart par l'homme. Il s'agit alors bien souvent d'échelles où le morcellement parcellaire est visible (ce qui impose un seuil maximum) et où la mosaïque demeure de surcroît assez complexe pour qu'il y ait matière à travailler (seuil minimum). L'expérience montre que l'étendue qui s'impose dans les systèmes bocagers bretons (ceux étudiés par BUREL) est quelques dizaines d'hectares.

Cette échelle, ou plutôt cette étendue, revient fréquemment dans la définition du "domaine vital" de l'écologie du paysage. En particulier, FORMAN & GODRON (1986) définissent le paysage de la façon suivante : "A kilometer-wide area where the cluster of interacting stands of ecosystems is repeated in similar forms". Que ce soit en France ou aux Amériques, ce sont principalement les bocages qui ont été l'objet d'études en écologie du paysage. Il convient de signaler que d'éventuelles études portant sur des systèmes de plaine à parcellaire très grand nécessiteraient des étendues quelque peu plus vastes, de quelques centaines d'hectares, ou "ten kilometers-wide area".

On constate ainsi dans la bibliographie de l'écologie du paysage que les étendues étudiées gravitent autour de la centaine d'hectares, à un facteur dix près (mettons entre dix et mille hectares), ce qui représente un domaine restreint. Les études portant sur des étendues plus vastes ne proposent que des analyses de structure de la mosaïque paysagère, et la difficulté d'appréhender les processus écologiques qui régissent cette mosaïque est plus grande, les unités paysagères n'étant pas écologiquement homogènes à cette échelle.

A petite échelle, “les biologistes n’ont pas pu établir autant de lois que les physiciens ou les chimistes, parce que leur objet dispose d’un très grand nombre de degrés de liberté ; l’une des seules lois écologiques sûres est la loi de zonalité” (GODRON, 1992), à laquelle il convient d’ajouter l’étagement climatique en montagne.

Ainsi, de telles échelles spatiales de travail rendent difficile l’utilisation de l’imagerie satellitaire où la meilleure résolution (pixel) actuellement disponible est de 10m x 10m (SPOT noir & blanc). Au pire, il y aura directement une perte d’information au niveau de la mosaïque paysagère (deux unités différentes dans un même pixel se traduiront par une réponse spectrale unique présentant un niveau de gris intermédiaire, donc aberrant), et au mieux, les formes des unités paysagères seront fortement simplifiées (formes carrées, ou en “marches d’escalier”), ce qui aura une incidence négative sur l’analyse des formes. A n’en pas douter, pour l’instant, la photogrammétrie reste l’outil privilégié.

2° Les échelles de temps

Lorsque l’on étudie des systèmes dynamiques, le problème de l’échelle temporelle est davantage inféodé à des contraintes que l’on qualifiera de techniques. Si le choix de l’échelle spatiale ne pose *a priori* pas de problèmes matériels (il suffit d’utiliser le support adéquat : photographies aériennes agrandies ou non, documents cartographiques aux échelles appropriées, éventuellement images satellitaires...), on ne peut cependant pas récupérer des images SPOT datant de vingt ans, ou des photographies aériennes vieilles d’un siècle !

Ceci dit, la théorie de la hiérarchie (*cf. chapitre suivant*) nous apprend qu’en règle générale, les mécanismes écologiques ou anthropiques qui régissent les transformations des paysages de quelques dizaines d’hectares s’expriment en général dans des “étendues” temporelles de quelques décennies. Et c’est justement une étendue que l’on peut aisément appréhender en particulier par le biais des photographies aériennes. Quant à l’échelle temporelle, c’est-à-dire concrètement le laps de temps entre deux observations du paysage, elle dépendra grandement de la disponibilité des documents, mais il faudra prendre garde :

- A ne pas prendre un intervalle trop court qui ajouterait aux analyses des lourdeurs inutiles, puisqu’on n’observerait qu’un *epsilon* de variations entre deux observations.
- A ne pas prendre un intervalle trop long qui occulterait un certain nombre de transformations de la mosaïque paysagère.

3° La hiérarchie des échelles d’espace et de temps

En France, F. BUREL a effectué un important travail de réflexion sur l’échelle et la hiérarchie en écologie du paysage (BUREL, 1992 ; BUREL & al., 1992). Elle intègre simultanément les échelles d’espace et de temps, et propose un positionnement assez

restreint de l'écologie du paysage (figure 1.1)¹ : l'approche de la problématique écologique sur quelques dizaines d'hectares, et au cours de quelques décennies. La théorie de la hiérarchie nous apprend que :

— “Il existe une corrélation entre les échelles de temps et d'espace. Les phénomènes se déroulant sur de grands espaces sont beaucoup plus lents que ceux qui interviennent sur de petits espaces.

— Les niveaux d'organisation sont essentiellement caractérisés par les vitesses de fonctionnement des phénomènes, donc des phénomènes ayant des vitesses de fonctionnement très différentes interagissent peu” (BUREL, 1992).

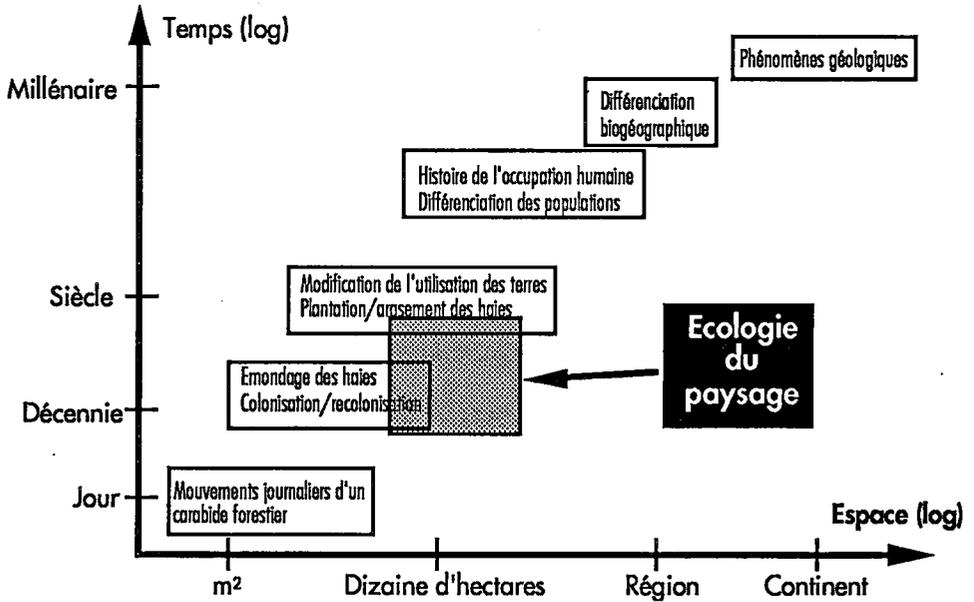


Figure 1.1 : relation entre les échelles d'espace et de temps (d'après BUREL, 1991)

Alors, bien sûr, une telle théorie est critiquable. D'aucuns pourront dire que la vitesse de fonctionnement d'un site en déprise agricole est beaucoup plus rapide que celle du même site ayant atteint un stade forestier mature. Ou bien qu'un tremblement de terre ou une éruption volcanique modifiera en quelques secondes la physionomie d'une région. Certes, mais restons raisonnables... Pour une problématique donnée sur un espace donné, gageons que ces hypothèses sur la hiérarchie des échelles spatio-temporelles ne sont pas aberrantes.

¹ Même si F. BUREL a intitulé ce graphique “Relations entre les échelles d'espace et de temps”, il s'agit plutôt, si l'on veut être rigoureux, des *étendues* d'espace et de temps. Mais les deux notions étant assez corrélées, ce n'est là qu'un détail d'ordre sémantique...

4° L'écocomplexe : un concept utile à l'écologie du paysage

Suite à une réflexion sur les limites des concepts des écosystèmes et des géosystèmes, BLANDIN & LAMOTTE (1988) ont introduit la notion d'écocomplexe. Un écocomplexe est défini comme étant un système d'écosystèmes interactifs caractérisés par "une structure et un fonctionnement propres, issus d'une histoire particulière". Selon les auteurs, ce terme s'impose sur celui de "paysage" pour essentiellement deux raisons :

- "L'idée de paysage est associée à des espaces continentaux ; il est pourtant souhaitable que l'idée d'écosystèmes interactifs soit appliqué au domaine marin".
- "Un paysage est un assemblage d'écosystèmes qui se répète dans l'espace alors que des assemblages non répétitifs, mais ayant une réelle unité fonctionnelle, peuvent très bien exister".

Même si la notion d'écocomplexe n'est pas propriété de l'écologie du paysage (BLANDIN & LAMOTTE précisent que ce concept est le fruit d'une réflexion sur l'apport de l'écologie à l'aménagement du territoire), il n'en demeure pas moins qu'elle lui est bien utile¹.

5° Conclusion

Il n'y a pas de recette pour donner une évaluation objective et précise des étendues et des échelles spatio-temporelles préalable à une étude d'écologie du paysage. Il est certes nécessaire de mener une réflexion cohérente pour déterminer un ordre de grandeur de ces échelles et étendues (souvent autour de la centaine d'hectares et de quelques décennies). Ensuite, il s'agira d'accommoder ces ordres de grandeur aux contraintes régionales, géographiques, anthropiques ou matérielles, mais cela ne pose en général pas de problème.

¹ Précisons tout de même que l'article de BLANDIN & LAMOTTE (1988) dont il est question est paru dans un numéro spécial du Bulletin d'Ecologie : "Qu'est-ce que l'Ecologie du Paysage ?". Pas innocent...

II/ LES ÉLÉMENTS POUR UNE ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE DE LA MOSAÏQUE PAYSAGÈRE

A/ LE SYSTÈME D'INFORMATION GÉOGRAPHIQUE : UN OUTIL PRIVILÉGIÉ

1° Définition des S.I.G. et nature de l'information

Un Système d'Information Géographique est un outil informatique permettant l'analyse et le traitement de toute l'information contenue dans un contexte géographique donné. Cette information géographique est de deux types (figure 1.2) :

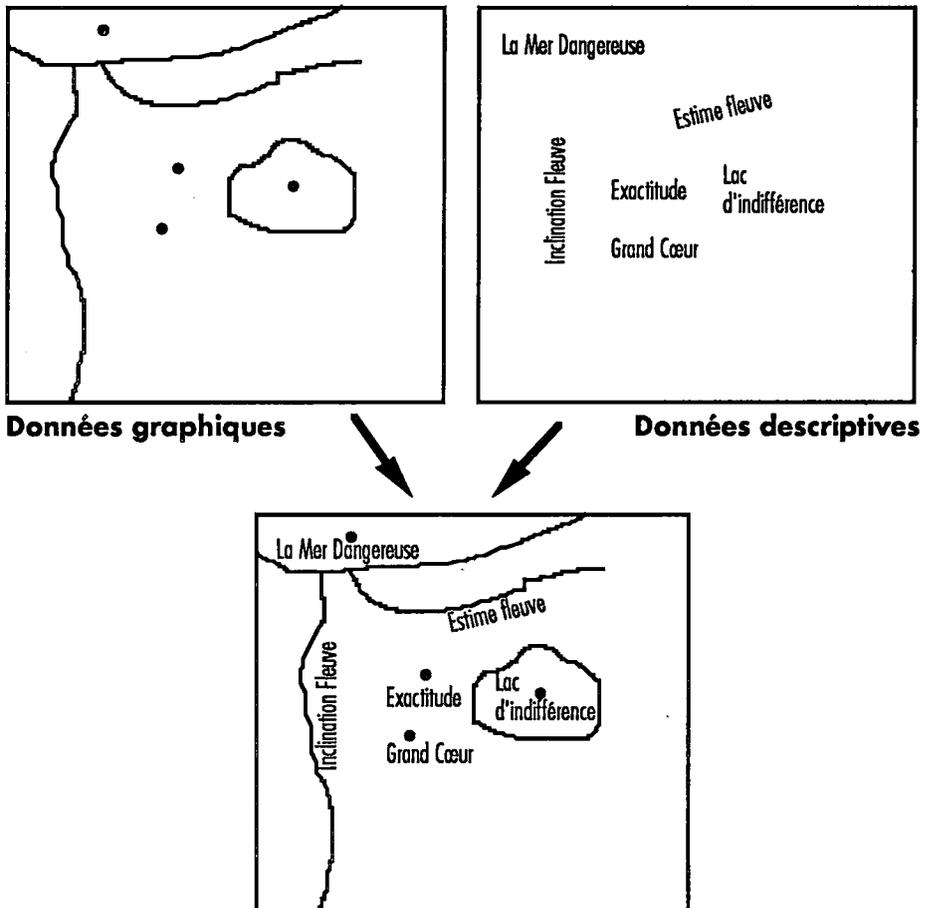


Figure 1.2 : Données graphiques et données descriptives (extrait de la "Carte du Pays de Tendre")

— Les données graphiques, ou géographiques *stricto sensu* qui regroupent l'information concernant la localisation et la forme des entités cartographiques (des "patates" représentant un certain type de couvert végétal, des courbes représentant les cours d'eau...).

— Les données descriptives, qui caractérisent les données graphiques, c'est-à-dire des données quantitatives (e.g. l'altitude) ou qualitatives (e.g. type de couvert végétal).

Si on prend ces données séparément, leur gestion informatique n'a rien de novateur et de révolutionnaire. On sait en effet depuis un bon nombre d'années gérer des données graphiques à l'aide de logiciels de conception assistée par ordinateur (CAO), dessin assisté par ordinateur (DAO), le tout appelé plus généralement Cartographie Assistée par Ordinateur. Quant au traitement des données descriptives, il ne pose pas de réel problème grâce aux Systèmes de Gestion de Bases de Données (SGBD). La grande force des SIG est d'aller plus loin qu'une simple juxtaposition de ces deux outils d'analyse. Elle réside justement dans une étroite et permanente interaction entre eux ; les données graphiques sont intégrées et réactualisées si nécessaire dans la base de données, et les données descriptives sont utilisées lors de la restitution cartographique de l'information géographique.

Il existe deux modalités bien différentes pour gérer l'information graphique dans un SIG : le mode vecteur et le mode raster.

• Le mode vecteur

Cette modalité (*figure 1.3*) divise l'espace en entités géographiques telles que des points, des courbes (ou arcs) et des polygones, suivant une géométrie très "mathématique", puisque les points sont des infiniment petits, et les courbes ont une épaisseur nulle. L'information géographique sera alors traduite par une succession de couples de coordonnées abscisse/ordonnée (vecteurs) représentant au total un arc¹ (*figure 1.4*). Ce mode est particulièrement celui utilisé par le logiciel Arc/Info.

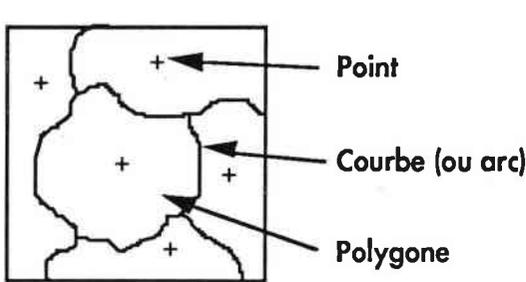


Figure 1.3 : Mode vecteur

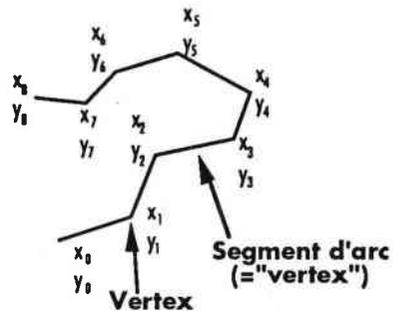


Figure 1.4 : Détail d'un arc

¹ Un point étant simplement un couple de coordonnées unique, et un polygone un arc ou une succession d'arcs se refermant sur lui-même.

• **Le mode raster**

Le mode raster (*figure 1.5*) divise régulièrement l'espace en petites cellules carrées de tailles identiques dont la dimension est choisie par l'utilisateur, ou imposée par le fournisseur de ce type de documents. Chaque cellule est alors renseignée par une ou plusieurs données descriptives, chacune caractérisant l'ensemble du carré (ou pixel). Ce type de document correspond davantage à la notion d'image que de carte. C'est le mode dans lequel sont transcrites les données des Modèles Numériques de Terrain ou les images satellitaires. La taille du pixel doit si possible être déterminée de façon à optimiser à la fois la précision de l'étude (notamment au niveau de la restitution cartographique sur papier), et la capacité du support informatique, le mode raster consommant en général beaucoup plus de mémoire que le mode vecteur.

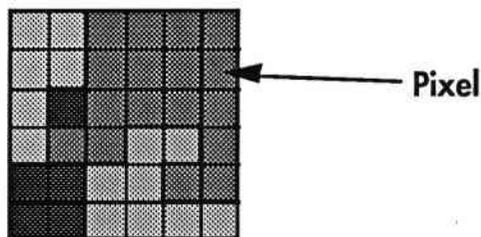


Figure 1.5 : Mode raster

• **Comparaison des deux modes. Avantages et inconvénients (*figure 1.6*)**

	Vector structure	Raster structure
<i>Storage efficiency</i>	good	poor
<i>Storage data structure</i>	complex	simple
<i>Spatial sampling</i>	varying across study area	regular across study area
<i>Spatial measurements</i>	precise	approximate
<i>Spatial relationships</i>	complex to handle	easy to handle
<i>Discrete spatial distribution</i>	simple	simple
<i>Continuous spatial distribution</i>	requires attribute transformation	simple
<i>Multi-attribute analysis</i>	complex	simple

Figure 1.6 : Comparaison des modes raster et vecteur (d'après COLETT, 1987)

L'avantage du mode vecteur est d'utiliser beaucoup moins de mémoire tout en conservant une bonne précision. En revanche, son utilisation est loin d'être évidente, et nécessite un certain apprentissage, puisque le stockage et le traitement des données suivent des processus complexes. C'est aussi la raison pour laquelle l'importation ou l'exportation de l'information en relation avec d'autres logiciels n'est pas toujours simple. Les routines de transformation automatique de l'information géographique (comme les filtres) nécessitent des algorithmes plus complexes en mode vecteur. Enfin, et c'est le revers de la médaille, la précision infinitésimale du mode vecteur peut être source d'ennuis notamment au niveau de la superposition de l'information ; nous aurons ultérieurement l'occasion de nous en rendre compte.

2° Les fonctionnalités d'un S.I.G.

Un S.I.G. est capable d'assurer trois types de fonctions :

- L'acquisition des données graphiques et descriptives
- La gestion, la manipulation et le traitement des données
- La restitution ou l'exportation des données traitées.

a) Acquisition des données (figure 1.7)

α) Numérisation de cartes sur papier

Les documents cartographiques sur papier sont en général numérisés d'une façon semi-automatique, au moyen d'une table à digitaliser. C'est une table magnétique connectée à la station de travail sur laquelle est fixée la carte à numériser, et les contours de cette carte sont repassés au moyen d'un curseur manuel, magnétique lui aussi.

Se développent en parallèle des techniques de numérisation automatique au moyen d'un scanner ou d'une caméra vidéo. Si ce procédé est nettement plus rapide que la digitalisation semi-automatique, il n'est cependant pas encore au point, et nécessite des cartes rigoureusement impeccables sans annotations.

β) Intégration de fichiers numériques géographiques

Les fichiers numériques tels que les images satellitaires ou les modèles numériques de terrain peuvent plus ou moins facilement être récupérés par les SIG, selon les qualités des fonctions d'importation/exportation de ces derniers.

γ) Intégration des données descriptives

Si ces données existent déjà sous un format informatique, elles peuvent être automatiquement récupérées. Sinon, elles seront entrées au clavier.

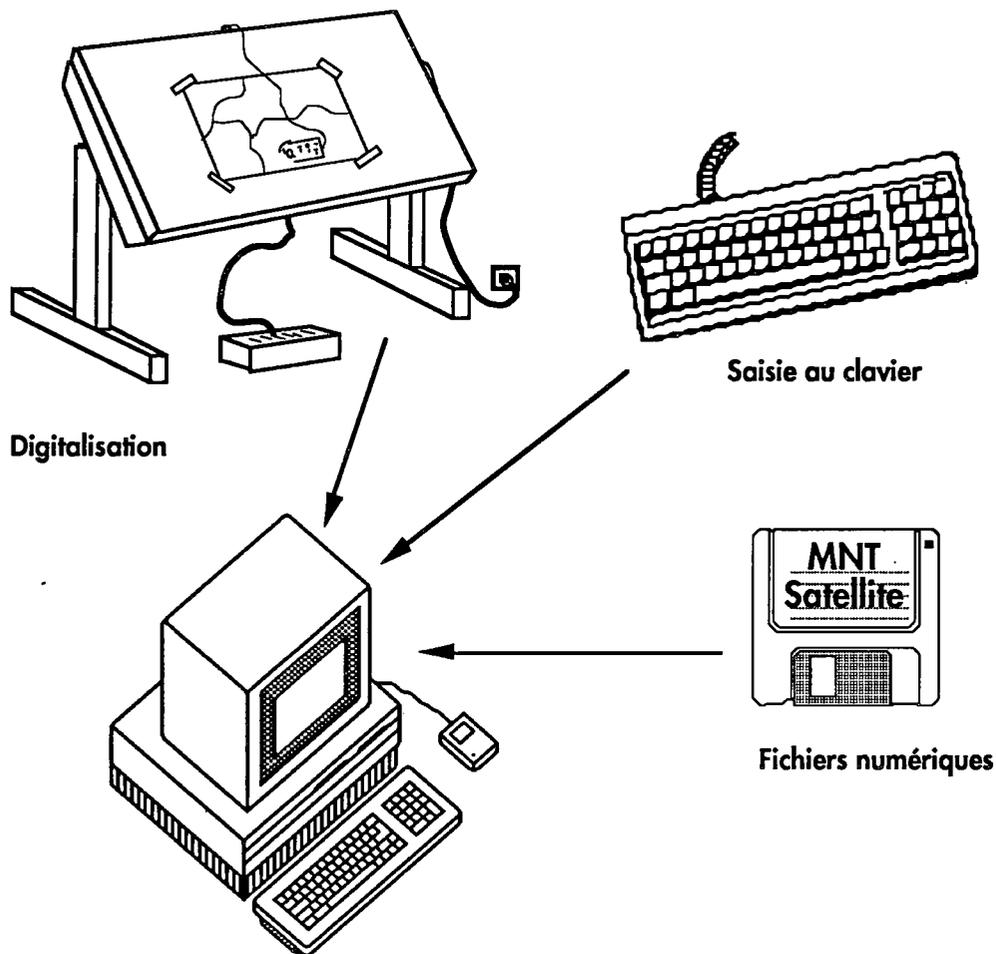


Figure 1.7 : Acquisition des données dans un SIG

b) Gestion, manipulation et traitement des données

Les fonctions de gestion et de manipulation des données ne posent *a priori* pas de problèmes. On est toujours en mesure de consulter ou de modifier les données spatiales et descriptives ou de procéder à des requêtes bien précises. Quant aux fonctions de traitements automatiques des données, il en existe énormément. Nous ne proposerons ici que les plus usuelles et les plus utiles.

• Transformations géométriques (figure 1.8)

Ce type de fonction qui affecte uniquement les données spatiales permet entre autres la modification du système de coordonnées de la carte, l'élimination des distorsions, les projections, les rotations...

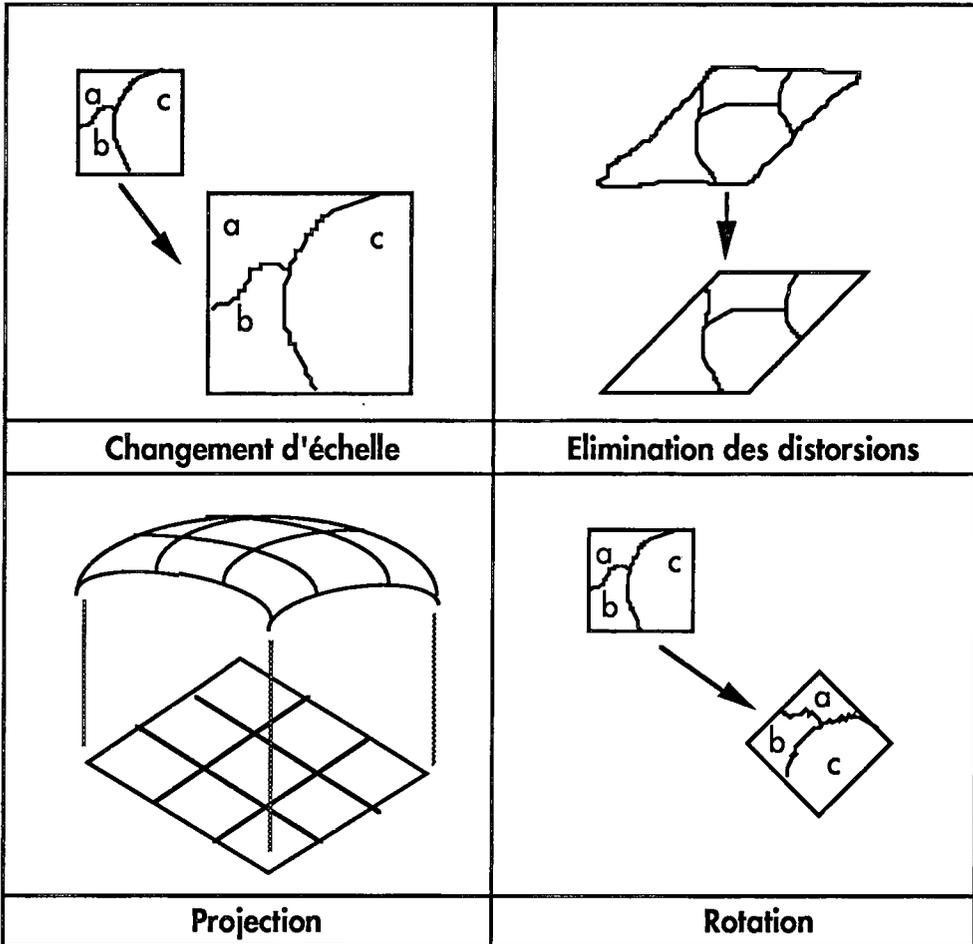


Figure 1.8 : Transformations géométriques (d'après DIDON, 1989)

• Calculs et analyses statistiques

Un SIG est en mesure d'effectuer un certain nombre de traitements statistiques sur les données spatiales (en particulier les longueurs des courbes ou les surfaces des polygones) et descriptives.

• **La combinaison de l'information géographique (figure 1.9)**

Il s'agit du principal atout d'un SIG ; cette fonction permet l'obtention d'une nouvelle carte par le croisement de deux cartes initiales. Il y a non seulement superposition des contours des deux cartes, mais aussi, et c'est sans doute le plus important, création d'une nouvelle base de données à partir des données spatiales et descriptives des cartes initiales.

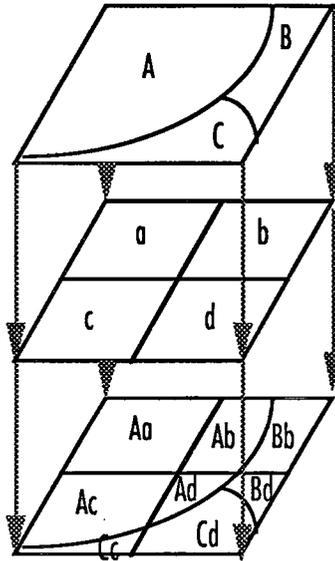


Figure 1.9 : La combinaison de l'information géographique

• **Fonctions graphiques avancées (figure 1.10)**

Ces fonctions sont nombreuses, et chaque SIG développe son originalité. Nous citerons entre autres :

- Le lissage, qui permet d'arrondir les contours d'une carte.
- La simplification des courbes, qui est le contraire du lissage.
- L'élimination automatique de certains polygones qui répondent à des critères bien définis (souvent, on procède à l'élimination de polygones inférieurs à une taille donnée).
- La dissolution de la limite entre deux polygones adjacents répondant à un même critère donné.
- La "bufferisation" qui permet la création d'une zone tampon d'équidistance autour d'un point ou d'une courbe.
- La recherche du plus court chemin entre deux points dans un réseau de lignes.
- Les filtres (mode raster) qui modifient la valeur de chaque pixel en fonction des valeurs des pixels avoisinants.

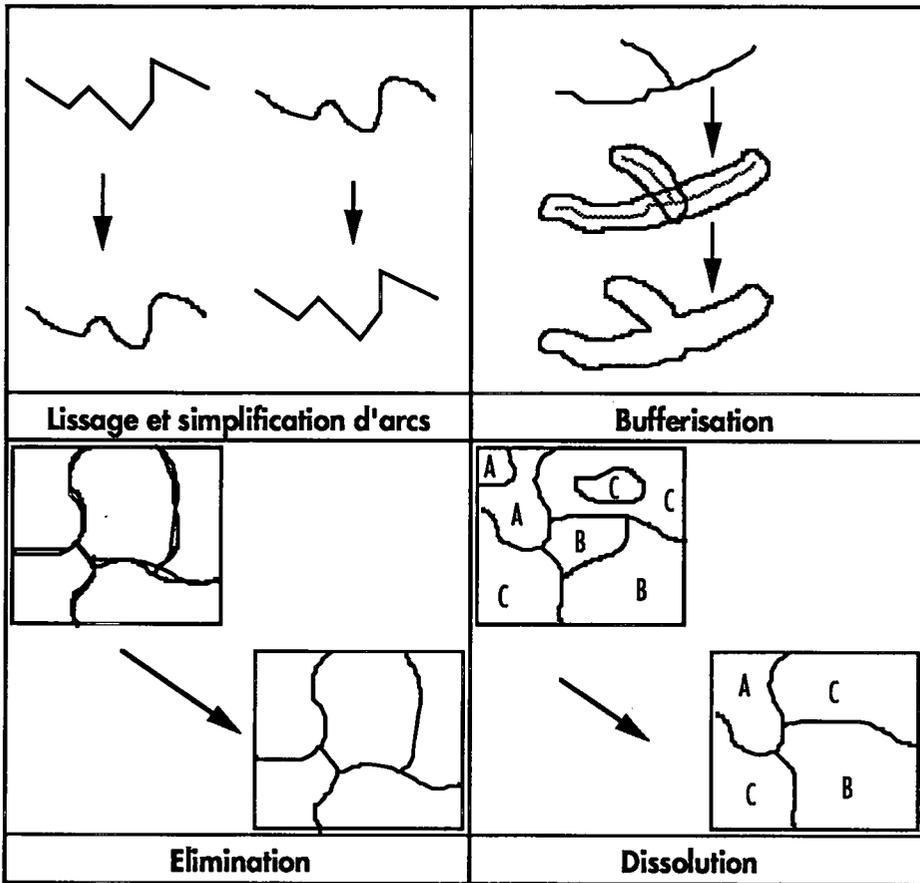


Figure 1.10 : Fonctions graphiques avancées des SIG

c) Restitution des données

Les cartes numérisées, qu'elles aient subi ou non des traitements automatisés (modification de l'information) ou des sélections thématiques (extraction d'une certaine information par le biais de requêtes), peuvent être sorties sur support papier (imprimante laser noir et blanc ou couleur, imprimante électrostatique, table traçante) ou directement à l'écran, avec les coloris, les trames, l'habillage et l'échelle souhaités.

Il est également possible d'exporter plus ou moins facilement les données spatiales et/ou descriptives dans un format utilisable par d'autres logiciels. Enfin, des S.I.G. plus perfectionnés permettront des représentations en trois dimensions ou des animations graphiques des documents cartographiques.

3° Bilan : les avantages et les inconvénients d'un SIG

Même si l'utilisation des SIG est, dans de nombreux domaines, en pleine expansion, il est toujours bon de connaître les avantages et les inconvénients de ce puissant outil informatique (par exemple, il n'est certainement pas nécessaire d'investir et de s'investir dans les SIG juste pour de la numérisation et de la restitution cartographique sans traitements). Ces deux poids de part et d'autre de la balance sont résumés dans la *figure 1.11*.

AVANTAGES	INCONVENIENTS
<ul style="list-style-type: none">- Stockage informatisé condensé de l'information géographique- Editions et mises à jour des données spatiales ou descriptives facilitées- Liens étroits entre données spatiales et descriptives- Traitements automatiques, puissants, nombreux et rapides- Croisement de plusieurs plans d'information- Facilités de restitution cartographique	<ul style="list-style-type: none">- Coût élevé du logiciel, de l'ordinateur, des périphériques, de la maintenance, de la formation, des données numériques (I.G.N., Images satellites...)- Difficulté d'utilisation (nécessité d'utilisateurs spécialisés)- Risque de perte de contrôle de la qualité de l'information suite à de multiples traitements automatisés- Risque de saisie d'information erronée difficile à détecter- Inexistence de formats de fichiers numériques "universels"

Figure 1.11 : Avantages et inconvénients des SIG

Les seuls points sur lesquels nous souhaiterions insister sont les risques de perte de contrôle de la qualité de l'information et de saisie d'information erronée. En effet, nous estimons que le principal danger de la convivialité et de la puissance d'un SIG est que l'on peut obtenir très facilement des résultats absurdes ou imprécis si l'on n'a pas en permanence le contrôle des opérations effectuées.

Il n'est pas exclu, et même il est probable que lorsque l'on saisit de l'information descriptive au clavier se glissent quelques petites erreurs de frappe qui auront des conséquences bien plus graves que, par exemple, celles qui surviennent ici et là dans un texte. Un texte se relit, mais il est difficile de croire que l'on peut repérer un "6" à la place d'un "5" dans une base de données composée de 20 colonnes et 2000 lignes.

Il en est de même avec l'information spatiale. Nous ne parlons même pas pour l'instant de la précision avec laquelle l'utilisateur repasse les contours d'une carte avec le digitaliseur —ce qui est encore un autre problème—, mais des risques d'oubli de certains contours, ou du risque de repasser deux fois sur un même contour. Même s'il existe dans le SIG des garde-fous contre de telles erreurs, l'expérience montre que certaines peuvent passer à travers les mailles du filet.

Tout au long des manipulations qui suivent la numérisation de l'information, au mieux ces erreurs restent minimales, et ne dégraderont même pas le résultat final, mais, au pire, elles peuvent prendre des proportions bien plus conséquentes après certains traitements, et, dans ce cas, le résultat obtenu est complètement aberrant, quand bien même le manipulateur a la conscience tranquille, les commandes du logiciel ayant fonctionné sans accroc.

Quant au manque de précision de l'information spatiale (ce qui est différent des erreurs), il faut savoir qu'il existe déjà en amont des traitements, dès la digitalisation¹. L'utilisateur doit alors en avoir connaissance, et ne pas ignorer que cette imprécision augmentera à chaque traitement automatisé, particulièrement les croisements de carte (LEGROS, 1987 ; DELCROS, 1989a). Trop de traitements consécutifs peuvent engendrer des taux d'imprécision inacceptables.

4° Le S.I.G. Arc/Info

Nous tenons à évoquer tout particulièrement le logiciel Arc/Info, que nous avons utilisé dans notre étude, sans pour autant rentrer dans d'obscurs détails de manipulations informatiques. La plupart des fonctionnalités et caractéristiques présentées précédemment s'appliquent à ce logiciel, et nous ne développerons que les aspects utiles à la compréhension de certains des résultats qui seront présentés par la suite. Signalons tout de même qu'Arc/Info a été développé aux Etats-Unis par la société ESRI dès 1969, et qu'il est aujourd'hui le plus célèbre des SIG.

Il est juste utile de connaître l'arbre de fonctionnement d'Arc/Info (*figure 1.12*) afin de comprendre son organisation générale. Nous focaliserons l'étude du logiciel sur la manière dont il gère conjointement les données spatiales et descriptives².

Après avoir numérisé proprement une carte (par exemple la carte de la *figure 1.13*) et renseigné sur le contenu de chacune des plages cartographiques ou "patates" (classes 1, 2, 3 et 4), Arc/Info a la possibilité de créer une base de données appelée *Table Attributaire des Polygones* (ou fichier "PAT") qui dénombre les polygones présents sur la carte³, en les renseignant sur leur surface, leur périmètre leur classe d'appartenance (*figure 1.14*), et un numéro interne. On peut alors facilement concevoir que des requêtes visant à obtenir la surface totale occupée par la classe *i*, le nombre de polygones de classe *i*, etc. ne posent aucun problème.

¹ Et même avant, une carte-papier n'est jamais précise à cent pour cent...

² Avertissement : rappelons que nous ne présentons pas ici une méthode de travail sur Arc/Info, mais une explication très sommaire de son mode de gestion des données. C'est la raison pour laquelle les habitués du logiciel détecteront un grand nombre d'oublis passés volontairement sous silence par souci de simplification.

³ Plus un : le premier, appelé *polygone universel*, dont la superficie, au signe négatif près, correspond à la superficie de l'ensemble de la carte.

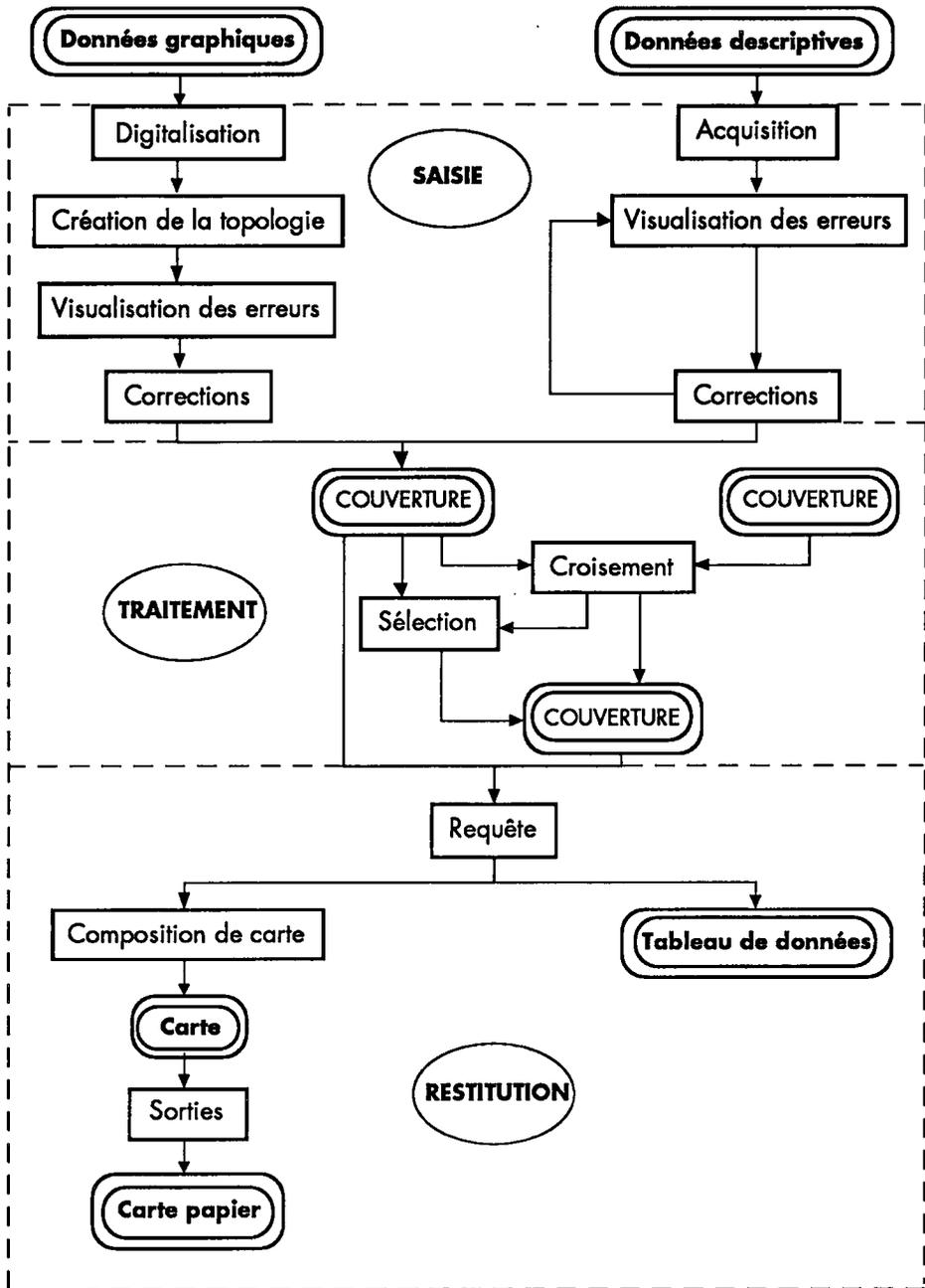


Figure 1.13: L'arbre de fonctionnement d'Arc/Info (d'après CLARAMUNT & al., 1990)

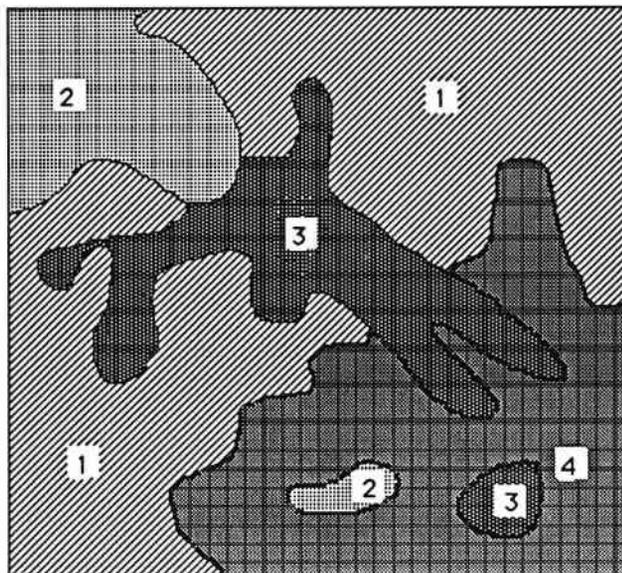


Figure 1.13 : Exemple de carte (d'après DELCROS, 1992b)

Numéro	Classe	Surface	Périmètre
1	0	-10020,741	400,417
2	1	2426,245	291,573
3	2	1016,464	141,018
4	3	1451,212	321,986
5	4	2629,764	422,357
6	1	2262,610	344,964
7	3	132,010	42,682
8	2	102,437	43,740

Figure 1.14 : Extrait de table attributive de polygones (carte de la figure 1.13)

Il est également possible de créer une *table attributive d'arcs* (fichier "AAT"), dénombrant cette fois chacun des segments (arcs) de la carte, et donnant des renseignements (entre autres) sur la longueur, le numéro du polygone à gauche, et le numéro du polygone à droite (les arcs étant orientés selon leur sens de digitalisation). Cette table, toujours à partir du même exemple, est donnée dans la figure 1.15. Ici, on peut par exemple effectuer indirectement des requêtes sur la longueur des arcs entre une classe i et une classe j .

Numéro	Longueur	Poly. gauche	Poly. droite
1	34,661	2	3
2	12,893	4	3
3	33,987	6	3
4	59,574	1	3
5	67,113	2	4
6	130,066	1	2
7	59,753	2	6
etc.			

Figure 1.15 : Extrait de table attributaire des arcs (de la carte de la figure 1.13)

Après croisement entre deux cartes, la table attributaire des polygones du résultat est complètement réorganisée (il en est de même pour celle des arcs) : de nouvelles surfaces et de nouveaux périmètres sont calculés, et y sont accolées les informations descriptives des deux cartes initiales, comme indiqué sur le très simple exemple de la figure 1.16. C'est notamment par cette table que nous serons en mesure d'élaborer les matrices de transition (croisement de cartes de couvert végétal à différentes époques).

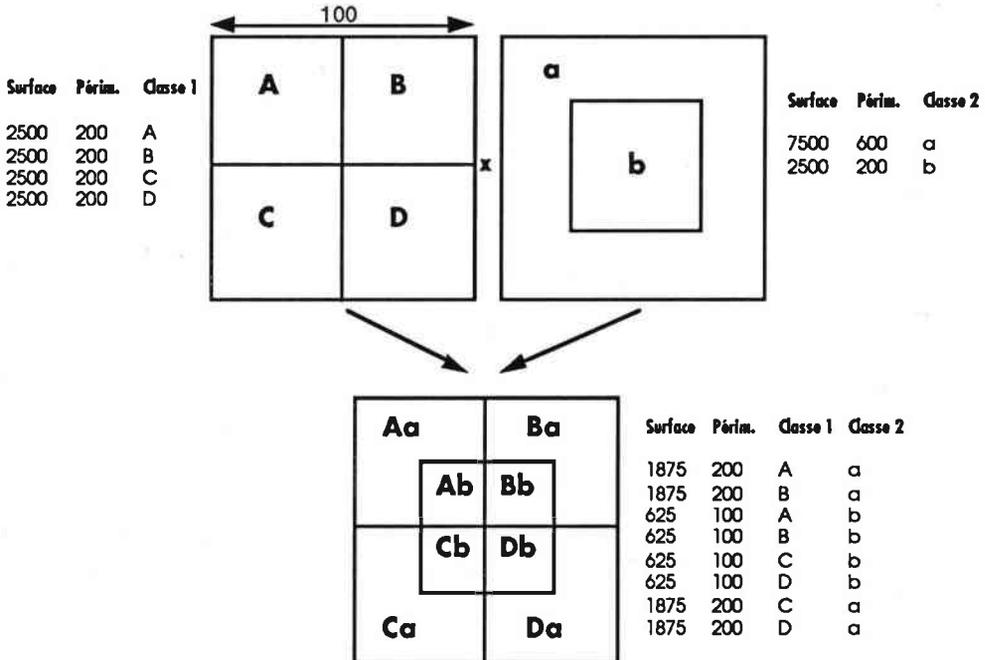


Figure 1.16 : Informations spatiales et descriptives après croisements

B/ L'ANALYSE DE LA DYNAMIQUE PAYSAGÈRE

1° Les matrices de transition

Les matrices de transition servent à "prévoir, de façon empirique, les modifications futures de la végétation en fonction de la situation actuelle et des changements passés" (LEPART & ESCARRÉ, 1983). Ces modèles diffèrent des modèles de dynamique de populations puisqu'ils sont à temps discrets, et non continus. Elles ont initialement été conçues pour étudier des dynamiques de population (matrices de Leslie et d'Usher), avant d'être reprises pour l'approche des successions végétales, puis des dynamiques paysagères.

a) Les différents types de matrices de transition

α) La matrice de Leslie

Ce type de modèle constitue en quelque sorte la forme primitive et initiale des matrices de transition. Prenons par exemple une population de N individus femelles (exemple issu de la présentation paramétrée de la matrice de Leslie par FRONTIER & PICHOD-VIALE, 1991) répartis en 5 classes d'âges séparées par le même intervalle de temps (un an par exemple). La classe "0" est formée des individus âgés de moins d'un an, la classe "1" des individus dont l'âge se situe entre un et deux ans... Les effectifs respectifs de ces classes sont $N_0 \dots N_4$ avec $\sum N_i = N$, et les fréquences sont $f_0 \dots f_4$ avec $f_i = N_i/N$.

Chaque femelle d'une classe d'âge donnée i , a d'une part une fécondité traduite par la valeur F_i , nombre de filles nées en un an de mères appartenant à la classe i , et d'autre part une probabilité de survie p_i (soit la probabilité de passer dans la classe $i+1$). Tous ces paramètres sont calculés entre les temps $t-1$ et t . On peut alors estimer la population au temps $t+1$ par le produit matriciel :

$$\begin{array}{|c|} \hline N_0 \\ \hline N_1 \\ \hline N_2 \\ \hline N_3 \\ \hline N_4 \\ \hline \end{array} \quad \begin{array}{c} = \\ \\ \\ \\ \\ \end{array} \quad \begin{array}{|c|c|c|c|c|} \hline F_0 & F_1 & F_2 & F_3 & F_4 \\ \hline p_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \hline 0 & p_1 & 0 & 0 & 0 \\ \hline 0 & 0 & p_2 & 0 & 0 \\ \hline 0 & 0 & 0 & p_3 & 0 \\ \hline \end{array} \quad \begin{array}{c} \times \\ \\ \\ \\ \\ \end{array} \quad \begin{array}{|c|} \hline N_0 \\ \hline N_1 \\ \hline N_2 \\ \hline N_3 \\ \hline N_4 \\ \hline \end{array} \quad \begin{array}{c} = \\ \\ \\ \\ \\ \end{array} \quad \begin{array}{|c|} \hline \sum(F_i N_i) \\ \hline p_0 N_0 \\ \hline p_1 N_1 \\ \hline p_2 N_2 \\ \hline p_3 N_3 \\ \hline \end{array}$$

Si N_t est le vecteur d'état, c'est-à-dire le vecteur de la composition de la population, et L la matrice de Leslie ainsi créée, on peut écrire

$$\vec{N}_t = L \cdot \vec{N}_{t-1}$$

et, par récurrence

$$\vec{N}_t = L^t \cdot \vec{N}_0$$

où N_0 est l'état connu de la population au temps d'origine.

β) La matrice d'Usher

Utilisées lorsque le pas de temps est inférieur à l'amplitude des classes d'âge, les matrices se présentent alors sous la forme

F_0	F_1	F_2	F_3	F_4
p_0	q_1	0	0	0
0	p_1	q_2	0	0
0	0	p_2	q_3	0
0	0	0	p_3	q_4

où l'ancien p_i , probabilité de survie, se décompose ici en p_i , probabilité de passer à la classe d'âge $i+1$ et q_i probabilité de rester à la classe d'âge i .

γ) Les matrices de transition appliquées aux successions végétales

Les principes précédents sont repris, mais en substituant la population par l'espace étudié, et les classes d'âge par des types de végétation ou faciès de végétation caractérisés notamment par la formation végétale et la première espèce dominante (Godron & Lepart, 1973) comme par exemple "Forêt dense à *Fagus sylvatica*". En comparant des cartes de types de végétation réalisées à deux époques différentes, on peut dresser un tel produit matriciel :

$$\begin{array}{|c|} \hline S_0 \\ \hline S_1 \\ \hline | \\ \hline | \\ \hline S_n \\ \hline \end{array} \quad t \quad = \quad \begin{array}{|c|c|c|c|c|} \hline P_{11} & P_{21} & \dots & P_{(n-1)1} & P_{n1} \\ \hline P_{12} & P_{22} & \dots & P_{(n-1)2} & P_{n2} \\ \hline | & | & & | & | \\ \hline | & | & & | & | \\ \hline P_{1n} & P_{2n} & \dots & P_{(n-1)n} & P_{nn} \\ \hline \end{array} \quad X \quad \begin{array}{|c|} \hline S_0 \\ \hline S_1 \\ \hline | \\ \hline | \\ \hline S_n \\ \hline \end{array} \quad t-1$$

soit, vectoriellement :

$$\vec{S}_t = M \cdot \vec{S}_{t-1}$$

où p_{ij} est la probabilité pour que le type de végétation i se transforme en type j (calculé en effectuant le rapport de la surface ayant subi cette transformation sur la surface totale occupée par la classe i à la première période d'observation)¹, et S_i la surface occupée par la classe i au temps donné en indice. Bien entendu, ces paramètres répondent aux propriétés suivantes :

$$\sum_{i=1}^n S_i = S_{\text{totale}} \quad \text{pour tout } t$$

¹ Même si la plupart des auteurs présentent ces matrices transposées (c'est-à-dire avec inversion des lignes et des colonnes) nous préférons cette présentation qui est rigoureuse au niveau mathématique (calcul matriciel), et que nous estimons plus claire.

$$\sum_{j=1}^n p_{ij} = 1 \text{ pour tout } i$$

Ce genre de matrice a ainsi pour ambition de prédire d'hypothétiques états d'occupation du sol dans le futur, au moyen de la même récurrence que celle employée dans les matrices d'Usher :

$$\vec{S}_t = M^t \cdot \vec{S}_0$$

De plus, en étudiant de plus près les coefficients qui composent cette matrice, on est en mesure d'élaborer des "diagrammes de circulation" ("Flow diagrams" ; DEBUSSCHE & al., 1977), qui définissent les relations privilégiées entre types de végétation, c'est-à-dire en somme, les successions de types de végétation.

Enfin, ce type de matrice sur les successions végétales a été employé de la même façon sur des physionomies végétales (DASNIAS, 1985).

b) La notion de modèle Markovien et de matrice-limite

Il est évident que les états futurs estimés ne sont valables que si les coefficients de la matrice sont constants dans le temps, c'est-à-dire si le modèle est dit Markovien, ou linéaire. Si l'on peut démontrer que tel est le cas (USHER, 1981, propose un test du χ^2 de comparaison de matrices de transition, par ailleurs incompréhensible), alors on peut réitérer le calcul matriciel indéfiniment, et les propriétés mathématiques des matrices de transition énoncées ci-dessus permettent de déterminer la limite suivante :

$$M_{\infty} = \lim_{t \rightarrow \infty} M^t$$

où M est la matrice de transition, et M_{∞} une matrice-limite dont les colonnes sont toutes égales entre elles.

$$M_{\infty} = \begin{array}{|c|c|c|c|c|} \hline p_{\infty 1} & p_{\infty 1} & p_{\infty 1} & p_{\infty 1} & p_{\infty 1} \\ \hline p_{\infty 2} & p_{\infty 2} & p_{\infty 2} & p_{\infty 2} & p_{\infty 2} \\ \hline | & | & | & | & | \\ \hline | & | & | & | & | \\ \hline p_{\infty n} & p_{\infty n} & p_{\infty n} & p_{\infty n} & p_{\infty n} \\ \hline \end{array}$$

On peut vérifier, quel que soit le vecteur-état S, que :

$$\vec{S} \cdot M_{\infty} = \vec{S}_{\infty}$$

et

$$\vec{S}_{\infty} \cdot M = \vec{S}_{\infty}$$

Cette propriété montre que si le modèle est Markovien, alors la répartition des types de végétation se stabilise à terme, selon des proportions indépendantes de la répartition initiale. Une telle loi est parfaitement en accord avec les concepts de Clements (USHER, 1981) notamment sur un climax ne dépendant que du contexte climatique et non pas de la composition floristique initiale.

c) Commentaires sur les matrices de transition

• Critiques sur la valeur prédictive des matrices de transition

A l'instar de LEPART & ESCARRÉ (1983), nous ne cacherons pas nos doutes quant à la valeur prédictive de ces matrices de transition appliquées à notre problématique traitant de secteurs fortement anthropisés. Nous estimons que, dans de tels contextes, la grande utilité des matrices de transition est justement de démontrer, lorsqu'on a la possibilité d'en élaborer plusieurs sur un même site, la non-linéarité des phénomènes de succession végétale. On peut déjà penser *a priori* que le simple processus d'abandon de l'agriculture ne s'effectue pas à un rythme constant dans le temps, pour ne prendre que cet exemple.

Une autre critique concernant ce fameux état-limite donné par la matrice-limite peut être formulée : si l'on montre que la dynamique d'un espace découpé en types de végétation est markovienne, les pourcentages de recouvrement de cet espace par les types de végétation convergent certes vers des valeurs constantes. Mais, modèle markovien oblige, la matrice unitaire M (pour reprendre les conventions utilisées précédemment) est théoriquement toujours valable même après quelques millénaires. M n'étant pas une matrice diagonale composée de "1", cela signifie que la mosaïque des types de végétation ne cesse de changer dans des intervalles de temps de l'ordre de la dizaine d'années (échelle de temps communément utilisée pour l'élaboration des matrices de transition), ce qui est bien sûr en complète contradiction avec la théorie clementsienne.

Rappelons enfin que ces réserves sont émises dans des situations se rapprochant de notre problématique. Nous n'avons pas les éléments pour estimer la pertinence de tels modèles prédictifs sur des populations (matrices de Leslie et d'Usher).

• La prise en compte de la dimension spatiale dans les matrices de transition

Les matrices de transition calculées à partir de recouvrement en types de végétation, particulièrement par le C.E.P.E. de Montpellier (GODRON & LEPART, 1973 ; DEBUSSCHE & al., 1977), ont l'avantage de prendre en compte la dimension spatiale, le calcul étant effectué à partir de pourcentages d'occupation de surface. Toutefois, cette prise en compte n'est pas satisfaisante. En effet, si le calcul nécessite l'élaboration d'au moins deux cartes de types de végétation, l'utilisation de la matrice dans une optique prédictive (sous réserve que le modèle soit markovien) ne permettra de toute façon pas une expression cartographique des résultats. On estimera par exemple qu'entre 1973 et 1998, 7% des cultures seront remplacées par des landes à *Sarothamnus scoparius* (pour reprendre les données de DEBUSSCHE & al., 1977), mais l'on ne saura pas fournir plus de renseignements quant à leur localisation géographique.

Le problème demeure le même si l'on élabore des matrices de transition à partir de physionomies végétales, c'est-à-dire dans une optique davantage orientée écologie du paysage. Les données initiales sont spatiales (les cartes des mosaïques paysagères), mais l'information récoltée à partir des matrices de transition ne peut pas être spatialisée ; on a ainsi des résultats globaux sur la dynamique paysagère, mais on est incapable de différencier des gradients de dynamique dans l'espace.

• La valeur explicative des modèles de matrices de transition

L'intérêt que peuvent susciter ces matrices de transition pour analyser un certain nombre de phénomènes de dynamique paysagère doit, à notre avis, être mis en exergue. En effet, l'éventuelle mise en évidence d'une non linéarité des modèles markoviens est déjà un résultat intéressant, et pour peu que l'on possède au minimum deux matrices de transitions sur un même secteur entre deux périodes différentes, on peut être en mesure d'estimer les variations des taux de transition dans le temps, soit, en quelque sorte, la dynamique de la mosaïque paysagère.

Dans le cas où les unités considérées dans l'espace sont des groupes de végétation, cette analyse est d'autant plus intéressante qu'elle est couplée, comme nous l'avons vu précédemment (DEBUSSCHE & al., 1977), à des diagrammes de circulation ("flow diagrams"), estimés à partir des coefficients de la matrice de transition, et qui déterminent les logiques de succession entre les types de végétation.

2° Les indices de dynamique paysagère

Nous avons eu l'occasion de remarquer que les matrices de transition, même si elles apportaient leur lot d'information concernant la dynamique paysagère, présentaient l'inconvénient de considérer des transitions paysagères dans un intervalle de temps en général de l'ordre d'une ou deux décennies. Certes, c'est sans doute une échelle de temps adéquate pour appréhender nombre de transitions, mais il se peut que l'on en occulte ainsi certaines qui se sont effectuées entre les deux dates.

Par exemple, si l'on considère une mosaïque paysagère composée de trois types d'unités : les cultures, les friches et les forêts, et que l'on a montré au préalable que les successions paysagères s'effectuaient dans l'ordre précité, il est alors indéniable que si la matrice de transition met en évidence une transition culture—forêt entre deux dates, il s'est produit en réalité une double transition rapide culture—friche et friche—forêt. Ainsi, une classe intermédiaire (la friche par exemple) peut s'avérer être une véritable "plaque tournante" de la dynamique (si la culture abandonnée a tendance à rapidement se transformer en friche, et si la friche se transforme également rapidement en forêt), mais ne pas apparaître comme telle dans les matrices de transitions.

C'est la raison pour laquelle nous avons élaboré des indices, baptisés **indices de dynamique paysagère**, calculés à partir des matrices de transition et des surfaces occupées par les classes qui mettent en exergue en quelque sorte la **contribution des unités paysagères au dynamisme de la mosaïque**.

Le calcul consiste dans un premier temps à établir en unité de surface toutes les transitions entre unités paysagères dynamiquement consécutives, qu'elles soient apparentes (lues sur la matrice de transition) ou non (transitions brèves entre les deux dates). Ainsi, dans l'intervalle de temps considéré, pour chaque unité paysagère i , on connaît la quantité totale de surface s'étant transformée en i (à partir de l'unité $i-1$) soit l'*entrant*, et la quantité totale de surface ayant quitté l'unité i (vers l'unité $i+1$), appelée le *sortant*.

L'indice de dynamique paysagère de l'unité i sera défini simplement comme étant la somme de l'entrant et du sortant. Il s'agit bien d'une somme, et non d'une différence (sortant—entrant) qui traduirait alors un *flux* de dynamique, ce qui reviendrait à savoir si l'unité i est en extension ou non. C'est au contraire à la fois les quantités d'entrant et de sortant que l'on doit mesurer pour connaître la contribution d'une unité paysagère à la dynamique. Ainsi, une unité paysagère qui ralentirait la dynamique aurait un "sortant" très faible, donc un indice peu élevé, de même qu'une unité paysagère difficile à "atteindre" (faible entrant). En revanche, une unité peut apparaître sporadiquement et néanmoins présenter un indice de dynamique paysagère élevé.

En reprenant l'exemple de la culture, la friche et la forêt, si, entre deux années, on constate les transitions suivantes :

Culture—Friche : 50 ha

Culture—Forêt : 20 ha

Friche—Forêt : 30 ha,

alors la transition Culture—Forêt peut être décomposée en :

Culture—Friche : 20 ha

Friche—Forêt : 20 ha.

Ce qui donne les transitions réelles entre deux stades consécutifs :

Culture—Friche : 70 ha

Friche—Forêt : 50 ha.

Les entrants et les sortants sont respectivement 0 et 70 pour la culture, 70 et 50 pour la friche, et 50 et 0 pour la forêt. Les indices de dynamique paysagère valent alors 70 pour la culture, 120 pour la friche et 50 pour la forêt. Si l'on avait pas tenu compte des transitions "cachées", on aurait obtenu respectivement 70, 80 et 50. Cette méthode met donc en évidence une contribution plus importante de la friche dans la dynamique paysagère qu'il n'y paraît ; ce stade peut en effet apparaître et disparaître sans que l'on s'en rende compte.

Le seul mérite de cet exemple est de montrer le principe du calcul, transposable alors à davantage d'unités paysagères, dans la mesure où elles suivent un ordre dynamique strict. Un tel calcul s'avérera plus complexe, car certaines transitions lues sur la matrice pourront être décomposées en trois, quatre transitions élémentaires, voire plus. Cet exemple nous montre également que les stades extrêmes de la dynamique ne font pas apparaître d'entrants ou de sortants masqués (et en prime, l'entrant du stade initial est nul, ainsi que le sortant du stade final). C'est pourquoi ces indices ne deviennent intéressants que pour un nombre d'unités paysagères supérieur à trois.

Pour conclure sur ces indices de dynamisme paysager, rappelons que leur principe n'est applicable qu'à des unités paysagères dont on a montré préalablement qu'elles étaient linéairement liées d'un point de vue dynamique. Le calcul pourrait être envisagé dans des cas de dynamique plus complexes (si l'on prend en compte par exemple des types de végétation), mais d'une manière plus ardue.

C/ QUANTIFICATION ET DYNAMIQUE DE LA STRUCTURE DU PAYSAGE

L'étude de la structure d'un paysage est le pivot central de toute étude relevant de l'écologie du paysage. C'est en effet cette structure et son évolution dans le temps que l'on mettra en relation avec le fonctionnement écologique. Nous nous intéresserons par conséquent à l'une des thématiques les plus développées en écologie du paysage, à savoir les possibilités de quantifier la structure du paysage, notamment à travers les notions de diversité, d'hétérogénéité et de complexité.

L'objectif de la quantification de la structure d'un paysage est de savoir si celui-ci est dans sa globalité plus ou moins diversifié, complexe, contrasté. Il sera aussi plus ou moins hétérogène, mais d'une manière micro- ou macro-hétérogène (FORMAN & GODRON 1986).

Quels sont donc les moyens d'estimer quantitativement ces concepts *a priori* intuitifs et subjectifs ? Comment mesurer la différence entre micro- et macro-hétérogénéité (ce qui revient à quantifier ce que l'on appelle le **grain du paysage**) ? Diverses méthodes sont proposées, mais avant de les étudier en détail, il conviendra de faire un petit point sur certaines définitions, et particulièrement sur les notions d'hétérogénéité, de diversité et de complexité, qui demeurent encore confuses dans la littérature.

1° Hétérogénéité, diversité et complexité

Dans la littérature de l'écologie du paysage, diversité, hétérogénéité, et, dans une moindre mesure, complexité, sont les termes qui reviennent le plus souvent après écologie, paysage, échelle, espace, structure ou étendue. Toutefois —cela devient une habitude en écologie du paysage— les définitions sont à géométrie variable, et on peut aussi bien trouver par exemple la notion de diversité sous des aspects très variés, ou, pire, le même concept appelé selon les auteurs de deux façons différentes (par exemple, diversité et hétérogénéité). Permettez-nous de dire que ces définitions sont elles-mêmes diverses, hétérogènes, voire complexes. "Ambiguity is a barrier to progress" (KOLASA & PICKETT ed. 1991). Nous proposerons donc l'idée que nous nous faisons de ces concepts, sans prétendre pour autant que ces définitions soient une référence universelle.

a) L'hétérogénéité

Dans le langage courant, le *Petit Larousse* définit l'hétérogénéité comme "caractère de ce qui est hétérogène", ce qui nous renvoie à hétérogène : "de nature différente. Dissemblable, disparate".

D'une façon générale, dans la littérature de l'écologie du paysage, la notion d'hétérogénéité semble acquise pour tout le monde, et n'est que rarement définie. En rapport avec la définition du langage commun, l'hétérogénéité en écologie du paysage correspond davantage à une idée d'assemblage *disparate* plutôt que de nature différente (définition s'accordant plutôt à la diversité, voir *chapitre suivant*). Dans leur lexique qui fait pourtant treize pages, FORMAN & GODRON (1986) ne définissent pas l'hétérogénéité (pas plus d'ailleurs que la diversité et la complexité). Seules sont données des définitions de la macrohétérogénéité et la microhétérogénéité et de l'adjectif "homogène":

- Macroheterogeneity : "a pattern whereby the assemblage of landscape element types differs markedly in the extreme portions of the area examined".
- Microheterogeneity : "a pattern where the assemblage of landscape elements types around a point is similar wherever the point is located in the landscape".
- Homogeneous : "having all parts identical to each others".

Ce qui revient à dire, d'après ROY (1990) que vu de très haut, un paysage microhétérogène est perçu comme homogène, un paysage macrohétérogène comme hétérogène, et inversement vu de près. Ainsi, tout serait, quoi qu'on en dise, hétérogène. Tout dépend de l'échelle. Bien sûr, nous l'avons déjà souvent vu, l'échelle est un facteur déterminant. Mais on peut bien imaginer *qu'à une échelle donnée* un paysage soit plus hétérogène qu'un autre.

Nous sommes entièrement d'accord sur le fait que l'hétérogénéité varie suivant l'altitude à laquelle on observe un paysage. Cet aspect, qui fait appel à la notion de grain du paysage, sera par ailleurs largement repris dans la suite de cette étude. Mais nous ne savons toujours pas précisément ce qu'est l'hétérogénéité d'un paysage.

Dans l'introduction de l'ouvrage collectif "Ecological Heterogeneity" (KOLASA & PICKETT ed., 1991) qui s'intitule d'ailleurs "The heterogeneity of heterogeneity" (KOLASA & ROLLO, 1991) est citée la définition de SMITH (1972) : "environment is heterogeneous if the rate of process varies over space in relation to structural variations of the environment. By contrast, the environment is homogeneous if a process has uniform rate across space". Quoique fort séduisante, cette définition n'est pas très maniable, puisqu'elle nécessite d'emblée la connaissance des composantes dynamiques et fonctionnelles du paysage observé.

Plus simplement, KOLASA & ROLLO soutiennent qu'un paysage est hétérogène si un descripteur quantitatif ou qualitatif présente des variations dans l'espace. Deux remarques sont à formuler à propos de cette définition :

— L'approche de KOLASA & ROLLO rejoint en quelque sorte les conclusions de FORMAN & GODRON : tout paysage est hétérogène. En effet, dans tout paysage, on peut toujours trouver ne serait-ce qu'un descripteur non constant dans l'espace.

— Un point important découle de cette formulation : l'hétérogénéité se mesurera en fonction d'un descripteur bien défini. Un paysage pourra être hétérogène en fonction de tel descripteur, mais homogène en fonction de tel autre.

En conclusion, nous proposons qu'à la notion d'hétérogénéité soit associé le couple antagoniste **Ordre/Désordre**. Plus un paysage est désordonné, c'est-à-dire moins il y a de logique dans l'agencement des unités paysagères, plus il est hétérogène. S'il y a possibilité d'une façon ou d'une autre de quantifier l'hétérogénéité d'un paysage, il faut savoir qu'elle sera mesurée pour un descripteur et à une échelle donnés.

b) La diversité

Le *Petit Larousse* nous indique que la diversité est le "caractère de ce qui est divers", et que ce qui est divers "présente des caractères de nature ou de qualité différentes". Dans le domaine de la biologie et de l'écologie, la diversité, baptisée "biodiversité" qui regroupe la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité fonctionnelle (ou écologique) pourrait être trivialement définie comme ceci : plus il y a d'individus génétiquement différents, d'espèces différentes, de fonctionnements écologiques différents, plus c'est divers". Plus précisément, pour les phytoécologues, la diversité spécifique fait référence à la quantité et à la répartition des espèces : plus les espèces sont nombreuses et plus leurs taux de recouvrement sont voisins, alors plus la diversité est élevée.

On voit ainsi transparaitre derrière cette approche de la diversité non seulement une notion de quantité d'individus différents (richesse spécifique), mais aussi la notion de proportion optimale dans la répartition des individus dans les familles (ce qui est de la diversité *stricto sensu*). L'analogie peut être faite avec la diversité spatiale, la population étant constituée d'unités paysagères et non plus d'espèces. Ainsi, plus un paysage comprend de classes différentes (on parle bien de classes ou d'unités et non de "patates"), plus il est divers. Mais cela ne suffit néanmoins pas ; à nombre de classes égal, un paysage sera plus divers qu'un autre si les surfaces en classe A, en classe B... sont plus proches les unes des autres, c'est-à-dire s'il n'y a pas de classe dominante en terme de surface. Et en

pratique, c'est surtout cette deuxième facette de la diversité spatiale qui importera ; bien souvent, lorsque l'on compare un même paysage vu à deux époques différentes, le nombre d'unités paysagères reste le même. Seules leurs surfaces d'occupation varient.

Cependant, dans la littérature, à cette notion de diversité spatiale est fréquemment associé le terme d'hétérogénéité du paysage. FORMAN & GODRON (1986) proposent un calcul de l'hétérogénéité fondé sur une mesure d'entropie des unités paysagères qui correspond en fait plutôt à un calcul de la diversité spatiale (*cf. chapitre quantification*). A l'inverse, BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982) quantifient la diversité spatiale d'une façon qui évoque fortement une mesure d'hétérogénéité telle que nous l'avons définie (*cf. aussi chapitre quantification*). D'ailleurs, trois ans plus tard, BAUDRY proposera dans sa thèse (1985) comme dénomination à ce calcul "l'hétérogénéité du paysage".

c) La complexité

En prenant une fois de plus *Le Petit Larousse* comme référence du langage commun, nous apprenons qu'un paysage complexe est un paysage "qui contient plusieurs éléments différents et combinés d'une manière qui n'est pas immédiatement claire pour l'esprit, difficile à analyser". En écologie du paysage, FORMAN & GODRON (1986) associent l'idée de complexité seulement aux systèmes linéaires (réseaux), ces systèmes étant d'autant plus complexes que la connectivité y est élevée.

En fait, dans notre optique, la notion de complexité est davantage associée aux taches prises individuellement plutôt qu'au paysage dans sa globalité. Ainsi, à surface égale, pour une tache donnée (contrairement à la diversité, il s'agit ici des taches ou patates, et non des unités paysagères), la complexité de la forme considérée sera d'autant plus grande que son contour sera sinueux. Le plus difficile maintenant reste à définir une complexité pour l'ensemble d'un paysage. Cela ne peut pas être la somme des éventuelles complexités de chacune des taches, la sinuosité des contours d'un paysage ne devant pas dépendre du nombre de taches le composant. Sans doute une moyenne, sur l'ensemble des taches, ou par famille de tache semble plus judicieuse. Nous verrons dans le prochain chapitre qu'il existe aussi des méthodes de quantification appliquées directement sur l'ensemble des taches de la mosaïque paysagère.

Bref, admettons que la complexité est une caractéristique de la forme des taches qui composent le paysage, que plus les contacts (c'est-à-dire, d'un point de vue écologique, les écotones) entre les patates sont d'une manière générale sinueux, donc longs, plus le paysage est complexe.

2° Les mesures de la structure d'un paysage

L'un des atouts majeurs de l'écologie du paysage est la possibilité de quantifier la structure d'un paysage. Nous nous apercevons rapidement qu'il existe deux voies possibles pour aboutir à des indices de structure :

- Une voie mathématique
- Une voie intuitive et empirique

Chacune de ces deux possibilités possède ses inconvénients :

- Des concepts mathématiques assez pointus employés par des non-mathématiciens ne risquent-ils pas de perdre leur signification et de voir leur limite de validité dépassée au cours de leur utilisation ? Nous verrons que c'est un danger réel, par exemple pour la dimension fractale, où la perte d'information concernant la méthode de calcul et les limites d'utilisation dans les publications successives, peut conduire, à la manière d'un téléphone arabe, à des aberrations.

- Dans le cas des mesures intuitives et empiriques, le scientifique ne risque-t-il pas inconsciemment de proposer l'indice qui "marche" le mieux, c'est-à-dire celui qui est le plus fidèle au résultat souhaité ? Il existe tellement de moyens de conjuguer tous ces paramètres de forme, nombre, taille, répartition, en y mettant une racine carrée par-ci, un logarithme ou une exponentielle par-là.

Signalons enfin que certains de ces indicateurs, même s'ils sont appliqués à un document cartographique ayant une échelle donnée, nécessiteront un découpage de l'espace soit linéaire (segments), soit bidimensionnel (cellules). Par conséquent, les valeurs de ces indicateurs dépendront de la dimension des segments ou des cellules.

a) La mesure de la diversité

Si l'on s'en tient à l'analogie faite entre diversité spatiale et diversité spécifique, on peut utiliser la formule d'entropie :

$$D = - \sum_{k=1}^n s_k \ln_2(s_k)$$

formule de Shannon, fondée sur la théorie de l'information, nommée "diversité" par TURNER & RISCHER (1988), sur un paysage composé de n types d'unités paysagères, s_k étant la proportion de l'unité k dans le paysage. D est maximum si tous les s_k sont égaux ($D_{\max} = \log_2(n)$), et minimal (nul) si un des s_k vaut 1 et tous les autres 0.

TURNER & RISCHER (1988) définissent la dominance par $D_{\max} - D$.

BAUDRY & BAUDRY-BUREL (1982) fournissent une expression intuitive de la diversité spatiale nommée "diversité induite par la présence d'une unité écologique i " en considérant que cette diversité :

- croît avec la longueur du périmètre P_i par unité de surface
- croît avec la fragmentation (n_i : nombre de taches de l'unité paysagère)
- décroît avec la superficie moyenne des taches (S_i / n_i)
- croît quand la surface S_i occupée par l'unité paysagère est proche de la moitié de la surface totale (S).

$$D = \frac{P_i n_i^2}{SS_i(100S_i - 50S)}$$

BAUDRY (1985) en donne une variante :

$$D' = \frac{P_i n_i}{S(100S_i - 50S)}$$

Par rapport à la diversité conçue à partir de la formule de Shannon, ces deux expressions ont l'avantage de donner une diversité pour chacune des unités paysagères. Cependant, ROY (1990) met l'accent sur le danger des indicateurs intuitifs : "il y a une infinité de manières de faire dépendre un descripteur de façon croissante ou décroissante de tel ou tel paramètre". La question que l'on peut se poser, c'est bien sûr la viabilité d'un tel indicateur dans un contexte différent de celui qui lui a donné naissance (en l'occurrence les mosaïques culture/non culture).

Nous nous sommes également laissés tenter par la conception d'indicateurs intuitifs. Mais nous avons toutefois refusé de leur donner un aval ; il faut reconnaître que si certains "marchent" (c'est-à-dire proposent des résultats qui satisfont à nos hypothèses), d'autres ne fonctionnent pas, et nous ne sommes pas en mesure d'affirmer qu'un indicateur est conceptuellement plus pertinent qu'un autre, le désir d'obtenir le résultat escompté intervenant certainement de façon non négligeable.

FORMAN & GODRON (1986) donnent sous l'appellation "hétérogénéité" une mesure de la diversité spatiale sur transect par unité paysagère :

$$H = \frac{S!}{F!(S-F)!}$$

où, sur un transect composé de S segments, on trouve F fois l'unité paysagère considérée. Donc sur ce transect, la diversité sera maximale si l'unité est présente un segment sur deux.

Sous couvert d'un enrobage mathématique bien lisse (théorie mathématique de la communication, binons et autre néguentropie), cette formule revient néanmoins à employer un marteau-piqueur pour écraser une noisette. Pourquoi ne pas prendre simplement la valeur absolue de $S/2-F$ qui, dotée d'un signe négatif, fournirait un résultat présentant les mêmes caractéristiques que la formule ci-dessus ? Nous évoquons là au passage l'un des dangers de l'écologie du paysage qui consiste à paraphraser ce que l'on voit clairement.

b) La mesure de l'hétérogénéité d'un paysage

α) Principe du calcul

BAUDRY & BUREL proposent une très intéressante mesure de l'hétérogénéité d'un paysage, sous l'appellation "complexité des écosystèmes" (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982) et "hétérogénéité ou diversité d'une mosaïque" (Baudry, 1985). Rappelons que nous ne condamnons pas l'emploi des termes utilisés par les auteurs. Nous nous contentons simplement de les replacer par rapport à nos propres définitions. D'autant plus que, comme nous allons le voir immédiatement, cette hétérogénéité des unités paysagères correspond conceptuellement à une diversité des contacts, diversité au sens où nous l'avons définie.

A partir d'un document cartographique composé de n types d'unités paysagères, après avoir défini une longueur l de segment (nous reviendrons ultérieurement sur l'importance de ce choix), nous répertorions dans l'ordre, sur un transect traversant la carte, les m unités paysagères en contact avec le transect (fig. 1.17)¹. Cet exemple est très grossier. Dans la réalité, la longueur de segment est beaucoup plus fine). m est égal, à peu de choses près, à la longueur du transect divisée par l . On obtient une "phrase" ordonnée d'unités paysagères (par exemple "11111...11111222...2233...33311..."), que l'on transforme en population de couples i, j (i et j variant entre 1 et n) d'unités paysagères adjacentes : pour tout i et j , on compte le nombre de répétitions du couple (n_{ij}) .

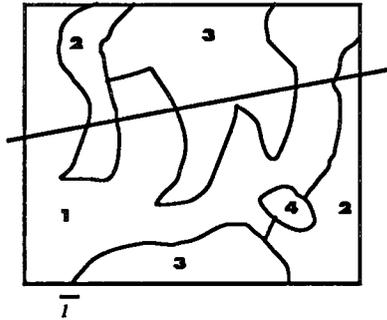


Figure 1.17 : Exemple de transect

Nous allons effectuer par la formule de Shannon :

$$H = - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_{i,j} \ln_2(p_{i,j})$$

la mesure de l'entropie de la population des couples d'unités paysagères. Les p_{ij} correspondent au nombre de répétitions du couple ij sur le nombre total de couples du transect ($m-l$) :

¹ Signalons que les conventions symboliques utilisées ici sont différentes de celles de nos textes de référence.

$$p_{i,j} = \frac{n_{i,j}}{m-1}$$

Conceptuellement, nous mesurons la diversité de la contiguïté à une distance fixe des unités paysagères. Une diversité de cette contiguïté élevée signifie qu'en un point donné du transect, en se déplaçant à gauche ou à droite d'une longueur l , on se rapproche d'une situation où les chances de tomber sur telle ou telle unité paysagère, *y compris l'unité paysagère du point de départ* sont égales.

Cette diversité se rapporte donc à l'hétérogénéité du paysage telle que nous l'avons définie, puisqu'elle implique la notion de désordre dans la structure du paysage, et n'inféode pas une taille de tache trop constante, puisque les couples i,j sont considérés dans le calcul au même niveau que les couples $i,j, i \neq j$.

L'hétérogénéité maximale théorique H_{\max} , à la maille l , obtenue si $\forall i$ et j , tous les p_{ij} sont égaux, vaut :

$$H_{\max} = \ln_2(n^2)$$

Concrètement, cela signifie que, si à partir d'un point affecté de l'unité i , on effectue un pas de longueur l , on tombera de façon équiprobable sur l'unité $1, 2, \dots, i, \dots, n$.

L'hétérogénéité est fonction du nombre d'unités paysagères du secteur étudié. Plus il y a d'unités paysagères, plus élevée est l'hétérogénéité. C'est pourquoi, si l'on est amené à comparer des hétérogénéités de secteurs n'étant pas découpés selon les mêmes unités paysagères, il sera alors préférable de normaliser la valeur d'hétérogénéité en la divisant par l'hétérogénéité maximale. Ce nombre varie entre 0 et 1.

A partir de cette hétérogénéité normalisée, BAUDRY (1985) rappelle la redondance, définie par Shannon :

$$R = 1 - \frac{H}{H_{\max}}$$

qui est "une mesure des contraintes, de l'ordre, qui existent dans le système".

β) Le grain du paysage

FORMAN & GODRON (1986) définissent le grain du paysage (grain size of a landscape) comme étant "the average, and the variability in, diameter or area of the landscape elements present". Ce grain correspond en théorie à l'échelle à laquelle l'hétérogénéité du paysage est la mieux perçue.

Nous venons de voir que le calcul de l'hétérogénéité dépendait de cette longueur de segment l . Plus précisément, lorsqu'on étudie la variation de H en fonction de l , on s'aperçoit que l'hétérogénéité présente un maximum (inférieur cependant à l'hétérogénéité maximale théorique H_{\max}) pour une valeur donnée de l que l'on qualifiera tout naturellement de **grain du paysage**.

Attention, lorsque d'un point de vue informatique, on travaille sur des documents cartographiques superposés à des grilles (mode *raster*), comme notamment M.G. TURNER et son équipe, cela ne signifie absolument pas que ce grain du paysage doit définir la dimension des cellules de la grille. On risquerait alors de graves pertes d'information. La taille des pixels doit être nettement inférieure à celle du grain.

c) La mesure de la complexité des formes

Nous avons recensé deux approches quantitatives de la complexité des unités paysagères : l'indice de forme, ou indice de Patton, et la dimension fractale.

α) L'indice de forme

L'indice de Patton est calculé pour chacune des taches composant le paysage, en fonction du périmètre P et de la surface S de la tache :

$$C = \frac{P}{2\sqrt{\pi S}}$$

Pour un disque, objet géométrique bidimensionnel le plus simple, c'est-à-dire possédant la plus grande surface possible pour un périmètre donné, l'indice vaut 1. Pour un carré, objet à peine plus complexe, il vaut 1,13. L'indice de Patton du sigle de la Croix-Rouge vaut 1,51. Cet indice, séduisant, augmente donc en même temps que la complexité de l'objet.

Concrètement, à partir d'un document cartographique, cet indice de forme peut être calculé sur l'ensemble du paysage (la complexité du paysage aura pour valeur la moyenne des indices de forme de tous les objets composant ce paysage), ou seulement sur des familles d'objets (e.g. la complexité des unités de forêts par rapport à celle des unités de culture). Des mesures complémentaires, comme l'écart-type des indices d'une population, indices maximums et minimums, pourront être réalisées.

Toutefois, un problème important surgit lorsque l'on se préoccupe de la qualité du document cartographique. En effet, la précision du tracé des contours doit être prise en compte. L'exemple de la *figure 1.18* nous montre que, suivant la qualité du contour, deux taches peuvent avoir quasiment la même surface, mais des périmètres variant du simple au double, donc un indice de Patton variant lui aussi du simple au double. Cela nous montre bien que cet indice n'a qu'une signification relative et non absolue. Et il est indispensable que tous les contours d'une carte soient tracés avec la même qualité si l'on veut rendre l'indice de forme significatif. Le risque est encore plus grand si l'on compare les indices de cartes différentes.

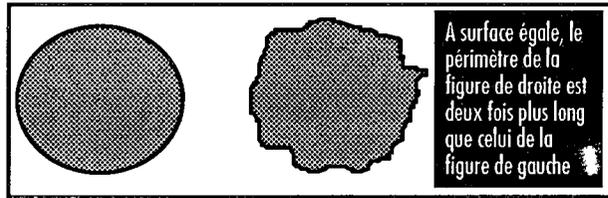


Figure 1.18 : Importance de la qualité du contour

Un autre problème est inhérent à la taille de la tache. Inévitablement, pour des raisons graphiques, les petites taches d'une carte auront des contours plus simples que les grandes. Le tout est alors de savoir si cette "simplicité" des petits périmètres a une réalité écologique ou non. Cette anodine question nous renvoie en fait aux problèmes liés à l'échelle d'étude. Une mesure de complexité doit-elle rendre compte de la complexité vue d'avion ou de la complexité terrain ? Nous estimerons qu'il faut se contenter de la complexité vue d'avion. En effet, la prise en compte d'une éventuelle complexité "réelle" est un problème inextricable, puisque cette complexité n'existe pas ! La complexité d'une forme est une fonction croissante de l'échelle d'observation. Cette échelle définit en quelque sorte une maille de précision (par exemple 0,5mm sur papier, valeur qui fournit une précision "terrain"). La question "La complexité d'un bosquet de 100m² doit-elle être mesurée sur le terrain à une maille de 100m, 1m ou 1 μ m" n'a pas de sens ; si l'on parle d'un bosquet, c'est que l'élément considéré a déjà été interprété avec une certaine grille d'intelligibilité et correspondant à une échelle moyenne. Sa complexité ne peut alors être perçue qu'à cette échelle, et donc limite l'étendue du phénomène à celle de notre analyse. Cela exclut les 100m et le μ m.

Ceci dit, rien n'empêche—et il est même préférable— d'étudier les variations de cet indice de forme en fonction de la surface des taches.

β) La dimension fractale

La dimension fractale connaît un vif succès auprès des écologues du paysage, et est en général préférée à l'indice de forme. Le nom lui-même est attirant ; qui a oublié ces fameux algorithmes fractals qui transformaient un simple triangle en étoile de neige ? Ou encore, lorsque l'on apprend que si la Bretagne a une surface finie et un périmètre infini, c'est grâce à la géométrie fractale, comment ne pas être séduit par ce concept géométrique qui ose attribuer à des objets (les objets fractals) des dimensions non entières ?

L'écologie du paysage, discipline ayant entre autres la prétention de renforcer l'utilisation des sciences mathématiques dans l'écologie en général, se devait d'exploiter ce filon intéressant. Cela a effectivement été réalisé, en particulier par l'Américaine M.G. TURNER qui a proposé l'application de la dimension fractale de Mandelbrot à l'écologie du paysage.

Malheureusement, lorsque l'on prend quelque peu le temps d'étudier en détail tout ce qui a pu être traité sur ce sujet, on se rend rapidement compte que rares sont ceux qui maîtrisent ce concept troublant et séduisant, que celui-ci est en réalité beaucoup plus complexe qu'il n'y paraît, et par voie de conséquence, il nous semble qu'un peu tout et n'importe quoi a été fait avec cette théorie des fractals.

TURNER & RUSCHER (1988) nous informent que la dimension fractale d'un paysage est égale au double de la pente de la droite issue de la régression linéaire de $\log(p/4)^1$ par $\log(s)$, où p et s sont respectivement le périmètre et la surface des taches composant le paysage. "Fractal dimension can theoretically range from 1.0 to 2.0, with 1.0 representing the linear perimeter of a perfect square and 2.0 representing a very complex perimeter encompassing the same area". Cela laisse penser que l'on dispose d'un nouvel indice de complexité : il vaut 1 quand les formes sont simples, et 2 quand les formes sont infiniment complexes. A l'instar de l'indice de Patton, on peut l'utiliser sur l'ensemble d'un paysage ou sur une population de taches bien définie.

Toutefois, si l'on s'intéresse à la signification mathématique d'une telle régression, nous sommes obligés de convenir que cette interprétation de la dimension fractale est beaucoup trop hâtive. Pour éviter d'entrer dans de turbulentes considérations mathématiques, nous nous contenterons d'un contre-exemple : le calcul de la dimension fractale de la famille d'objets à gauche de la *figure 1.19*, tous identiques mais de taille variable, est égale à 1, alors que leur forme est très complexe. La dimension fractale de la famille d'objets de droite, des formes simples (carrés et cercles) est certes faible, mais tout de même supérieure à 1.

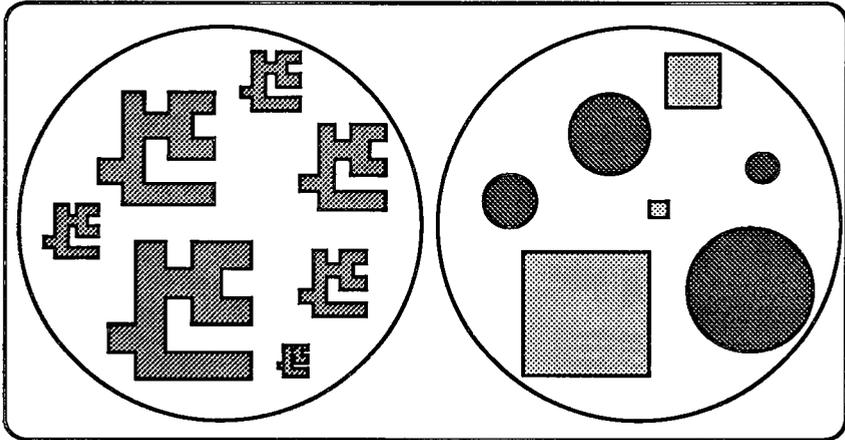


Figure 1.19 : Exemples de familles d'objets (calcul de la dimension fractale)

¹ Historiquement, l'origine du dénominateur du terme $p/4$ est liée au fait que cette dimension fractale fut élaborée à partir de cartes en mode raster (c'est-à-dire une grille de points, cf chapitre SIG). En effet, dans un tel système, l'objet le plus simple n'est plus le cercle mais le carré (le pixel), et pour un carré unitaire, $\log(s) = 2 \times \log(p/4)$. Malheureusement, ceci n'est jamais expliqué (sauf vaguement par Milne en 1989) et ce type de formule peut être repris à tort dans des études ne travaillant pas en mode raster mais en mode vecteur.

Cet exemple laisse à penser que la dimension fractale ne mesure pas la complexité des formes d'un paysage, mais plutôt la variabilité de cette complexité. La dimension fractale d'une famille d'objets, aussi complexes soient-ils, vaudra toujours 1 si ces objets sont homothétiques. La signification que donnent TURNER & RUSCHER (1988) est probablement exacte *dans la mesure où la variabilité de la complexité est constante*. Peut-être serait-il plus sage de concevoir cette dimension fractale comme une sorte de révélateur à la fois de la complexité des formes des taches et de leur variabilité intrinsèque.

Quoi qu'il en soit, tant que l'on ne connaîtra pas mieux sa signification, on ne peut que considérer comme dangereuse l'utilisation de la dimension fractale en écologie du paysage.

Nous passerons sous silence les utilisations aberrantes, postérieures à TURNER, des concepts de la dimension fractale sans régression linéaire, comme ce résumé de poster (dont nous avons oublié les références...) au colloque international d'écologie du paysage à Ottawa (1991) :

"Fractal dimension (edge complexity) = $2 \times \log(p) / \log(a)$ [p et a étant le périmètre et la superficie d'une tache]. 1.0 represents a perfect circle or square [!!]". Tant que l'information sera retranscrite de façon incomplète dans les publications, l'écologie du paysage aura du mal à progresser...

Nous préférons au contraire conserver en mémoire l'élégante utilisation de la dimension fractale faite par BUREL (1991) sur les réseaux de haies. A partir de grilles de maille variable, donc en fait à des échelles différentes, une régression linéaire est réalisée entre "le logarithme du nombre de cellules où une haie au moins est présente, et le logarithme du degré de résolution [c'est-à-dire *grosso modo* la racine carrée du nombre total de cellules]". La dimension fractale est la pente de la droite de régression. Burel conclut de son étude que son réseau de haies est un objet fractal, c'est-à-dire que "les formes sont invariantes sur toute la gamme des échelles étudiées".

D/ MODELISATION DE LA DYNAMIQUE D'UNE MOSAÏQUE PAYSAGÈRE

William L. BAKER (1989) a livré une intéressante et bien utile synthèse bibliographique sur les modèles de transformation des paysages. Il a notamment classifié ces modèles en trois groupes :

- **Les modèles globaux**, qui s'intéressent à l'évolution d'une ou plusieurs variables de la mosaïque paysagère, comme par exemple la diversité spatiale. Force est de constater que ce type de modèle n'a connu que bien peu de débouchés.
- **Les modèles de distribution** qui proposent en particulier de modéliser la répartition en unité de surface des unités paysagères. Ce sont notamment les modèles Markoviens provenant des matrices de transition, comme nous avons eu l'occasion de nous en rendre compte précédemment. Ces modèles ne sont pas encore satisfaisants, puisqu'ils ne permettent pas une modélisation spatiale.
- **Les modèles spatiaux** que nous allons maintenant développer.

Sauf exception, la plupart de ces modèles de dynamique spatiale de la mosaïque paysagère ont été développés aux Etats-Unis, et particulièrement au Laboratoire National d'Oak Ridge, division des Sciences Environnementales (Tennessee) et à l'Institut d'Ecologie de l'Université de Géorgie. La conception de tels modèles nécessitent bien sûr un support informatique à la hauteur des ambitions de ces modèles.

BAKER (1989), après avoir bien insisté sur quatre points importants :

- Choix du format raster ou vecteur
- Choix des variables à inclure dans le modèle
- Taille du pixel (raster) ou résolution des segments (vecteur)
- Choix de l'algorithme de transformation,

divise encore ces modèles en :

- modèles de transformation de la mosaïque, où la transformation de l'ensemble de la mosaïque paysagère est modélisée dans sa globalité. C'est essentiellement ce type de modèle qui a été développé.
- modèles de transformation des éléments, où les changements des éléments constituant le paysage sont considérés individuellement.

Nous allons exposer particulièrement les modèles de dynamique de la mosaïque paysagère développés depuis quelques années aux Etats-Unis (TURNER, 1987 ; TURNER & al., 1988 ; TURNER & RUSCHER, 1988 ; O'NEILL & al., 1992a et 1992b). La théorie de la hiérarchie ayant montré que les paysages présentent bien souvent une structure hiérarchique (O'NEILL, GARDNER & TURNER, 1992), la théorie de la percolation, et les modèles neutres hiérarchiques seront utilisés. La méthode consiste à considérer un paysage en format raster (64x64 cellules par exemple) sur lequel on répartira aléatoirement des pixels représentant un certain type de paysage k amené à s'étendre suivant des proportions variables p . Les modèles de percolation sont utilisés pour estimer la dynamique d'un tel paysage fictif. La perturbation qui peut engendrer la propagation de l'unité k sur les pixels voisins dépendra de deux paramètres : l'intensité i et la fréquence f . En faisant varier respectivement les valeurs de p et de i , on simule les transformations du paysage pixel par pixel.

Il serait fastidieux d'énumérer tous les résultats obtenus par cette équipe de chercheurs. Nous indiquerons toutefois qu'ils ont mis en évidence une certaine fréquence de p , notée p_c , appelée *seuil de percolation*, au dessus duquel la propagation de la perturbation est nettement plus importante, quelle que soit l'intensité de la propagation. Les habitats qui en revanche occupent dans le paysage des proportions en-deçà de ce seuil tendent à se fragmenter en de nombreux petits îlots peu connectés.

Bien sûr, aussi intéressants que peuvent être ces modèles, ils souffrent de la non intégration des paramètres écologiques. Le principe même du modèle neutre hiérarchique est de générer des mosaïques paysagères sans la moindre intégration de processus écologiques spécifiques. C'est de la science mathématique pure, alors qu'il est clair que les stratégies de perturbations et de percolations ne sont pas du tout les mêmes selon la caractérisation écologique des îlots. Dans de récents développements (O'NEILL, GARDNER & TURNER, 1992), il y a bien eu introduction de certaines composantes écologiques (par exemple, on a remplacé "îlots de type k " par "îlots de chêne"), mais cela demeure largement insuffisant. Ceci dit, ce n'est pas une critique que nous formulons, mais simplement une mise en garde contre l'utilisation abusive de tels modèles. Il faut juste s'armer de patience ; comme la plupart des écologues du paysage le reconnaissent, on construit certaines structures mathématiques qui devront par la suite s'étoffer de composantes écologiques de plus en plus nombreuses.

III/ LES FONCTIONNEMENTS ECOLOGIQUES

L'écologie du paysage ne se limite pas à l'étude des composantes et des caractéristiques de la mosaïque paysagère. Elle se doit également de "rechercher au-delà du visible apparent, les structures invisibles qui permettent de comprendre la réalité des situations dans leur mouvement" (DOLFFUS, 1992) C'est la raison pour laquelle nous abordons maintenant ce qui relève du fonctionnement écologique des unités constituant la mosaïque paysagère.

Nous avons défini l'unité paysagère comme une sorte de "boîte noire" possédant un fonctionnement écologique interne et propre, et pouvant également présenter des fonctionnements particuliers en rapport avec leurs caractéristiques spatiales.

En effet, pour l'écologue, la transformation des paysages au cours du temps est pour une large part liée à la dynamique de la végétation. C'est donc à l'échelle de l'unité constitutive de la mosaïque paysagère et, au-delà, au niveau de la station que doit s'effectuer ce travail d'investigation permettant de connaître les substitutions d'espèces (modalités et conséquences) qui accompagnent localement et la cinématique des unités paysagères.

A l'inverse, nous savons que la structure du paysage elle-même facilite ou inhibe ces tendances naturelles qu'ont, sous nos latitudes, les végétaux à se succéder jusqu'à des stades forestiers pérennes dans le temps.

C'est au carrefour de cette dialectique permanente entre l'attraction naturelle spontanée vers la forêt et la modulation exercée par les structures spatiales qui sous-tendent l'hétérogénéité, la diversité et la complexité des milieux naturels, que naît le paysage des écologues et que s'inscrit dans le temps et dans l'espace sa permanence et sa fugacité.

A/ LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION AU SEIN DES UNITÉS PAYSAGÈRES

Il existe quelques monuments de synthèse bibliographique sur la succession végétale. Nous nous inspirerons tout particulièrement des publications de LEPART & ESCARRÉ (1983), DRURY et NISBET (1973), de l'ouvrage de MILES (1979) et de la synthèse bibliographique de DASNIAS (1987) qui, même s'il reconnaît humblement s'être largement inspiré des deux premières citées, a néanmoins réalisé un très intéressant travail de synthèse personnel. Nous ne prétendons pas réaliser ici une autre revue exhaustive des théories sur la succession végétale, ni rentrer dans les querelles conceptuelles développées par DASNIAS. Nous nous contenterons simplement de faire une brève synthèse qui permettra de mieux comprendre dans une deuxième partie la logique des études de la dynamique de la végétation qui ont notamment été menées en zone de montagne.

1° Les fondements de la théorie de la succession végétale

D'emblée, DRURY & NISBET (1973) définissent dans son sens le plus large la succession comme se référant à "observed sequences of vegetation associations or animal groups. Some occur in space, such as a sequence of zones of grasses, shrubs, and trees on the side of many ponds ; or a sequence of zones of vegetation on the side of a mountain. Other sequences occur in time, as, for example, a sequence of vegetation types occurring after an 'old field' or a gravel pit is abandoned"¹. Deux aspects nous intéressent particulièrement ressortent de cette définition :

- Premièrement, les auteurs revendiquent d'entrée de jeu la prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Seulement, la dimension temporelle est en fait faussée, puisqu'il s'agit d'un biais méthodologique pour appréhender la dimension temporelle (par l'approche synchronique, que nous analyserons ultérieurement). DRURY & NISBET (1973) s'empressent d'ailleurs de préciser que "in ecological literature, the term of succession is usually used to imply sequences in time. However, only short-term changes can be observed directly, and most descriptions of long-term changes are based on observation of spatial sequences".

- Deuxièmement, on constate déjà au stade des définitions la place à part que joueront les territoires de montagne dans ce type d'étude. Nous n'ignorons pas qu'un massif montagneux possède une stratification à l'échelle de plusieurs centaines de mètres de sa végétation liée aux variations altitudinales du climat, stratification altitudinale que l'on peut rapprocher du zonage latitudinal de la végétation sur le globe, à l'échelle de plusieurs milliers de kilomètres.

¹ Nous avons tenu à laisser les citations dans leur langue d'origine, afin de se prévenir contre le moindre contresens.

LEPART & ESCARRÉ (1983) suppriment quant à eux totalement la dimension spatiale de leur définition de la succession. Ils considèrent que ce terme “désigne le processus de colonisation d’un biotope par les êtres vivants et les changements de la composition floristique et faunistique d’une station après qu’une perturbation ait détruit partiellement ou totalement l’écosystème préexistant”.

Pour ODUM (1969, cité par DRURY & NISBET, 1973), la succession écologique peut être définie en fonction de trois paramètres :

- “It is an orderly process of community development that is reasonably directional and, therefore, predictable.
- It results from modification of the physical environment by the community [...].
- It culminates in a stabilized ecosystem in which maximum biomass (or high information content) and symbiotic function between organisms are maintained per units of available energy flow”.

Tout ceci revient à dire que lorsque l’on part d’un état zéro (roche nue par exemple), la végétation tout d’abord conquerra cet espace vide, en modifiera le contexte abiotique, puis les végétaux se succéderont jusqu’à un stade terminal d’équilibre, défini comme le climax par CLEMENTS, que l’on peut prévoir dès le début selon les conditions géoclimatiques (le monoclimes climatique).

On peut alors distinguer dans toute cette évolution deux successions végétales bien distinctes (CLEMENTS, 1916 ; cité par LEPART & ESCARRÉ, 1983) :

- La succession primaire concernant la colonisation d’espaces nus, lente, et modifiant le plus le milieu (notamment par la formation d’un sol)
- La succession secondaire concernant “la reconstitution d’une végétation après destruction totale ou partielle d’une communauté végétale préexistante” (LEPART & ESCARRÉ, 1983) incluant particulièrement les recolonisations ligneuses post-culturelles et après incendie.

Ces successions sont régies par un certain nombre de mécanismes biologiques (nous avons déjà évoqué l’action des espèces sur le milieu, du milieu sur les espèces, des espèces entre elles). Nous nous proposons de décrire ces mécanismes dans le chapitre suivant.

2° Les mécanismes de la succession végétale

Nous avons regroupé les mécanismes régissant la succession végétale en trois volets :

- L’action des végétaux sur le milieu : le phénomène de réaction
- L’interaction des végétaux entre eux : le phénomène de compétition
- L’action du milieu sur les végétaux : le phénomène de perturbation

Ces trois phénomènes vont être brièvement exposés.

a) La réaction ou l'action des végétaux sur le milieu

LEPART & ESCARRÉ (1983) définissent la réaction ainsi : “La présence des espèces sur la station modifie les caractéristiques du milieu de telle sorte que celles-ci deviennent plus favorables à d'autres végétaux qui vont s'installer puis, par compétition, éliminer les premiers ; ils entraîneront eux aussi des modifications du milieu qui permettront à d'autres de s'installer...”.

Ce phénomène de réaction ainsi défini semble donc surtout effectif lors des successions primaires (formations de sols et d'humus), mais aussi lors de certaines phases bien particulières des successions secondaires (modification du pH de la litière, par exemple).

b) La compétition ou l'interaction des espèces

DASNIAS (1987) entend par “compétition” la compétition interspécifique, et non la compétition intraspécifique, génotypique, qui relève de l'évolution des espèces. Il s'agit là d'une vue assez réductrice.

MILES (1979) donne une définition plus individualiste de la compétition : “the hardships which result to organisms from the proximity of neighbours, or as the consequences when one individual is sufficiently close to another to modify its soil or atmospheric environment and thereby decrease its tare of growth”. Ainsi, la croissance d'une plante sera influencée par les autres plantes environnantes, qu'elles soient ou non de la même espèce. Cette définition de MILES (1979) revient à donner deux formes de compétition :

- Une compétition, comme on l'entend souvent, où la concurrence entre deux plantes est directe dans la mesure où l'une diminue directement les capacités de l'autre à tirer ses ressources du milieu (compétition pour l'eau ou la lumière par exemple).
- Dans un sens moins courant, une compétition indirecte, où l'une des plantes va négativement modifier l'environnement de l'autre (le cas de l'émission de substances toxiques dans la rhizosphère, par exemple). Ce type de compétition est en fait un condensé de réaction et de perturbation.

Selon LEPART & ESCARRÉ, une forme particulière de la compétition est la **phase de blocage**, où une espèce (souvent graminée ou arbuste) peut envahir rapidement un milieu (notamment après abandon de l'agriculture ou incendie) par multiplication végétative, empêchant l'installation de toute autre espèce. La sénescence de ces couverts monospécifiques peut conduire à un nouvel envahissement par la même espèce, ou par une autre espèce à laquelle succédera à nouveau l'espèce bloquante. On parle alors de **succession cyclique**. Cette forme particulière de la compétition correspond au modèle à palier de dominance, ou modèle d'inhibition, décrit par CONNELL & SLATYER (1977), qui sera repris dans la synthèse du paragraphe d).

c) La perturbation ou l'action du milieu sur les espèces

Même si elle est souvent d'origine exogène (c'est-à-dire extérieure à l'écosystème) et de nature imprévisible, la perturbation par le milieu est un facteur à prendre en compte dans les processus de succession végétale.

Il est difficile de définir précisément la perturbation, cette notion intégrant une pléiade de phénomènes possibles, et les auteurs ne s'y risquent pas trop. Toutefois, DASNIAS (1987) tente d'en définir les composantes, si ce n'est la définir. Il rappelle que :

- Tous les facteurs exogènes ne sont pas perturbateurs, et qu'il existe des facteurs endogènes perturbateurs.
- Perturbation n'est pas synonyme de stress ; d'après GRIME (1977, cité par DASNIAS, 1987), "le stress sera défini simplement comme les contraintes [constants] extérieures qui limitent la production de matière sèche de toute ou partie de la végétation (ex : température, eau, lumière, déficience nutritive...), tandis que le terme perturbation [disturbance] évoque les mécanismes qui limitent la biomasse de la plante en causant sa destruction (ex : pâturage, incendie, tempête...)".

Cette distinction entre stress et perturbation est d'ailleurs à l'origine de la répartition des espèces végétales en trois types de stratégies : Compétitive, Stress-tolérante et Rudérale (fig. 1.20)

	stressé	non stressé
perturbé	<i>non viable</i>	R
non perturbé	S	C

Figure 1.20 : Stratégies C/S/R

LEPART & ESCARRÉ dressent une liste "non exhaustive" des types de perturbations :

- Les processus physiographiques, détruisant ou recouvrant le sol (coulées de lave, glissements de terrain)
- Le vent (à l'origine des chablis)
- Les incendies
- La sécheresse (encore que l'on peut se demander s'il s'agit d'une perturbation ou d'un stress)
- L'action des animaux (taupinières, fourmilières, termitières)
- L'action directe ou indirecte de l'homme (l'agriculture, la fertilisation, la pollution).

d) Synthèse des mécanismes de succession

D'après LEPART & ESCARRÉ (1983), la synthèse la plus convaincante est celle fournie par CONNELL & SLATYER (1977) regroupant trois modèles "essentiellement orientés vers l'analyse du rôle de la compétition dans les changements de la composition spécifique" (LEPART & ESCARRÉ, 1983) :

- **Le modèle de facilitation**

"Les espèces premières occupantes (pionnières) préparent le terrain aux suivantes" (RAMEAU, 1991).

- **Le modèle de tolérance**

"Les espèces transitoires s'installent indépendamment de l'influence sur le milieu des espèces pionnières ; elles peuvent s'établir et se développer en présence de celles-ci parce qu'elles sont plus efficaces pour exploiter les ressources du milieu" (LEPART & ESCARRÉ, 1983).

- **Le modèle d'inhibition**

"Les espèces premières occupantes envahissent l'espace empêchant l'installation de nouvelles espèces jusqu'à ce qu'elles soient elles-mêmes sérieusement atteintes ou éliminées ; elles sont alors remplacées par des espèces de durée de vie plus longue et moins sensibles aux perturbations" (LEPART & ESCARRÉ, 1983 ; d'après CONNELL & SLATYER, 1977).

B/ INFLUENCE DE LA STRUCTURE DU PAYSAGE SUR LE FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE INTRA ET INTER-UNITES PAYSAGÈRES

1° Les éléments de la mosaïque paysagère

Ce chapitre, largement inspiré de l'ouvrage en langue anglaise de FORMAN & GODRON (1986) n'est pas sans poser quelques problèmes de vocabulaire et de traduction. Le jargon de l'écologie du paysage est assez spécial, empreint de nuances subtiles, à tel point que certains auteurs français n'hésitent pas à utiliser directement le vocabulaire anglais afin d'éviter le moindre contresens. Et ce d'autant plus que les traductions littérales ne sont pas toujours très parlantes.

FORMAN & GODRON (1986) distinguent trois types d'éléments spatiaux qui composent un paysage (*figure 1.21*) : les taches ("patches"), la matrice ("matrix") et les corridors ("corridors").

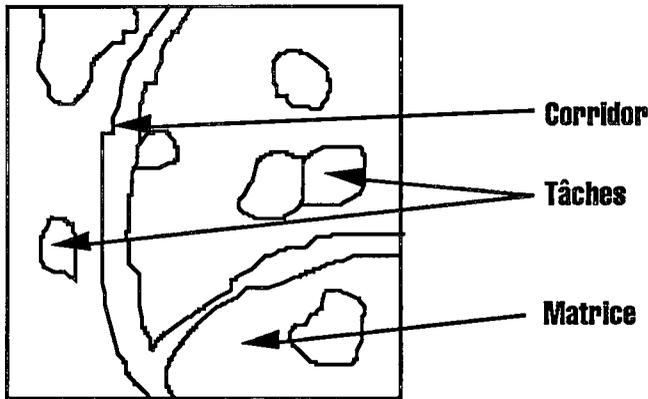


Figure 1.21 : Les éléments constitutifs de la mosaïque paysagère

a) Les taches

Les taches sont définies par FORMAN et GODRON (1986) comme des "nonlinear surface areas differing in appearance from its surroundings". Le sens de cette définition a par la suite été très élargi dans la littérature, comprenant en fait toute plage cartographique qui ne soit pas longue et étroite (ce que l'on appelle communément une "patate"). Si, en pratique, ces taches se rapportent à des communautés végétales et/ou animales, il n'en demeure pas moins que le concept est applicable à d'autres éléments constituants comme des roches, des immeubles...

α) L'origine des taches

FORMAN & GODRON (1986) définissent quatre origines possibles des taches, déterminées principalement par le degré de perturbation du milieu.

i) taches provoquées par une perturbation

On distinguera :

- **Les taches de perturbation** (“disturbance patches”), issues directement d’une perturbation du milieu, comme des contours d’avalanche ou des périmètres incendiés.
- **Les taches vestiges** (“remnant patches”), provenant aussi d’une perturbation, mais d’origine extérieure à la tache. Par exemple, dans le cas des périmètres incendiés, ce seront des taches de végétation épargnée par le feu.
- **Les taches introduites** (“introduced patches”) par l’homme, qui sont concrètement les plus répandues. Ce sont aussi bien les périmètres cultivés et les plantations sylvicoles que des parcours de golf ou des zones urbanisées.

ii) Les taches non issues d’une perturbation

Nommées “Environmental resource patches”, elles correspondent en fait à des périmètres naturellement stables : par exemple, les tourbières, ou les pelouses d’altitude.

β) Les caractéristiques des taches

La structure de ces taches est caractérisée tout particulièrement par :

- Leur taille
- Leur forme
- Leur nombre
- Leur répartition

b) La matrice

Parmi les éléments constituant un paysage, la matrice est considérée comme l’élément le plus étendu et le plus connecté. C’est, en quelque sorte, le ciment du paysage. Par exemple, dans une ville, la matrice correspondra aux secteurs bâtis, alors que les taches seront par exemple les parcs et les jardins. Plus précisément, un élément du paysage sera défini comme matrice suivant la combinaison de trois facteurs :

- La superficie
- La connectivité
- Le contrôle sur la dynamique paysagère.

Le critère superficie, le plus intuitif, n'est pourtant pas une condition *sine qua non*. L'exemple classique des paysages bocagers montre que si les parcelles cultivées occupent la majorité de l'espace, elles ne sont absolument pas connectées, et n'ont aucun contrôle sur la dynamique. En revanche, le réseau ("network") de haies, très connecté, et moteur de la dynamique (particulièrement par la présence de semenciers ligneux en cas de déprise agricole) sera considéré comme la matrice du paysage bocager.

Ainsi, suivant le type de paysage observé, la matrice pourra être soit le "fond" du paysage, c'est-à-dire l'élément le plus vaste en surface, soit des réseaux linéaires, fortement connectés.

c) Les corridors

Troisième type d'élément constitutif d'un paysage, les corridors ou couloirs se caractérisent par des surfaces très étroites ou des éléments linéaires ayant une fonction de transport, protection et ressources. Les exemples les plus classiques sont les réseaux de transport d'origine anthropique (voie ferrée, autoroute), les réseaux hydrographiques, ou les réseaux de haies¹.

Fréquemment utilisés comme objet de recherche (aussi bien les corridors fluviaux que les réseaux de haies), ces corridors s'avéreront être des éléments très intéressants pour l'étude des variations spécifiques ou des flux de populations dans un espace donné. "Leur prise en compte est peut-être un des apports les plus précieux de l'écologie du paysage" (ROY, 1990).

Les corridors sont caractérisés par un certain nombre de paramètres qui seront corrélés à leur fonctionnement écologique :

- La longueur
- La "rectilignité"
- La largeur
- Les discontinuités
- Les nœuds
- La connectivité

¹ A ce niveau (réseau de haies), il peut y avoir convergence structurelle entre matrice et corridors. L'élément est le même, mais sera considéré comme la matrice du paysage ou non.

2° Relations entre les unités paysagères

La mise en évidence d'une relation entre structure du paysage et son fonctionnement écologique (dont entre autres la fameuse liaison entre la biodiversité et la diversité spatiale) est sans aucun doute le plus important défi de l'écologie du paysage. On a, grâce en particulier aux sciences mathématiques et à l'informatique, la possibilité de quantifier la structure du paysage. Reste en somme à transformer l'essai.

Cependant, si la théorie et les hypothèses abondent sur ce sujet, force est de constater que peu d'études ont su apporter des résultats concrets. Nous avons vu que peut-être un grand nombre de chercheurs, surtout américains se consacrent trop à des développements de modèles spatiaux à composante mathématique, certes intéressants, mais qui ne constituent pas une fin en soi.

Nous ne pouvons présenter de façon exhaustive tout ce qui a été dit ou fait dans ce domaine. Derrière la dénomination précise "fonctionnement écologique" se cachent en effet beaucoup de phénomènes se rattachant à l'écologie. Nous nous proposons de présenter ceux qui nous semblent les plus importants et qui ont connu les développements scientifiques les plus importants.

a) Taches et diversité spécifique

Taille, nombre, répartition et forme des taches jouent un rôle non négligeable sur la diversité écologique.

Il semble évident que plus une tache est grande, plus élevée est sa diversité spécifique totale ; en effet, nous trouverons dans cette tache conjointement des espèces dites d'intérieur et de périphérie. Il peut également être intéressant de savoir si cette loi reste vraie en ce qui concerne la diversité spécifique par unité de surface. Si tout le monde n'est pas tout à fait d'accord sur ce point-là (et tout le monde peut d'ailleurs avoir raison ; tout dépend du site d'étude), il semble toutefois (ROY, 1990) que dans les cas de réserve naturelle, à surface égale, la diversité spécifique est supérieure dans une tache unique que dans plusieurs petites (présence d'espèces "d'intérieur") rapprochées, mais la tendance s'inverse si les taches se trouvent éloignées.

Mais il est impossible de donner la moindre estimation de ces tailles ou de cet éloignement car, comme le précise ROY (1990), "le seuil à partir duquel une tache est grande [ou à partir duquel des taches sont éloignées] n'est pas le même pour les papillons que pour les grands mammifères".

La forme des taches, c'est-à-dire leur complexité est liée également à la diversité spécifique. A surface et nombre de taches égaux, plus les formes des taches seront complexes, plus longs seront leurs périmètres et, par conséquent, les lisières. Or une lisière correspond écologiquement à un écotone (à condition bien sûr que les unités paysagères aient tant soit peu une réalité écologique). Un écotone possède son propre cortège de plantes et d'animaux bien spécial. Augmenter la complexité d'un paysage, c'est aussi augmenter sa diversité spécifique.

D'une façon plus précise, dans les taches vestiges, on constatera (FORMAN & GODRON, 1986), en plus d'une plus grande biodiversité, une biomasse et une productivité plus élevées sur la périphérie, aussi bien pour les végétaux que pour la faune vertebrée. Ceci n'est néanmoins pas le cas d'autres types de taches (taches issues de perturbations) où cette tendance peut s'inverser.

Quant au taux en éléments nutritifs dans le sol, il s'avérera également plus élevé par unité de surface en lisière des taches vestiges à cause de la biomasse plus importante (accumulation de feuilles et autres résidus végétaux), et du plus grand impact en éléments nutritifs aéroportés (FORMAN & GODRON, 1986). Ainsi, une fois de plus on remarquera l'importance de la taille et de la forme de ces taches : les taches plus petites et aux formes plus complexes auront une proportion de zone de lisière plus longue, donc des biomasses et des taux en éléments nutritifs plus élevés.

b) Corridors, matrice et flux biologiques

La notion de flux biologique fait appel à la fois aux flux d'énergie, de matière et d'espèces.

Les corridors (par exemple les routes, les cours d'eau, et surtout les haies qui ont été largement étudiées) possèdent quatre caractéristiques (FORMAN & GODRON, 1986) :

- Un habitat pour certaines espèces
- Une voie de communication pour d'autres
- Un rôle de barrière pour d'autres encore
- Une source d'effets environnementaux et biotiques sur la matrice environnante.

Ainsi, par exemple, une autoroute traversant une forêt est un lieu de villégiature pour employés des péages et pompistes, un axe de communication pour l'*Homo automobilis*, une barrière pour les animaux sauvages de la forêt (cerfs, sangliers...), et une source de nuisance sur la matrice forestière environnante (papiers gras, pollution). Plus sérieusement, une haie (BUREL, 1991) aura les fonctions d'habitat pour certaines espèces végétales forestières, de communication (carabides), de barrière (grands mammifères, machines agricoles), et de propagation des arachnides et insectes terrestres, ou de la flore après déprise agricole sur les parcelles agricoles avoisinantes.

A ces flux d'espèces (favorisés ou défavorisés) sont tout naturellement associés des flux d'énergie.

Le rôle de la configuration de la matrice dans les flux biologiques est un peu plus complexe. En effet, on peut admettre conceptuellement qu'un corridor est unidimensionnel, tandis qu'une matrice est bidimensionnelle. La caractéristique d'une matrice ayant sans doute le plus d'influence sur les variations de ces flux n'est pas sa dimension, mais sa connectivité. Une bonne connectivité favorisera les circulations en tout genre (espèces, matériaux, semences...), même des circulations que l'on préférerait éviter (espèces nuisibles, incendies).

FORMAN & GODRON (1986) présentent aussi particulièrement deux caractéristiques de la matrice pouvant influencer l'intensité et la nature des flux :

— Les rétrécissements, qui peuvent soit accélérer certains flux (flux éoliens ou hydrauliques), soit les ralentir (flux de grands mammifères ou d'hommes).

— La porosité de la matrice, ou la fréquence des taches au sein de la matrice, qui peut là encore soit favoriser les flux (si les taches sont des milieux hospitaliers des espèces qui circulent), soit les annihiler (si au contraire ces taches hébergent les prédateurs des espèces qui circulent).

c) Conclusion

Restent beaucoup de choses à approfondir dans le domaine du rôle de la structure du paysage dans le fonctionnement écologique des unités paysagères. De surcroît, il n'existe pas de règles générales. Ces quelques réflexions sur l'impact de la structure sur le fonctionnement écologique ont mis en évidence beaucoup de particularités. Même avec des caractéristiques structurales identiques, les fonctionnements écologiques seront totalement opposés selon qu'il s'agit de taches de forêts ou de cultures par exemple, ou encore de taches vestiges ou de taches de perturbation. Le fonctionnement changera également suivant la nature de la composante écologique étudiée (par exemple les flux d'eau ou d'animaux dans le cas des rétrécissements de matrice).

SECONDE PARTIE

SITE D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE

I/ PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE

Cette partie sera largement inspirée de travaux précédents (MARTIN-COCHET, 1984 ; FOURNIER, 1985 ; BOZON, 1989 ; ROY, 1990 ; DESMARIS, 1991 ; GROSSI, 1991 ; CHENAVIER, 1992) ayant en commun le site étudié, à savoir l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne (Savoie).

A/ CARACTÉRISATION DU MILIEU PHYSIQUE

1° La position géographique. Topographie et hydrologie

a) Localisation géographique du site

L'adret de Saint-Michel-de-Maurienne est situé dans la vallée de l'Arc (Maurienne), plus précisément en Moyenne-Maurienne (*figure 2.1*), sur la bordure occidentale du massif de la Vanoise (Alpes du Nord Occidentales intermédiaires).

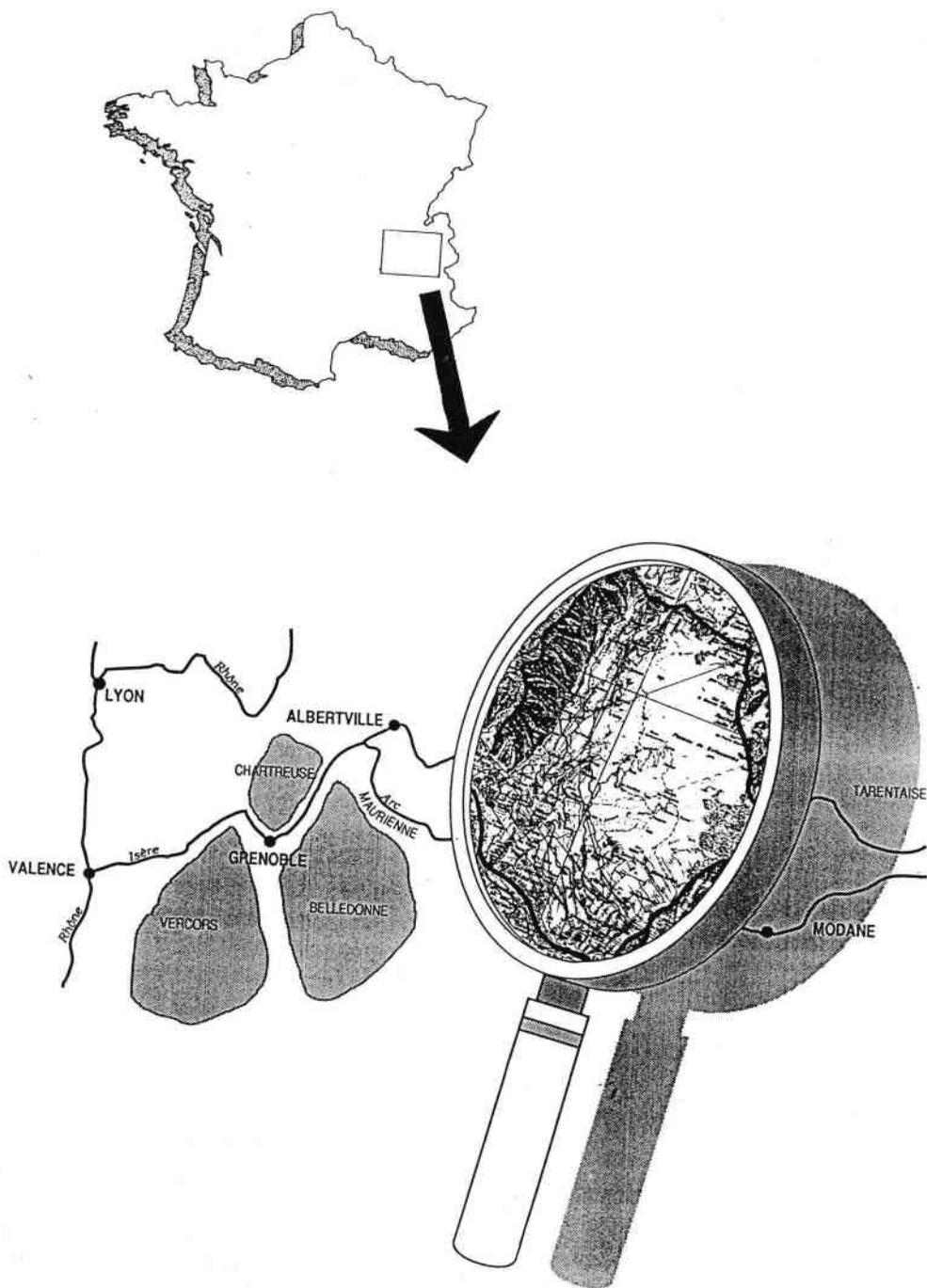


Figure 2.1 : Localisation du site d'étude (d'après CHENAVER, 1992)

Du point de vue administratif, cet adret se situe sur deux communes situées dans la vallée : Saint-Martin-La-Porte, et surtout Saint-Michel-de-Maurienne, à laquelle sont jointes deux anciennes communes plus en altitude (Beaune et Le Thyl). Ces deux communes sont incluses dans le canton de Saint-Michel-de-Maurienne, dans le département de la Savoie.

Au nord de l'adret, de l'autre côté du col des Encombres (2325m) se trouvent la zone périphérique du Parc National de la Vanoise, et le célèbre domaine skiable des Trois Vallées (Les Ménuires, Val Thorens...).

L'accès se fait par la RN 6 ou la voie ferrée (Chambéry-Turin). Cette voie de communication est extrêmement fréquentée, puisque c'est un axe privilégié pour se rendre en Italie (par le tunnel du Fréjus, à Modane, en Haute-Maurienne). Il est d'ailleurs tellement fréquenté que l'on y envisage la construction d'une ligne TGV et d'une autoroute (déclarée d'utilité publique).

b) Topographie

L'adret, en lui-même (*figure 2.2*), est composé de 4718 ha, s'échelonnant de 660m (point le plus en aval de l'Arc, à l'Ouest) à 3130m (point culminant : le Mont Bréquin ou Bréguin). Il comprend ainsi successivement les étages collinéen, montagnard, subalpin, alpin, et même nival en périphérie du Bréquin. Il est limité :

- au nord par la ligne de crête Grand Perron des Encombres (2825m), Petit Col des Encombres (2329m), Le Perronnet (2417m), le Col des Encombres (2325m) et le Col de Lachemonde (2709m).
- à l'ouest par la ligne de crête Grand Perron des Encombres, Le Petit Perron (2699m), Le Col du Bonhomme (2412m), Le Signal du Génie (2525m), le Pic du Génie (2510m) et La Croix des Têtes (2492m).
- au sud par l'Arc (790m à 660m d'Est en Ouest)
- à l'est par la ligne de crête Col de Lachemonde, Roche Jaille (2689m), le Col de Pierre Blanche (2636m), le Mont du Chat (2807m) et le Mont Bréquin (3130m).

Excepté à proximité des massifs délimitant la partie ouest de l'adret, le relief présente une pente régulière (*figures 2.3 et 2.4*), davantage marquée vers l'est de l'adret (hameaux du Thyl, du Thyl-dessous et de la Buffaz). On notera également la présence d'un verrou dans le lit de l'Arc : le Pas du Roc.

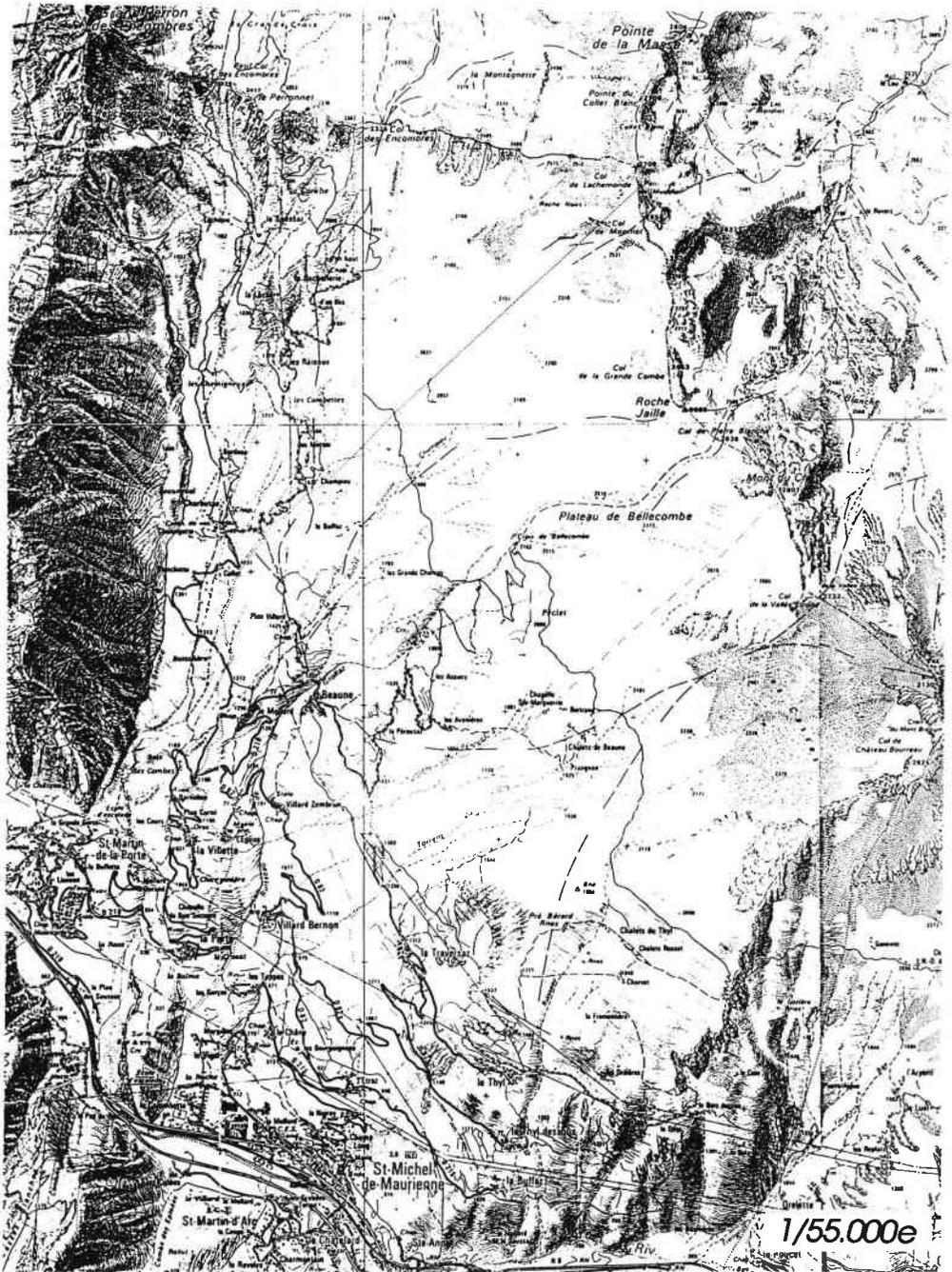


Figure 2.2 : Topographie de l'adret

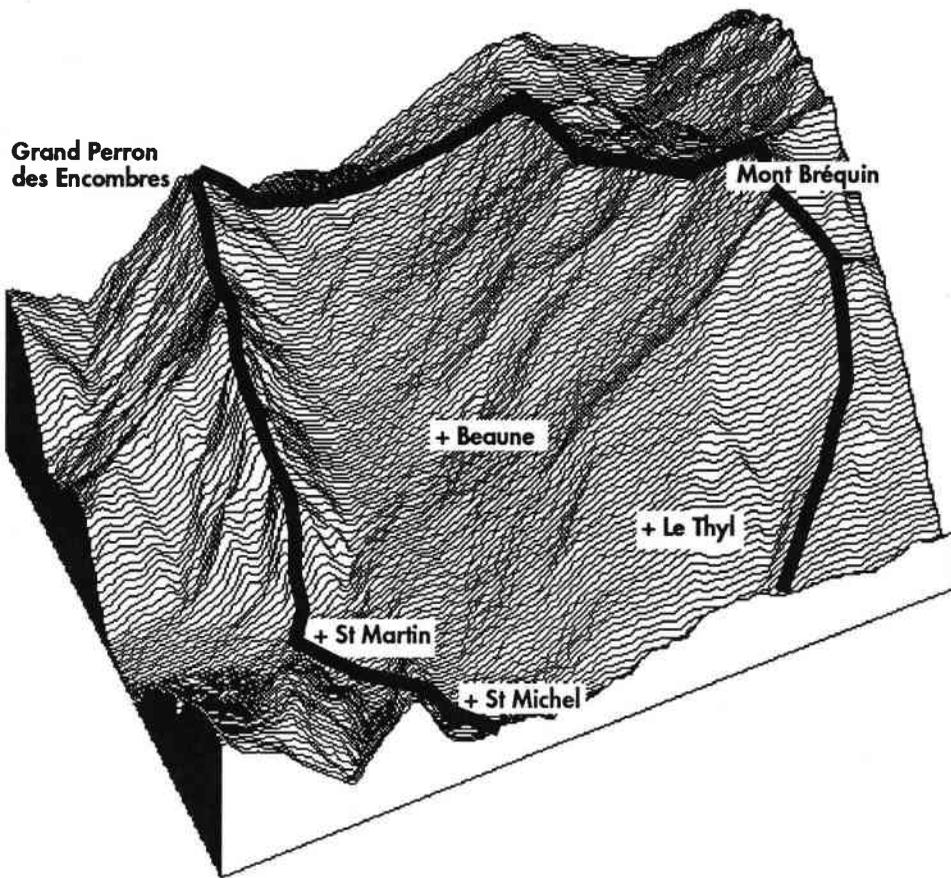


Figure 2.3 : vue tridimensionnelle de l'adret
(d'après le modèle numérique de terrain de l'IGN)

c) Le réseau hydrographique

L'adret comporte trois bassins versants qui se déversent dans l'Arc (voir *figure 2.2*) : le système du Saint-Bernard, le système de la Grollaz et le système du Vigny. L'est du bassin versant, plus pentu, est davantage dépourvu en torrents. Le torrent de la Grollaz a déjà présenté historiquement quelques crues notables (MARTIN-COCHET, 1984).

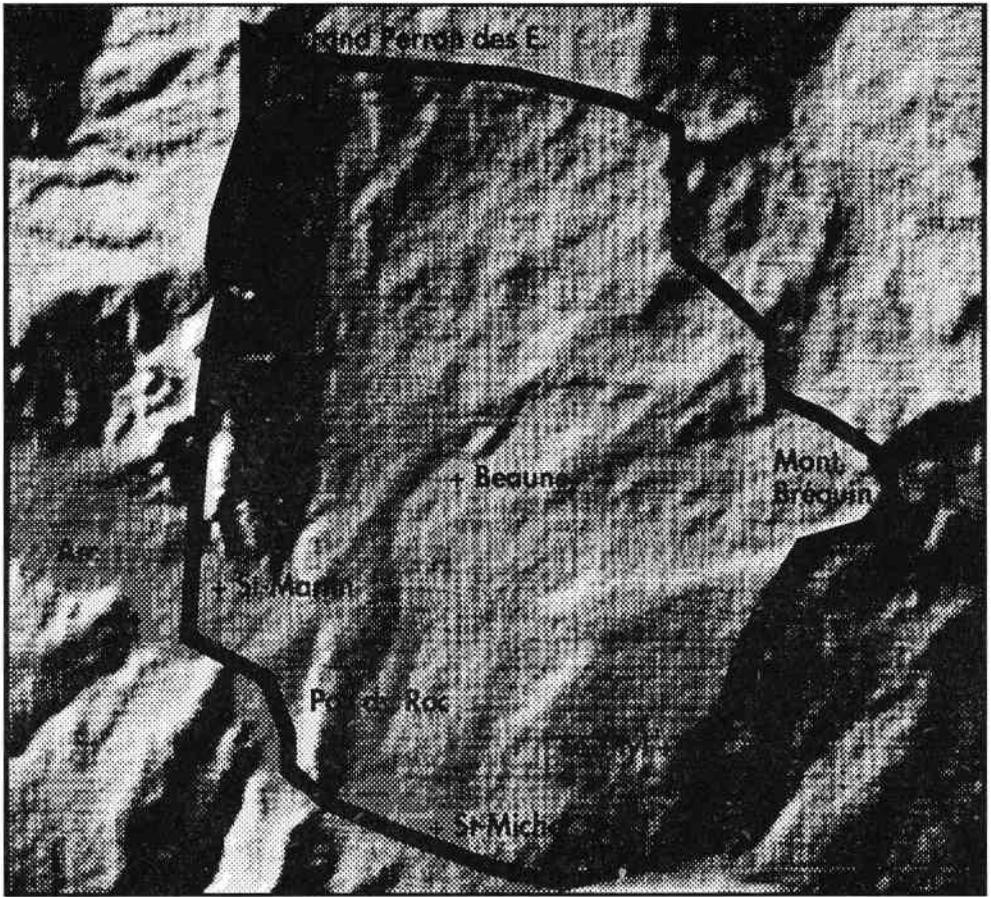
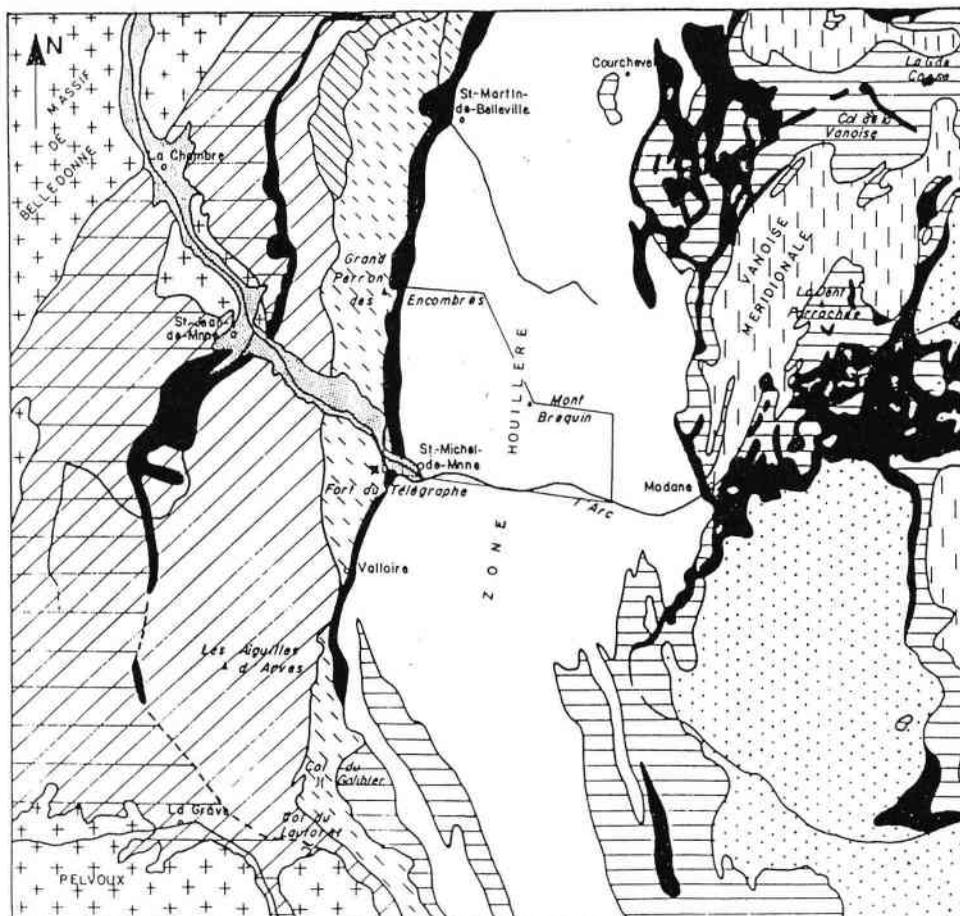


Figure 2.4 : Vision synthétique du relief
(d'après le modèle numérique de terrain de l'IGN)

2° La géologie

L'adret de Saint-Michel-de-Maurienne appartient géologiquement parlant à la zone briançonnaise externe (figure 2.5), composée essentiellement d'un socle permo-houiller sous forme de schistes, grès ou conglomérats, productif (présence d'antracite) ou non. Ce socle n'est cependant que rarement affleurant (il est surtout présent autour des hameaux du Thyl, du Thyl-dessous et de la Buffaz, ainsi que sur les lignes de crête), et la majorité de l'adret (figure 2.6) est alors composée de terrains de couverture transformés, d'origine "glaciaire indifférencié, mêlé de produits d'altération, souvent glissés" (MARTIN-COCHET, 1984).

Seuls le massif de la Croix des Têtes et du Grand Perron des Encombres bordant l'ouest de l'adret (méli-mélo de gypses du Trias, de calcaires lités à silex, de calcaires du Jurassique moyen, de cargneule, d'argilite et de dolomie constitutifs du sub-briançonnais) et le Pas-du-Roc (calcaires et schistes noirs) ont une origine différente.



Légende

- | | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>ZONE DAUPHINOISE</p> <p> Massifs cristallins externes</p> <p>ZONE ULTRADAUPHINOISE</p> <p> Autochtone</p> <p> Parautochtone</p> <p>ZONE SUBBRIANCONNAISE</p> <p> Unité des brechas de Tarentaise</p> <p> Nappe du Pas du Roc</p> | <p>ZONE BRIANCONNAISE</p> <p> Couverture mésozoïque-éocène</p> <p>1- Briançonnais externe
Socle permo-houillier</p> <p>2- Briançonnais interne
Socle métamorphique</p> <p>ZONE PIEMONTAISE</p> <p> Nappe des schistes lustrés</p> <p> Gypses</p> |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
- 0 5 10km
 ECHELLE

Figure 2.5 : Géologie régionale (d'après MARTIN-COCHET, 1984)

CEMAGREF Grenoble - division A.P.M.N. (1990)



Logiciel ARC/INFO - Ph. DELCROS (d'après J. MARTIN-COCHET)

**MATERIAUX
ROCHEUX**

- ▣ Calcaire
- ▤ Gypse
- ▨ Houiller productif (>50% schistes et anthracite)

**MATERIAUX
MEUBLES**

- ▩ Matériaux crus (éboulis vifs, chaos de blocs)
- ▧ Moraines et éboulis stabilisés
- ▣ Matériaux remaniés par des mouvements gravitaires
- Cones de déjections, Alluvions de vallées

Figure 2.6 : Carte des formations superficielles de l'adret (d'après MARTIN-COCHET, 1984)

3° Le climat

a) Les précipitations

“En règle générale, dans les Alpes du Nord, le total des précipitations diminue d’ouest en est à altitude égale (effet de continentalité)” (FOURNIER, 1985). La vallée de la Maurienne est l’exception qui confirme la règle (*figure 2.7*). En effet, de par sa position géographique dans les Alpes, on note un minimum de pluviométrie en Moyenne-Maurienne. La chaîne de Belledonne et les sommets de la Basse-Maurienne interceptent les précipitations d’origine océanique, et, de l’autre côté, la Haute-Maurienne subit les influences des pluies padanes venant d’Italie, amenées par la lombarde.

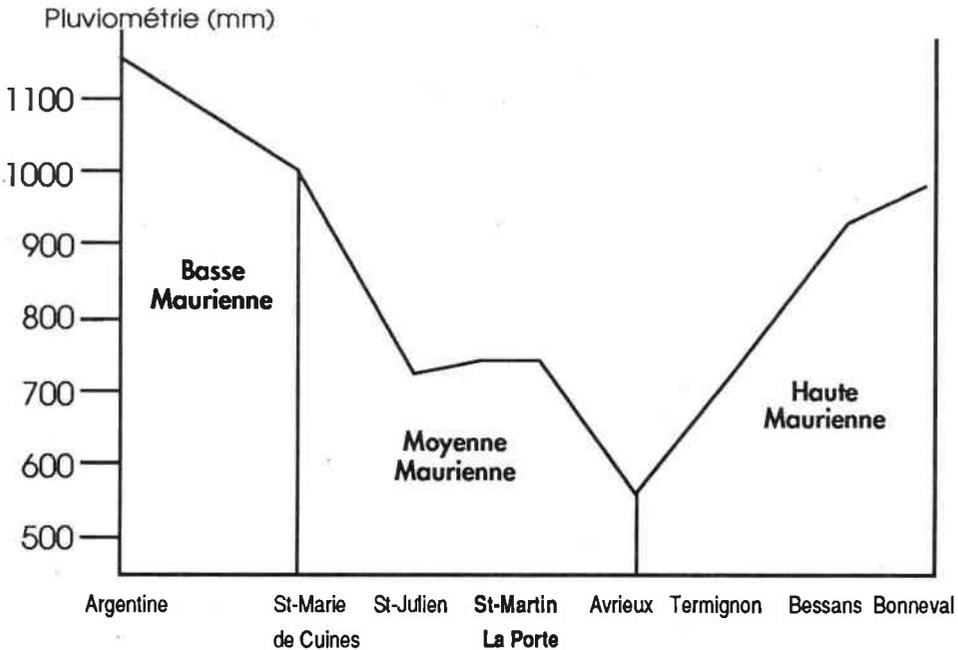


Figure 2.7 : Précipitations moyennes annuelles le long de la Maurienne
(d’après FOURNIER, 1985)

Etant donné que l’on constate de surcroît que la pluviométrie de la Maurienne est globalement peu élevée par rapport aux vallées voisines, la Moyenne-Maurienne a tout naturellement hérité de l’appellation “*pôle de sécheresse mauriennais*”. Cette faible pluviométrie est également à mettre en rapport avec un faible nombre de jours de pluie.

On possède (d'après FOURNIER, 1985) des données pluviométriques provenant de deux stations sur l'adret (*figure 2.8*) : une station non loin de l'Arc (Saint-Martin-La-Porte, 820m), et une station davantage en altitude (Le Thyl, 1360m). Les tendances y sont les mêmes, avec un maximum en décembre, et un minimum au printemps. La pluviométrie est constamment supérieure au Thyl (gradient pluviométrique en fonction de l'altitude).

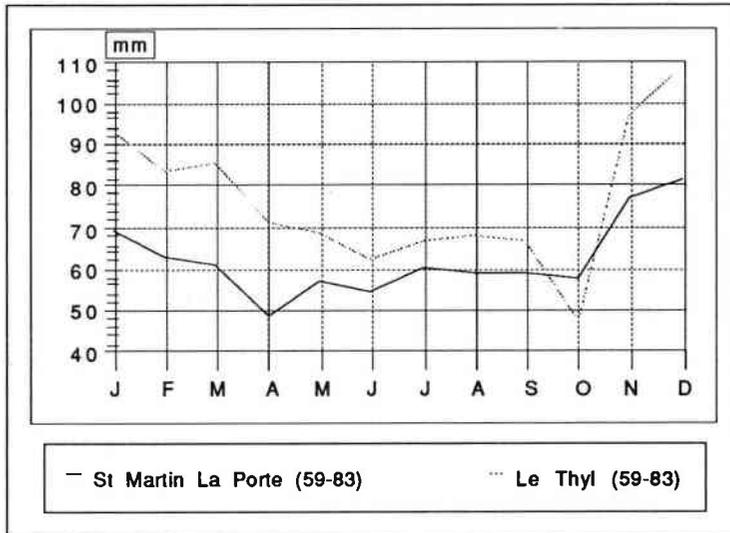


Figure 2.8 : précipitations mensuelles sur l'adret

Les valeurs de l'indice de continentalité hydrique de Gams, défini par l'angle α :

$$\cotg(\alpha) = \frac{\text{Pluviométrie (mm)}}{\text{Altitude (m)}}$$

données par FOURNIER (1985) confirment le positionnement de l'adret dans les Alpes intermédiaires (*figure 2.9*), avec cependant une particularité : l'indice de Gams mesuré au Thyl (55,4 ; d'après Fournier, 1985) est élevé vis-à-vis de celui de stations voisines (48,0 à Saint-Martin-La-Porte, et 48,3 à Orelle-Prémont, juste à l'est de l'Adret). Cela conférerait presque une micro-situation de type Alpes internes autour de ce hameau du Thyl.

b) L'enneigement

Phénomène identique aux précipitations, on remarque un moindre enneigement en Maurienne par rapport à des vallées des Alpes externes. "Ce déficit s'atténue dans le subalpin et, *a fortiori* dans l'alpin (GROSSI, 1991). A Saint-Martin-La-Porte, la durée du manteau neigeux est de 2 mois, et 4 mois au Thyl (FOURNIER, 1985).

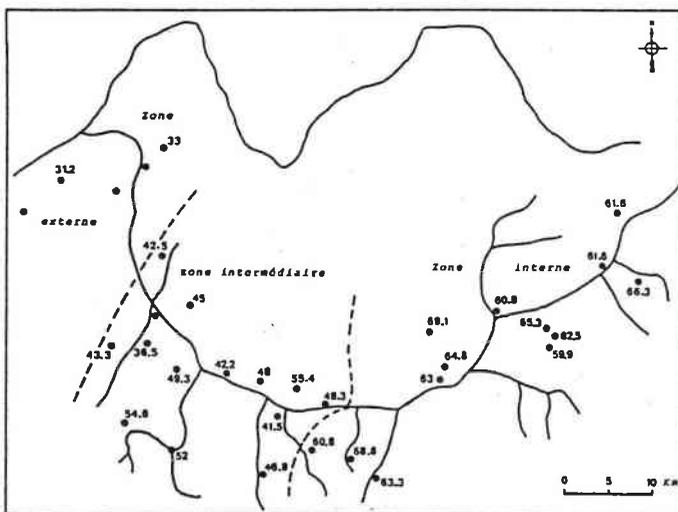


Figure 2.9 : Indice de Gams le long de la Maurienne (d'après FOURNIER, 1985)

c) Les températures

La figure 2.10 fournit les températures moyennes mensuelles mesurées au Thyl (FOURNIER, 1985). Le mois le plus chaud est Juillet, et le plus froid est Janvier.

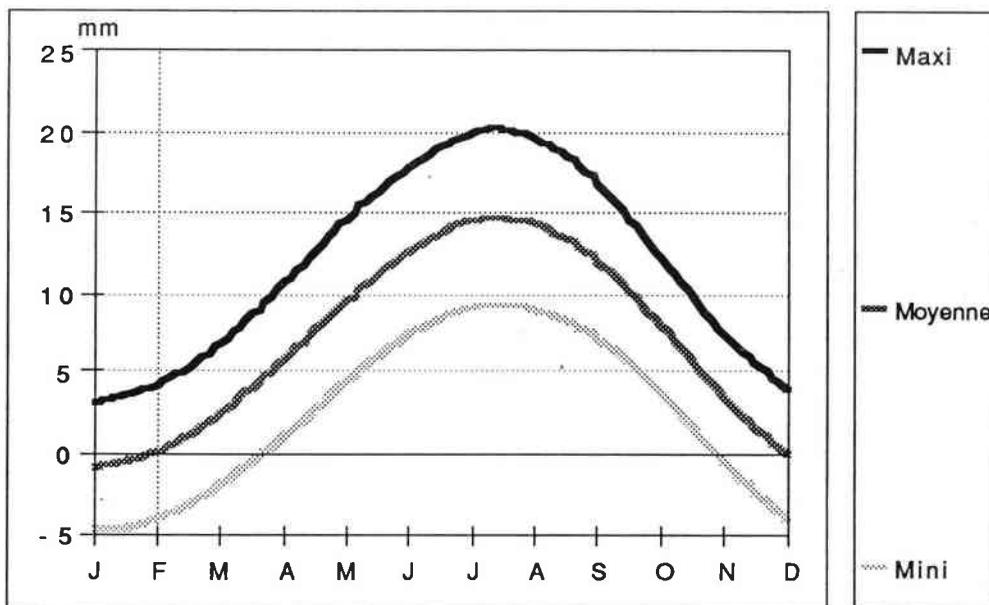


Figure 2.10 : Températures relevées au Thyl (1946-1982)

Par son exposition en adret, le site d'étude présente des températures supérieures à celles des pré-Alpes, à altitude égale (BOZON, 1989). L'hiver est rude, "plus par la constance du froid que par son intensité" (FOURNIER, 1985), le printemps démarre vite, et l'été est assez chaud. Toujours d'après FOURNIER (1985), la Maurienne ne se distingue pas des autres vallées par le gradient thermique en fonction de l'altitude ($-0,5^{\circ}\text{C}/100\text{m}$, ce qui est la valeur généralement observée dans les Alpes occidentales).

Le nombre de cycles gel/dégel est supérieur à 100 par an au-dessus de 1200m (MARTIN-COCHET, 1984). Ils n'ont cependant une action destructrice sur les terrains qu'en automne et au printemps (absence de manteau neigeux, qui fait office d'isolant).

d) Les vents

La vallée est peu atteinte par les vents d'ouest. En revanche circulent en Maurienne des vents locaux, et surtout la lombarde, venant de l'est, et le foehn, vent chaud et sec, venant du sud-est. A ces vents de vallée s'ajoutent perpendiculairement les vents diurnes classiques dus aux différences de températures entre l'amont et l'aval : la brise qui remonte de la vallée.

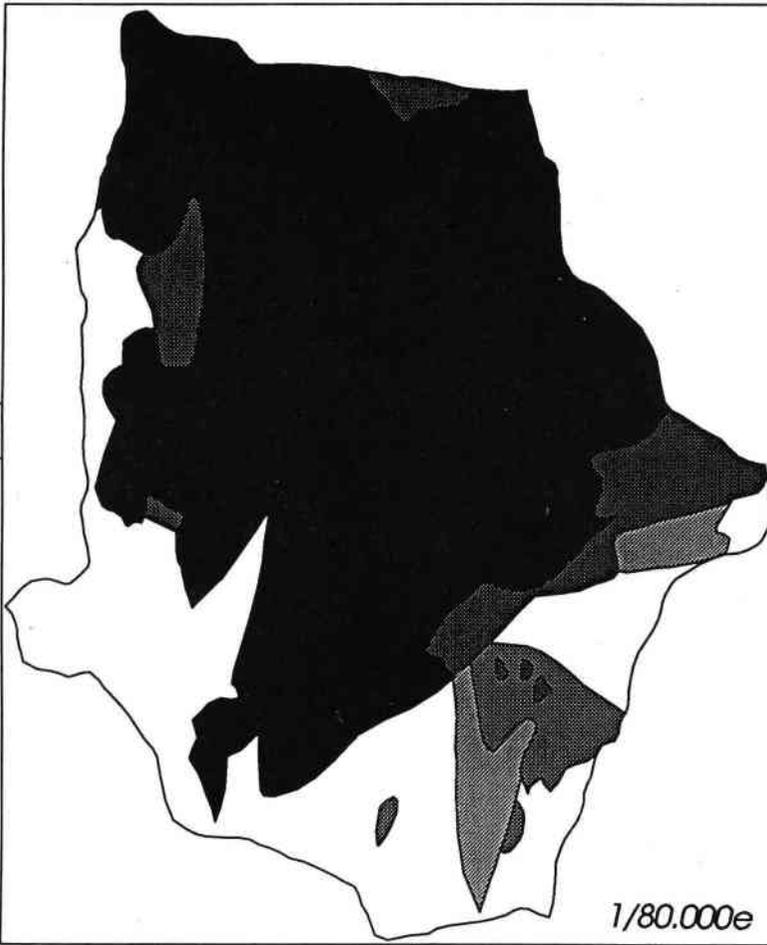
4° Les risques naturels : une conséquence des caractéristiques du milieu physique

L'action conjuguée de certaines particularités du milieu physique (précipitations faibles mais intenses, action du gel et du dégel, nature des formations superficielles) conduit à des risques naturels d'éboulements, d'effondrement, de laves torrentielles, et plus généralement d'érosion sur l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne (*figures 2.11 et 2.12*). De plus, ces risques sont mis sur le devant de la scène médiatique, puisque la voie ferrée ou la route nationale sont régulièrement coupées par ces catastrophes, avec toutes les conséquences socio-économiques qui peuvent en résulter (par exemple, une voie coupée coûte deux millions de francs par jour à la SNCF).

Concrètement, pour montrer les relations de cause à effet, MARTIN-COCHET (1984) a mis en corrélation entre 1963 et 1972 la moindre épaisseur du manteau nival (donc une action destructrice des forces de gel et de dégel plus marquée) avec une recrudescence des catastrophes naturelles.

De nombreuses études techniques sur ces risques naturels ont été conduites par le CEMAGREF Grenoble et le service RTM de l'ONF Savoie. Le service RTM a concrètement réalisé des ouvrages sur les torrents de l'adret afin d'en diminuer leur pouvoir érosif lors des crues. Il a également contribué il y a un siècle à l'implantation entre 1600m et 2100m d'une forêt de protection (série RTM).

CEMAGREF Grenoble - Division A.P.M.N. (1990)



Logiciel ARC/INFO - Ph. DELCROS (d'après étude R.T.M.)

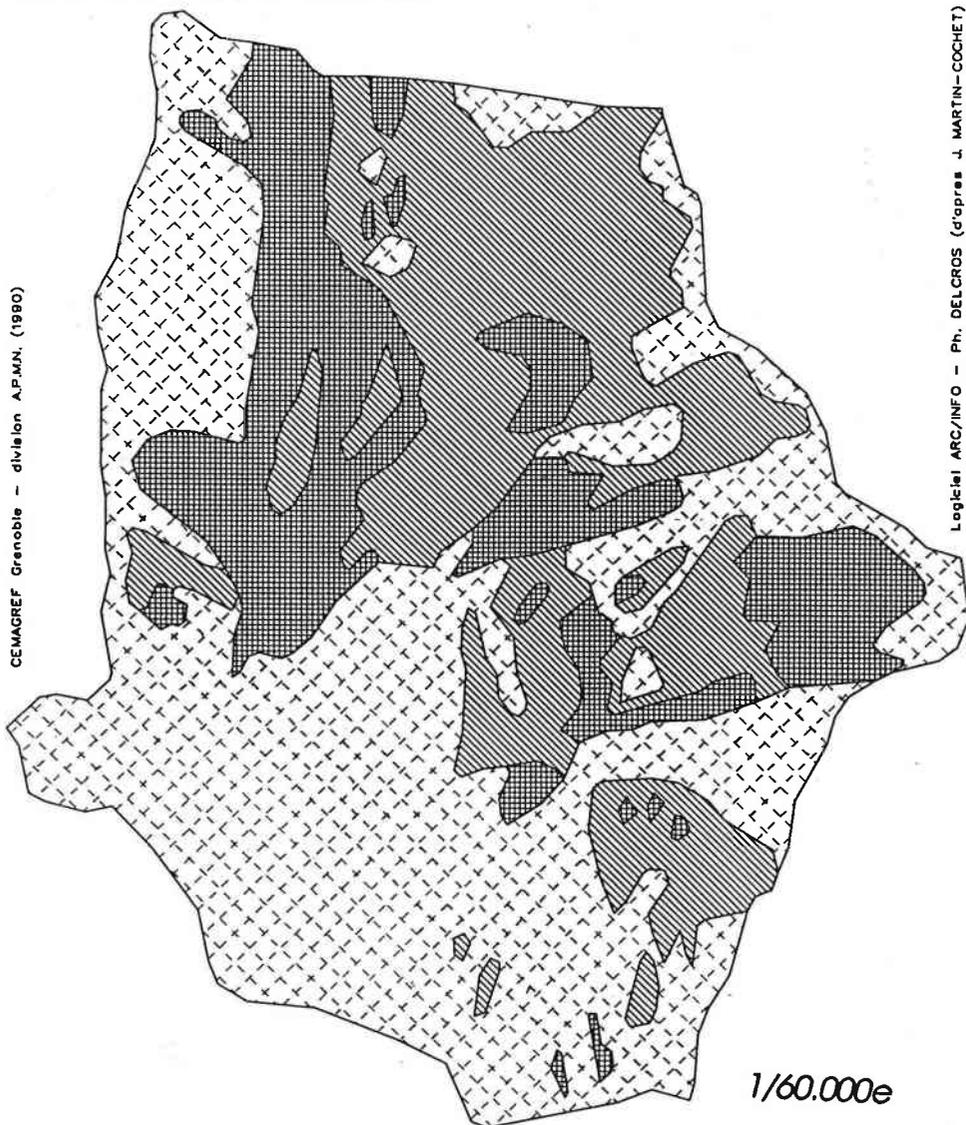
- Sensibilité nulle
- Sensibilité faible
- Sensibilité moyenne
- Sensibilité forte
- Sensibilité très forte

Figure 2.11 : Carte de sensibilité à l'érosion

Bassin-Versant de St-Martin-La-Porte

CEMAGREF Grenoble - division A.P.M.N. (1980)

Logiciel ARC/INFO - Ph. DELCROS (d'après J. MARTIN-COCHET)



- ▨ Glissements potentiels
- ▩ Glissements actifs
- Zone stable

Figure 2.12 : Carte de localisation des glissements de terrain

B/ LA VÉGÉTATION

Les données concernant les groupements végétaux forestiers fournies par FOURNIER (1985) nous indiquent que l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne se trouve dans une zone de transition entre les Alpes externes et les Alpes internes, puisqu'il se situe à la limite orientale des chênaies et des hêtraies, et à la limite occidentale des mélèzins et des pinèdes (figure 2.13). Toujours d'après FOURNIER, on trouvera sur l'adret plutôt de la chênaie pubescente à l'étage collinéen et des formations caducifoliées à l'étage montagnard (groupement mésohygrophile à frêne et érable sycomore, ou groupement mésoxérophile à frêne et alisier blanc). BRUN, VERON, ROY & BOZON (1989) en donnent une visualisation synthétique (figure 2.14).

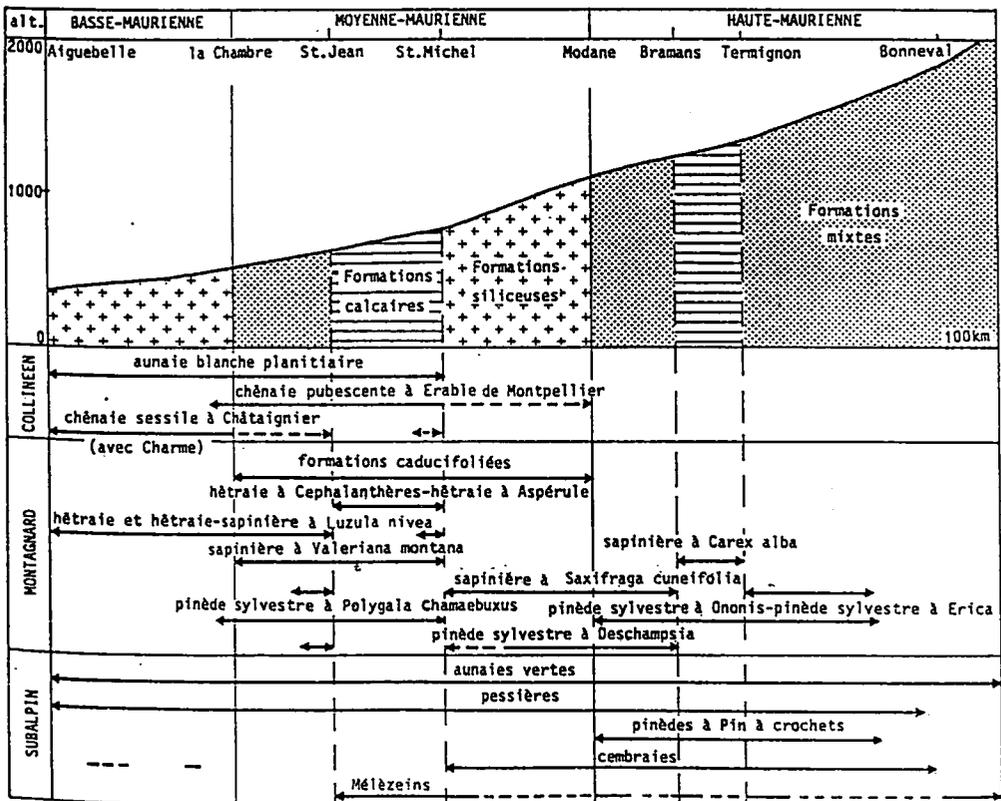


Figure 2.13 : Distribution des principaux groupements forestiers en Maurienne (d'après FOURNIER, 1985)

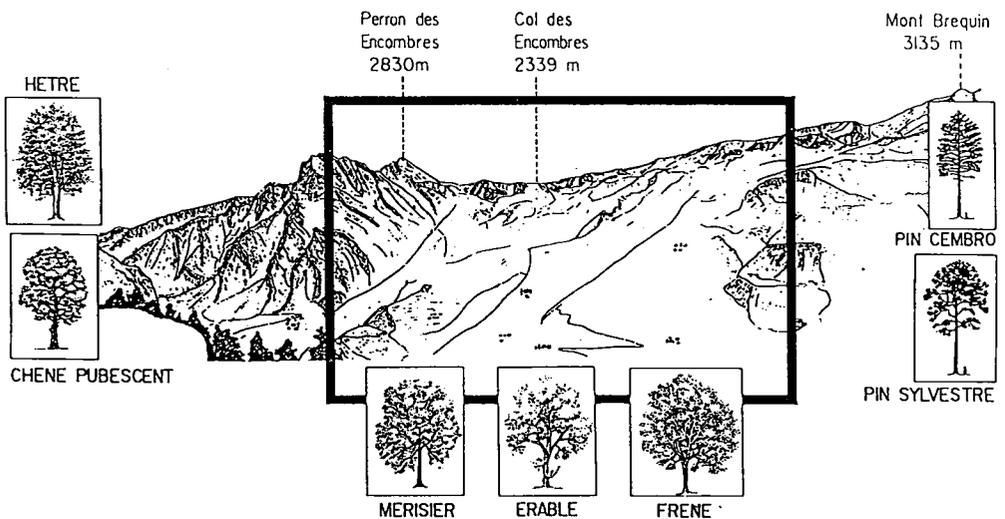


Figure 2.14 : L'adret de St-Michel : une zone de transition biogéographique
 (d'après BRUN & al., 1989)

C/ LE CONTEXTE HUMAIN ET SOCIO-ECONOMIQUE

“La compréhension de la situation d'enrichissement maximal que connaissent aujourd'hui les communes de Saint-Martin-La-Porte et Saint-Michel-de-Maurienne nécessite de se pencher sur l'histoire socio-économique de la Moyenne-Maurienne” (DESMARIS, 1991). En définitive, la question centrale que l'on se pose lorsque l'on regarde les paysages photographiés au début du siècle et si on les compare à ceux d'aujourd'hui est la suivante : “Pourquoi le système agro-pastoral mis en place par des siècles de labours s'est-il détérioré en 50 ans ?” (DESMARIS, 1991).

1° La société rurale montagnarde et l'industrie

Depuis des siècles, l'activité agropastorale a façonné l'espace naturel de l'adret : cultures et prés de fauche de 800 à 1400m, et pâtures de 1400 à 2300m, selon un schéma d'agriculture de montagne traditionnel. Les terres cultivées sont situées à proximité des hameaux sur des replats naturels, ce qui assure un accès facilité et une relative richesse des sols. Ces cultures (blé, seigle, orge, avoine, pomme de terre) sont régulièrement fumées.

“Les limites biogéographiques ont orienté la société mauriennaise vers une occupation verticale de son espace : du fond de vallée aux lignes de crête s'ordonnent altitudinalement les villages et les terres cultivées, les prés de fauche et les forêts, les alpages. [...] Les agriculteurs dans ce système socio-économique étaient les gestionnaires de l'espace rural ; ils l'ont découpé en terroirs à vocation agricole utilisant toutes les ressources naturelles offertes par l'environnement montagnard” (DESMARIS, 1991). A cette gestion agricole presque totale de l'espace naturel, s'ajoute un parcellaire très morcelé dans les étages collinéen et montagnard, dû aux partages successifs du patrimoine familial.

Dès le milieu du XIXème siècle, les manufactures et les usines métallurgiques s'implantent dans la vallée de l'Arc. Si, pendant quelques décennies, ces usines ont plutôt fonctionné avec de la main-d'œuvre italienne, l'amélioration des conditions de travail en usine, et la moindre rentabilité de l'activité agro-pastorale ont attiré les agriculteurs vers les sites industriels de la vallée (DESMARIS, 1991). Ces agriculteurs conservèrent néanmoins leur activité agricole ; ils devinrent alors pratiquement tous des **double-actifs**.

Ainsi, l'arrivée de l'industrie a paradoxalement retardé le processus de la déprise agricole. L'activité agro-pastorale n'étant plus rentable, l'absence d'usines eût entraîné un exode rural.

2° Le processus de déprise agricole

Ce n'est donc pas la crise de l'agriculture mais la crise de l'industrie, plus particulièrement de la chimie et de la métallurgie, qui a provoqué après la guerre un exode intérieur à l'adret depuis les hameaux en altitude (Beaune, Le Thyl, La Traversaz) vers les centres industriels de la vallée (Saint-Michel-de-Maurienne), et, surtout, à partir des années cinquante un exode définitif de l'adret vers l'extérieur (Chambéry...), qui n'a fait que s'aggraver par la suite (DESMARIS, 1991).

Ce phénomène d'exode fut d'autant plus grave sur l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne que les communes concernées ne présentent aucune activité touristique, qui leur aurait permis de prendre un virage économique en douceur (à l'opposé de certaines stations de sports d'hiver, comme Valloire ou Valmeinier).

3° Les conséquences de la pollution fluorée

a) Les origines de la pollution fluorée

Dans les cuves des usines Pechiney (4 usines sur 25km), l'électrochimie de l'aluminium utilise du fluorure de sodium (NaF) ou d'aluminium (AlF₃) comme fondants de l'alumine qui peut ainsi être réduite en aluminium à 950°C. Le fluor est alors libéré dans la nature sous forme gazeuse ou particulaire (FOURNIER, 1985). Dès 1907, les usines d'aluminium ont commencé à déverser du fluor. En 1912, la pollution fluorée avait déjà anéanti 249m³ de bois à Saint-Michel-de-Maurienne. Pour couronner le tout, Pechiney-Ugine-Kulman installe en 1970 de nouvelles cuves dont les effets polluants sont décuplés.

Il faudra attendre 1973 pour voir l'instauration d'une politique de lutte contre la pollution atmosphérique permettant une diminution des rejets non polluants. En 1984 se généralisera l'installation de cuves non polluantes.

b) Les catastrophes écologiques engendrées par la pollution fluorée

α) Sur les végétaux

De nombreuses études ont porté sur l'impact de la pollution fluorée sur la végétation en Maurienne (GARREC & al., 1976 ; GARREC & al., 1979 ; REYNIER, 1980 ; FOURNIER, 1985 ; TESSIER & al., 1990). Les végétaux sont en effet les premiers touchés par la concentration de fluor dans l'atmosphère. Le fluor pénètre dans les plantes par les stomates, ne participe pas au métabolisme, et s'intègre rapidement aux cellules, et plus précisément dans les chloroplastes et les mitochondries. Certaines activités enzymatiques se trouvent stimulées, et le fluor apparaît alors comme un agent de vieillissement prématuré (FOURNIER, 1985). Cela se traduit concrètement par des nécroses des tissus apicaux, qui gagnent par la suite l'ensemble du végétal.

Ces dérèglements des fonctions de croissance et de reproduction ne touchent pas tous les végétaux avec la même intensité. A facteurs édaphiques et concentration de fluor dans l'atmosphère égaux, on notera (d'après FOURNIER, 1985) :

— Au niveau des espèces arborescentes, les résineux (excepté le mélèze), qui conservent leurs aiguilles en hiver sont beaucoup plus sensibles à la pollution fluorée : en effet, on constate une très forte accumulation de fluor dans les aiguilles en hiver, période où la concentration atmosphérique en fluor est la plus forte. Les essences les plus touchées sont le pin sylvestre, l'épicéa et le sapin. Les feuillus sont en revanche plus résistants, surtout les adultes. Certains genres (*Quercus*, *Fraxinus*, *Betula*) seraient plus sensibles que d'autres (*Populus*, *Salix*, *Alnus*).

— Peu d'études ont été conduites sur les espèces arbustives. Il semblerait juste que les rosacées soient plus résistantes que des espèces comme *Vaccinium myrtillus* ou *Juniperus communis*.

— Parmi les herbacées, les monocotylédones semblent assez sensibles : les liliacées, les orchidées, et certaines graminées (*Anthoxanthum odoratum*, *Festuca spadicæ*). Les genres *Ajuga*, *Astrantia*, *Filipendula* et les ombellifères sont beaucoup plus résistants.

— Les lichens présentent un intérêt remarquable, parce que ce sont de véritables bio-indicateurs de la pollution fluorée. Les lichens épiphytes sont très sensibles, et les terricoles sont particulièrement résistants (on les trouve ainsi dans les zones fortement polluées).

Les conditions climatiques à Saint-Michel-de-Maurienne, et particulièrement la relative sécheresse, favorisent malheureusement l'impact de cette pollution fluorée sur les végétaux. En effet, "un temps pluvieux permettrait le lessivage des éléments foliacés, alors qu'un temps sec accentuerait au contraire le dépôt de fines poussières chargées de fluor sur les végétaux" (FOURNIER, 1985). En allant plus loin, on s'est même rendu compte qu'une forte pluie lessivait en effet le fluor des plantes, mais une pluie très fine augmentait en revanche la pénétration du fluor dans les plantes. De même, le brouillard, fréquent dans la région, maintient longtemps la plante en contact avec les fumées nocives, ce qui est bien entendu néfaste pour la flore (FOURNIER, 1985).

β) Sur les animaux

Les études de l'impact de la pollution fluorée sur la faune sont moins abondantes. Les enquêtes de C. DESMARIS (1991) nous apprennent que le fluor contenu par les plantes passe dans les herbivores après ingurgitation. Ces animaux sont alors atteints de fluorose, c'est-à-dire que le fluor passe dans les dents et les os, provoque une décalcification et une mort lente. Ils ne peuvent plus mastiquer. La fluorose touche ainsi les herbivores domestiques ou sauvages. On a par ailleurs constaté une disparition totale des abeilles dans les secteurs les plus touchés par la pollution (FOURNIER, 1985). Quant à l'impact sur l'homme, si aucune étude n'a été effectuée, il est à craindre qu'il ne soit pas négligeable.

γ) Sur l'écosystème

D'une façon plus globale, la pollution fluorée a un impact sur les groupements végétaux en détruisant les forêts de conifères, en inhibant les capacités naturelles de régénération, en favorisant les chablis, et, indirectement, suite à la dégradation du couvert forestier, en favorisant l'érosion des sols et les crues torrentielles, comme celle de 1970 au village du Bochet (FOURNIER, 1985).

c) Les conséquences socio-économiques de la pollution fluorée

La pollution fluorée n'a fait qu'accroître le processus de déprise agricole enclenché, comme nous l'avons vu, par la crise de l'industrie. C. DESMARIS (1991) rapporte que "dans les années soixante-dix, la durée de vie d'une génisse était de six mois. Achetée saine au printemps, elle était revendue en automne à Pechiney-Ugine-Kulman condamnée par la fluorose". Les agriculteurs, découragés, ont donc préféré abandonner leur activité agricole, et ce d'autant plus que Pechiney-Ugine-Kulman indemnisait les agriculteurs pour les pertes causées sur le cheptel et la vigne. Entre 1970 et 1979, le nombre d'exploitations fut divisé par trois (DESMARIS, 1991).

4° Bilan

On constate donc une véritable mutation de l'utilisation de l'espace rural en Moyenne-Maurienne, et plus précisément sur l'adret de Saint-Michel de Maurienne (DESMARIS, 1991). On passe d'un espace dominé par le système agro-pastoral vers un espace dominé par un système "naturel" composite (figure 2.15).

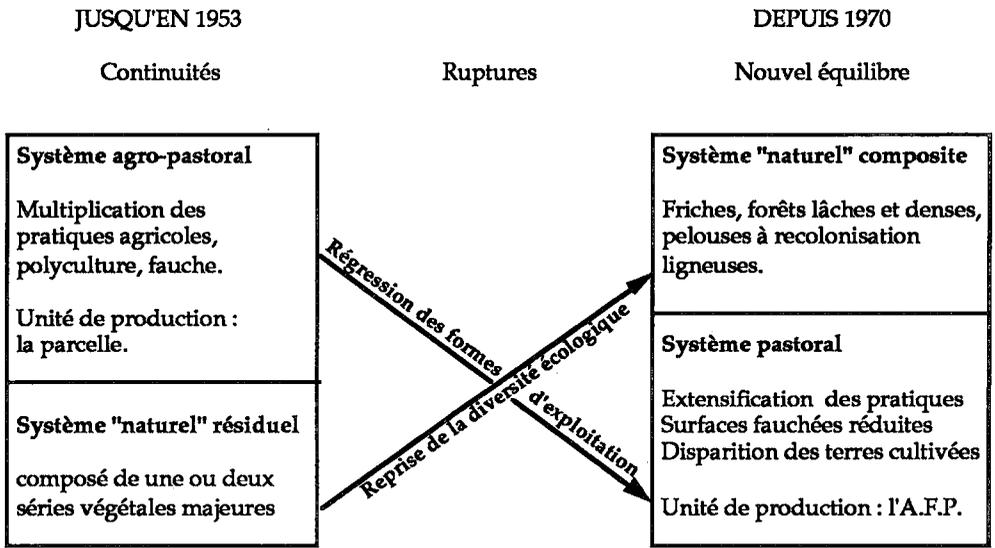


Figure 2.15 : D'un espace entretenu à un espace naturel (d'après DESMARIS, 1991)

II/ MÉTHODOLOGIE

La méthodologie que nous proposons d'utiliser pour l'étude des processus de dynamique de la végétation et de transformation des paysages relève des concepts de l'écologie du paysage tels qu'ils ont été introduits dans la *première partie*. Nous verrons qu'à partir d'outils et de documents de base finalement assez simples : le Système d'Information Géographique Arc/Info, et des cartes de physionomie végétale à différentes époques, nous disposons d'à peu près tout ce qu'il faut pour mener cette étude utilisant les concepts de l'écologie du paysage. Mais, dans un premier temps, avant d'exposer la méthodologie, il conviendra de choisir avec soin des secteurs d'études, ou zones-test sur lesquels porteront nos investigations.

A/ CHOIX DES SECTEURS D'ETUDE

Le choix des secteurs d'étude dépendra de deux contraintes :

- Le choix de l'échelle d'étude
- La localisation des secteurs d'étude une fois le choix de l'échelle d'étude opéré.

1° Le choix de l'échelle d'étude

Une première approche a été menée par ROY (1990) à l'échelle du 25.000e sur l'ensemble de l'adret de St-Michel-de-Maurienne. Une photo-interprétation des physionomies végétales et une numérisation sur le SIG Arc/Info des clichés aériens de 1939, 1953, 1970 et 1988 (*figures 2.16 et 2.17*) a permis un premier cadrage des processus de déprise agricole et de recolonisation ligneuse : une accélération des dynamiques de l'abandon et de la recolonisation, et une dynamique végétale plus lente sur la partie est de l'adret (autour du hameau du Thyl).

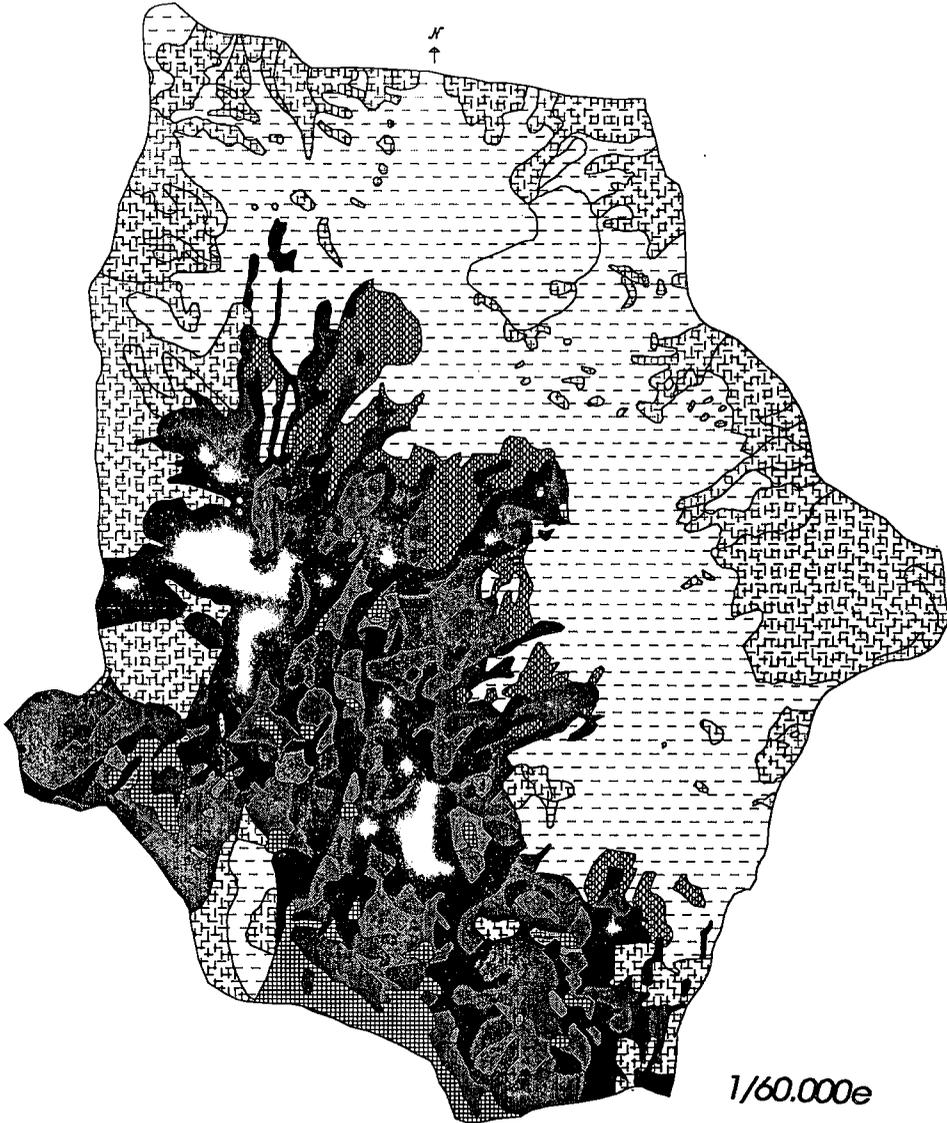
Toutefois, un travail à une telle échelle est très rapidement limité :

- Au 25.000e, et de surcroît en zone de montagne, les distorsions sur les photographies aériennes sont telles qu'il est difficile de reporter avec précision les contours des unités physionomiques sur les fonds topographiques. Et ceci est encore plus accentué dans les secteurs où les points de repère sont rares (à partir du subalpin). Ainsi, non seulement les surfaces des unités physionomiques manquent de précision, mais, surtout, les croisements sous Arc/Info de ces documents cartographiques multiplient ces imprécisions.



- | | | |
|---------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| Rochers nus | Pelouses à recolonisation ligneuse | Formations boisées lâches |
| Recouvrement végétal discontinu | Terres cultivées | Formations boisées denses |
| Pelouses | Prés de fauches et prairies | Zones industrielles et urbanisées |
| Landes arbustives | Friches | |

Figure 2.16 : Physionomie végétale de l'adret en 1939
 (d'après ROY, 1990. échelle d'origine=1/25.000e)



- | | | |
|---------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| Rochers nus | Pelouses à recolonisation ligneuse | Formations boisées lâches |
| Recouvrement végétal discontinu | Terres cultivées | Formations boisées denses |
| Pelouses | Prés de fauches et prairies | Zones industrielles et urbanisées |
| Landes arbustives | Friches | |

Figure 2.17 : Physionomie végétale de l'adret en 1988
 (d'après Roy, 1990. échelle d'origine=1/25.000e)

— A l'échelle d'un adret qui couvre, comme nous l'avons vu, plusieurs étages bioclimatiques, il y a de nombreuses classes physionomiques à définir, et, d'un point de vue dynamique, les étages collinéens et montagnards d'une part, et subalpin d'autre part, présentent de notables différences physionomiques (par exemple, la présence des pelouses et des pelouses à recolonisation ligneuse dans le subalpin). Cela complique donc une approche physionomique ou paysagère de la dynamique, d'autant plus qu'il existe une tranche altitudinale transitoire où ces différentes dynamiques physionomiques se conjuguent.

— La photo-interprétation demeure assez délicate, étant donné que la personne qui la réalise "sent" que ses unités physionomiques ne sont pas tellement homogènes d'un point de vue écologique, qu'il y a toujours une petite formation boisée qui traîne dans une patate de prés de fauche, ou encore une parcelle agricole dans une patate de formations forestières. On a le sentiment qu'à une échelle plus grande, on pourrait définir des unités physionomiques portant les mêmes noms (cultures, friches,...), mais beaucoup plus homogènes. On s'aperçoit alors que l'*unité de fonctionnement* de ces paysages subissant la déprise agricole est *la parcelle agricole*, c'est-à-dire qu'une parcelle est écologiquement homogène, mais que deux parcelles contiguës ne le sont pas nécessairement.

Ainsi, bien que l'échelle du 25.000e permette un premier cadrage des processus de dynamique végétale, un travail bien plus précis devra être effectué à une échelle où l'on pourra aisément distinguer le parcellaire. Vu la petitesse de la taille des parcelles sur l'adret (en général bien inférieur à 0,1 ha), l'échelle de travail qui s'impose est le 1/5.000e ou le 1/10.000e, mais pas plus petit.

2° Nombre et localisation des secteurs d'étude

Un travail à une échelle du 1/5.000e ou 1/10.000e ne peut bien sûr être conduit sur l'ensemble de l'adret. Afin de déterminer des physionomies végétales qui s'inscrivent dans des dynamiques paysagères assez simples, il conviendra que le ou les secteurs d'étude ne couvrent qu'un étage bioclimatique. Reste à déterminer si l'on étudie plusieurs secteurs d'un même étage, un secteur par étage, ou une combinaison des deux.

Nous avons délibérément choisi de travailler à l'étage montagnard. Non pas que l'étage subalpin ne nous intéresse pas : notre équipe y a mené un certain nombre d'études (GARGUET, 1990 ; GRILLON, 1991 ; FELTGEN, 1992). Mais l'étage montagnard présentant à la fois un enjeu socio-économique important et les contrastes les plus marqués en matière de physionomie végétale, il était naturellement le plus apte à être le terrain d'une étude d'écologie du paysage.

De nombreuses études ont déjà mis en évidence des différences notables entre la partie est (où se situe le hameau de Beaune) et la partie ouest (hameau du Thyl) de l'adret :

— Différences géo-pédologiques (GROSSI, 1991) : ces deux secteurs appartiennent à deux unités fonctionnelles bien différentes. Le secteur de Beaune est au sein d'un bassin versant bien alimenté en eau, particulièrement par le torrent de la Grollaz, et sur pente régulière et douce. Le secteur du Thyl est situé sur une arête, plus pentu, et moins bien alimenté.

— Différences écologiques (BOZON, 1989 ; GROSSI, 1991) : la végétation naturelle est plutôt mésohygrophile à Beaune, et plutôt mésoxérophile au Thyl (avec cependant des amplitudes plus larges)

— Différences socio-économiques (DESMARIS, 1991) : l'abandon de l'agriculture et, d'une façon générale, l'exode rural, est beaucoup plus marqué au Thyl qu'à Beaune.

Ce sont les raisons pour lesquelles nous avons décidé de mener notre étude sur deux secteurs situés à une altitude similaire, l'un situé dans l'étage montagnard de l'unité fonctionnelle de Beaune, l'autre dans l'étage montagnard de l'unité fonctionnelle du Thyl. Afin de mettre en évidence le maximum de contraste en termes de physionomie végétale et dynamique paysagère, nous avons centré nos secteurs d'étude respectivement autour des hameaux de Beaune et du Thyl. Les limites communales ont ensuite généralement guidé le découpage des secteurs (*figures 2.18, 2.19 et 2.20*).

B/ L'ANALYSE SPATIALE DE LA DYNAMIQUE VEGETALE

Dans la mesure où les méthodes et les outils de l'analyse spatiale de la dynamique végétale (décrits dans la *première partie*) nous le permettront, nous conduirons notre étude et nos analyses dans un premier temps sur l'ensemble des données des deux secteurs réunies, afin de dégager des lois générales propres à l'étage montagnard de l'adret, puis, dans un second temps, sur chacun des deux secteurs pris séparément, afin de s'assurer ou non que les logiques particulières appréhendées à Beaune et au Thyl sont conformes à la loi générale, et afin de se rendre compte si les dynamiques de Beaune et du Thyl sont significativement différentes. Toutes les données utilisées dans ces différents traitements sont fournies au moyen du SIG Arc/Info.

Dans un premier temps, nous expliquerons comment nous avons pu obtenir et numériser sur chacun des deux secteurs des cartes de physionomies végétales précises, à différentes époques. Nous échafauderons également un certain nombre d'hypothèses.

Dans un second temps, nous étudierons particulièrement la dynamique paysagère, et les vitesses de transformation d'une physionomie végétale vers une autre au moyen des matrices de transition et des indices de dynamique paysagère.

Dans un troisième temps, nous nous intéresserons à la structure du paysage et son évolution au cours du temps, particulièrement par la caractérisation de la diversité, de la complexité et de l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère. Nous mettrons cette structure du paysage en relation avec la dynamique paysagère, et verrons comment la structure peut modifier la dynamique, et réciproquement.



1/10.000e

Figure 2.19 : Plan cadastral du secteur de Beaune



Figure 2.20 : Plan cadastral du secteur du Thyl

C/ ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE DES GROUPEMENTS VÉGÉTAUX POST-CULTURAUX

Afin de caractériser les unités paysagères citées dans le paragraphe précédent, nous procéderons à une analyse phyto-écologique des groupements végétaux post-cultureux, avec, pour objectif de définir des groupements végétaux homogènes, de caractériser les principaux facteurs du milieu qui contribuent à ces associations, et de définir des trajectoires évolutives.

Dans de tels paysages l'échantillonnage est une étape très délicate. En effet, les parcelles peuvent à la fois être abandonnées à des époques différentes et présenter une vitesse de fermeture ligneuse plus ou moins forte. Ainsi, deux parcelles contiguës présentant la même végétation peut relever de la coïncidence : une peut provenir d'un abandon ancien et d'une recolonisation lente, l'autre d'un abandon récent et d'une recolonisation rapide. Afin d'éviter tous ces problèmes liés aux variations de la date d'abandon et de vitesse de recolonisation, nous avons procédé, grâce à Arc/info à un échantillonnage orienté, ne prenant en compte que les parcelles abandonnées entre 1939 et 1953, ce qui diminue considérablement la variabilité de la date d'abandon.

Les résultats de cette analyse phyto-écologique seront mis en relation avec la dynamique et la structure du paysage.

TROISIÈME PARTIE

RÉSULTATS SUR L'ADRET DE SAINT-MICHEL-DE-MAURIENNE

I/ ANALYSE SPATIALE DU MILIEU NATUREL

A/ LES CARTES DIACHRONIQUES DE PHYSIONOMIE VÉGÉTALE

1° Intérêt des cartes de physionomie végétale

Pour effectuer l'analyse spatiale d'un milieu naturel, il faut bien évidemment de l'information spatiale c'est-à-dire des cartes. Ces cartes doivent rendre compte, avec un maximum de précision, des éléments les plus pertinents du milieu naturel que l'on étudie. Ces concepts théoriques étant énoncés, il paraît cependant clair que ces maxima de *pertinence* et de *précision* ne sont pas faciles à atteindre. Le chercheur se heurtera à un certain nombre de choix à faire, et la plupart seront en fait dictés par des contraintes de temps, de moyens humains, d'argent (qui du reste sont souvent liées).

Imaginons d'ailleurs que l'on ait les moyens de réaliser exhaustivement en peu de temps sur nos deux secteurs des cartes très précises de la végétation et de toutes les caractéristiques bioclimatiques et biopédologiques, il suffirait à la limite de faire tourner la moulINETTE "Système d'Information Géographique" afin d'obtenir, après les traitements statistiques usuels, des résultats sur les différentes répartitions spatiales de la dynamique végétale, et sur les principaux facteurs qui gouvernent celle-ci.

Mais, bien sûr, cela n'est pas dans nos moyens, et c'est tant mieux ; cette méthode visant à l'exhaustivité paraît utopique. Elle comblerait certes notre désir de compréhension des mécanismes écologiques sur deux secteurs limités (150 hectares), mais en aucune manière ne permettrait facilement la réutilisation d'une méthode sur une autre zone. Notre objectif demeure l'élaboration d'une méthodologie d'étude de la dynamique végétale post-culturelle des milieux montagnards la plus "légère" possible, c'est-à-dire avec les plus faibles contraintes possibles.

Nous avons ainsi été convaincus de l'utilité de cartes de physionomie végétale, c'est-à-dire de cartes rendant compte à différentes périodes de l'état du couvert végétal sur nos deux secteurs de Beaune et du Thyl. Ces cartes représentent tout simplement la mosaïque paysagère, au sens où nous l'avons définie dans la première partie.

2° L'origine de l'information cartographique

a) Image satellitaire ou photographie aérienne ?

Ce genre de document n'étant pas directement disponible, nous avons dénombré deux moyens de l'obtenir :

- À partir de l'imagerie satellitaire
- À partir de photographies aériennes.

Afin d'effectuer un choix entre les deux solutions, il convient de dresser la liste de nos exigences :

• La taille de la parcelle agricole doit être supérieure à la précision de l'information

En effet, au 10.000e (échelle à laquelle nous avons décidé de travailler), la parcelle est l'*unité de fonctionnement* d'un tel système dynamique post-culturel. De simples observations sur le terrain couplées à quelques enquêtes montrent que des parcelles même voisines peuvent être abandonnées à diverses périodes, donc revêtir un couvert végétal différent, et présenter un contexte abiotique variable. Sans anticiper sur la suite de cette étude, on n'a pas le droit d'exclure l'hypothèse selon laquelle deux parcelles contiguës ne répondraient pas à la même logique de dynamique.

On ne peut pas donner une "taille type" de parcelle sur nos secteurs. Le parcellaire y est éclaté, il y a des grandes et surtout des petites parcelles, de formes régulières ou non. Néanmoins, considérons que la taille des plus raisonnablement petites définisse en quelque sorte la précision minimale de l'information cartographique.

Cette taille, on peut l'estimer en regardant un plan cadastral (*figure 3.1*). Une quantité de parcelles ont moins de 10m de large. Or, les meilleures précisions aujourd'hui des images satellitaires sont données par *SPOT*, avec un pixel de 10m x 10m en noir et blanc, et 20m x 20m en couleurs (rouge, vert et proche infra-rouge). Ainsi, même dans une image en noir et blanc, on ne voit pas le parcellaire.

La photographie aérienne permet en revanche une bonne distinction des parcelles. Pas directement les épreuves classiques de l'I.G.N. approximativement au 30.000e, mais leurs agrandissements au 10.000e assurent une bonne distinction visuelle du parcellaire (figure 3.2).



Figure 3.1 : Extrait du plan cadastral de Beaune (1/5.000e)

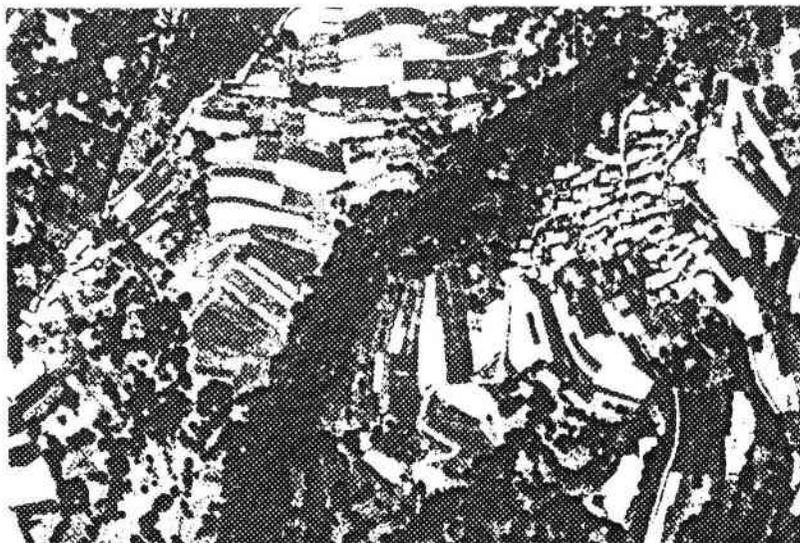


Figure 3.2 : Extrait d'agrandissement de photographie aérienne (Beaune, 1/10.000e)

•Préférons le mode vecteur au mode raster

Nous avons l'intention d'une part d'utiliser le Système d'Information Géographique ARC/INFO qui fonctionne en mode vecteur (*cf. première partie*), et d'autre part d'utiliser les concepts d'analyse de formes des unités physionomiques, concepts qui nécessitent aussi une information vectorisée (connaissance précise du périmètre, de la surface des formes...). Il serait donc préjudiciable d'utiliser une image en mode raster pour de telles analyses.

• Il faut du recul dans le temps

Comment espérer étudier une dynamique végétale sans posséder de l'information cartographique à différentes époques, avec des intervalles de temps suffisamment longs pour que l'on puisse tout de même y voir des différences ? On ne peut en effet pas utiliser d'approche synchronique à un tel niveau spatial. Malheureusement pour elles, les images satellites ne jouissent pas d'un tel recul dans le temps (les premières images SPOT datent de 1984), et la dynamique végétale n'est tout de même pas suffisamment galopante pour être significative sur 6 années entre 1984 et 1990.

En revanche, l'Institut Géographique National a été en mesure de nous fournir des agrandissements de clichés datant de 1939, de surcroît de bonne qualité, et dispose également d'un certain nombre de missions échelonnées dans le temps (1948, 1953, 1962, 1970, 1980, 1982, 1988).

Ces arguments conduisent à un indiscutable choix : les cartes de végétation seront établies à partir des agrandissements de photographies aériennes. Ce choix ne remet bien entendu pas en cause l'utilité de l'imagerie satellitaire : dans un autre contexte, une autre échelle d'étude, et dans quelques années, la télédétection pourra s'avérer être un outil privilégié pour l'étude de systèmes dynamiques.

b) Le choix des campagnes de photographies aériennes

Nous avons délibérément choisi l'échelle spatiale de l'étude (une analyse au 10.000e de deux zones d'environ 150 hectares). Toutefois, nous n'avons pas vraiment le choix en ce qui concerne l'échelle temporelle ; elle nous est imposée par l'I.G.N. De plus, nous ne disposons pas des moyens en temps pour photo-interpréter les huit campagnes de photographies entre 1939 et 1988. Nous avons essayé le mieux possible d'interpréter des campagnes à des intervalles de temps les plus réguliers possibles. C'est pourquoi ont été sélectionnées les deux campagnes extrêmes (1939 et 1988) et deux intermédiaires (1953 et 1970).

Nous avons estimé que c'était ainsi le meilleur compromis possible entre le temps dont pouvait disposer le photo-interprète (en l'occurrence, deux mois à plein temps pour deux fois quatre photographies), et une moindre perte d'information quant à l'évolution du couvert végétal (aurions-nous vu une différence significative entre les photographies de 1980 et 1982 ?). Quoi qu'il en soit, ces intervalles de temps d'une quinzaine d'années nous ont davantage été dictés par le bon sens que par une réalité scientifique.

c) Photo-interprétation manuelle ou automatisée ?

Le CEMAGREF Grenoble possédant une station de travail pouvant effectuer une interprétation automatisée des photographies (scanner et logiciel d'analyse d'image) nous sommes demandé si une telle méthode était préférable à la classique interprétation manuelle. La réponse fut négative pour les raisons suivantes :

- Utiliser le scanner, c'est retomber dans l'image raster, c'est considérer le pixel, et non la parcelle, comme unité de fonctionnement de notre système.

- Même si contrairement à l'image satellitaire, le pixel est dans ce cas bien inférieur à la taille des parcelles, la sensibilité d'un tel dispositif est telle que le traitement automatisé voit des différences "artificielles" dans une même parcelle, c'est-à-dire des artefacts (effets d'ombres, nuances de gris...). Quant à l'élaboration de routines de calculs pour gommer le mieux possible ces artefacts, elle aurait demandé un temps voisin, si ce n'est supérieur à une photo-interprétation manuelle¹.

- Dans de tels milieux, la photo-interprétation, c'est plus qu'une simple classification en fonction des niveaux de gris.

"Il n'existe pas de règles préétablies pour interpréter des photographies aériennes dans l'optique d'analyser les composantes du couvert végétal. La perception et l'intuition du photo-interprète lui donne les clefs de l'interprétation.

Il définit ses propres critères de distinction en se référant aux connaissances qu'il a de son terrain d'étude : connaissances historiques par des témoignages écrits ou oraux et connaissances visuelles par l'observation paysagère sur le terrain.

Il fait intervenir des notions de nuances colorées, de texture (grain plus ou moins fin des surfaces) qui relèvent de la perception et des notions topographiques (altitudes, proximité des villages, limites du parcellaire)" (DESMARIS, 1991).

Par exemple, pour deux parcelles ayant la même réponse spectrale, on saura que celle qui est proche d'un village sera un pré de fauche, et celle à 2000m sera une pâture d'altitude. L'ordinateur, lui, ne le sait pas.

C. Desmaris insiste aussi sur le fait que "pour obtenir une cartographie diachronique précise et représentative de la réalité, la photo-interprétation doit être couplée à des enquêtes auprès des populations permanentes" (cf. chapitre 5°).

- Le dernier obstacle, technique, est la difficulté de redresser sur le plan cadastral les scans de photographies aériennes qui sont toutes différemment distordues. Il ne faut pas perdre de vue que les cartes seront numérisées sous Arc/Info, dans le but entre autres d'être superposées. Il faut donc qu'elles soient dans le même référentiel géographique. À la main, le photo-interprète se contente de reporter les contours sur le plan cadastral, les parcelles pouvant être aisément repérées sur le cadastre et sur les photographies.

¹ D'autant plus que de telles routines sont propres à une photo donnée (à cause des différents contrastes et luminosités), et donc pratiquement non réutilisables.

En conclusion, la photo-interprétation automatisée semblait donc trop imprécise, dangereuse, et même peut-être trop longue pour être utilisée. Elle a cependant servi à estimer le pourcentage de noir dans le blanc (ou niveau de gris) lors de la description des classes du couvert végétal..

d) Le cadastre Sarde

En 1720, lorsque le duc de Savoie Victor-Amédée II fut couronné roi de Sardaigne, il devint un précurseur dans l'équitabilité de l'imposition en faisant payer la taille au clergé et à la noblesse. Bien lui en prit, car le cadastre dit "Sarde", établi pour répertorier les titres de propriétés, notamment en Savoie, est aujourd'hui disponible aux archives départementales de Chambéry et Annecy. On y trouve :

— Le document cartographique au 1/2.400e appelé **Mappe**.

— Un système de classement des parcelles avec une importante quantité de renseignements en tous genres (DESMARIS, 1991), dont notamment la nature des parcelles.

Par le biais d'une méthode originale, Cécile DESMARIS (1991) a pu dresser les cartes d'occupation du sol sur les secteurs du Thyl et de Beaune en 1732/1733 (*figures 3.3 et 3.4*).

Ces documents sont très utiles, car ils rendent compte d'une occupation du sol presque entièrement consacrée à l'agriculture (terres cultivées, prés de fauche, pâturages) que l'on peut considérer comme un état "zéro". Il ne nous a cependant pas semblé bon de les numériser, car comme il était difficile de donner une définition spectrale à des termes comme *murgers*, *helmes* ou *broussailles*, leur croisement avec les cartes plus récentes était délicat.

3° La nature de l'information cartographique

L'interprétation des agrandissements des photographies aériennes de 1939, 1953, 1970 et 1988 au Thyl et à Beaune a en quelque sorte fait double-emploi. Réalisée en 1990 par Cécile DESMARIS dans le cadre de son mémoire de maîtrise (1991), elle lui a servi dans une optique davantage socio-économique à reconstituer l'histoire des parcelles afin d'analyser les transferts d'utilisation des sols et leurs répercussions paysagères. Ici, ces cartes constituent une sorte de matière première qui servira à analyser la dynamique spatiale de la végétation et à caler sa dynamique phyto-écologique.

Il a été important pour nous de définir ce que l'on allait cartographier. Allions-nous établir des classes en fonction du taux de recouvrement ligneux, et si oui, pouvions-nous et devons-nous y définir déjà différentes formations forestières (par exemple feuillus et résineux), allions-nous utiliser comme facteur de classification le degré d'anthropisation ?

En fait, il s'est avéré vain au vu des photos d'espérer prendre en considération les différents types de couvert forestier, et de toute façon ces types seront distingués lors de l'approche phyto-écologique. Notre logique de classification fut donc établie sur ce que l'on a appelé la **physionomie végétale**, classification qui prend en compte le degré de fermeture ligneuse et le niveau d'anthropisation.

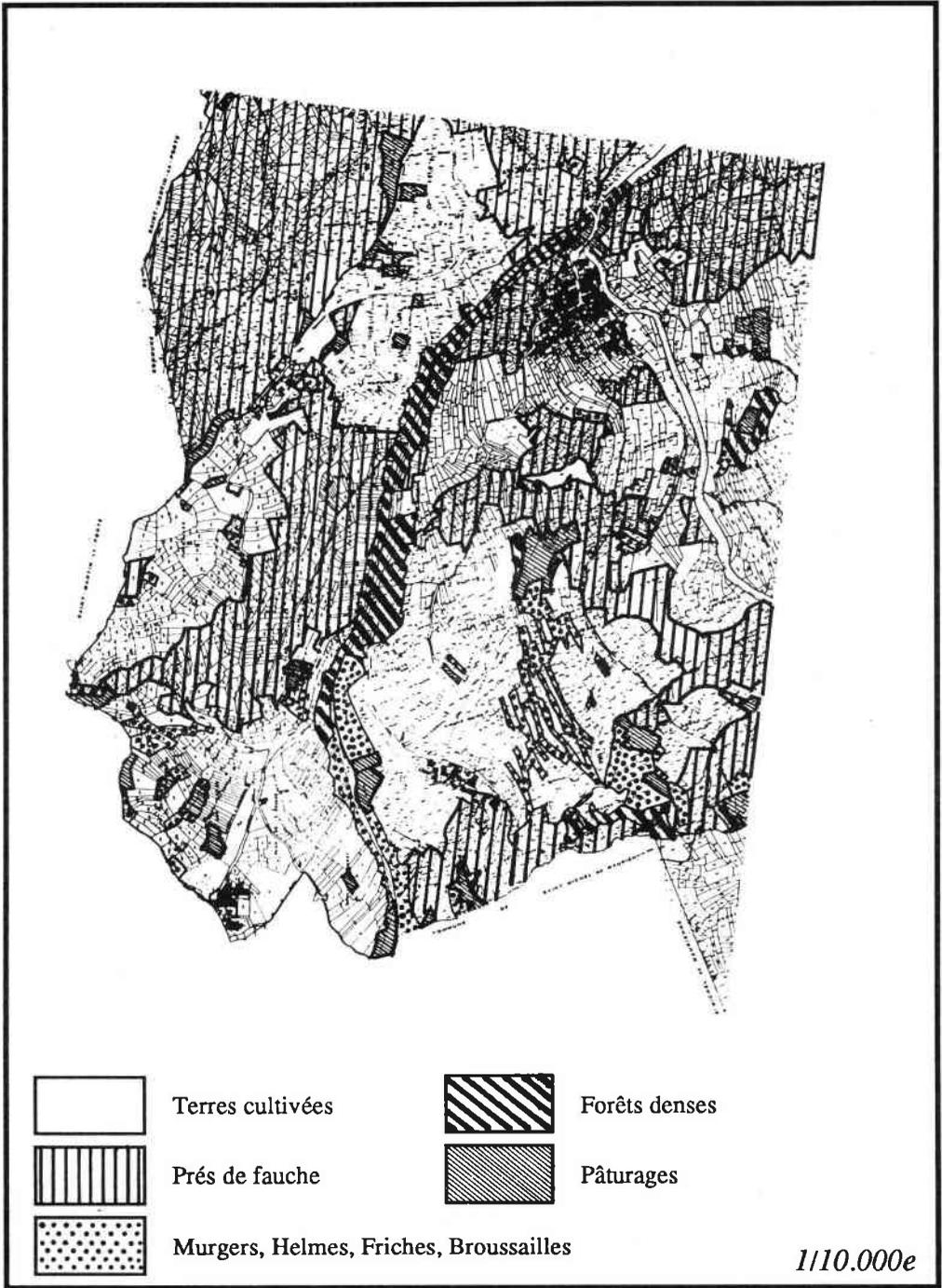


Figure 3.3 : Mappe Sarde de Beaune (d'après DESMARIS, 1991)

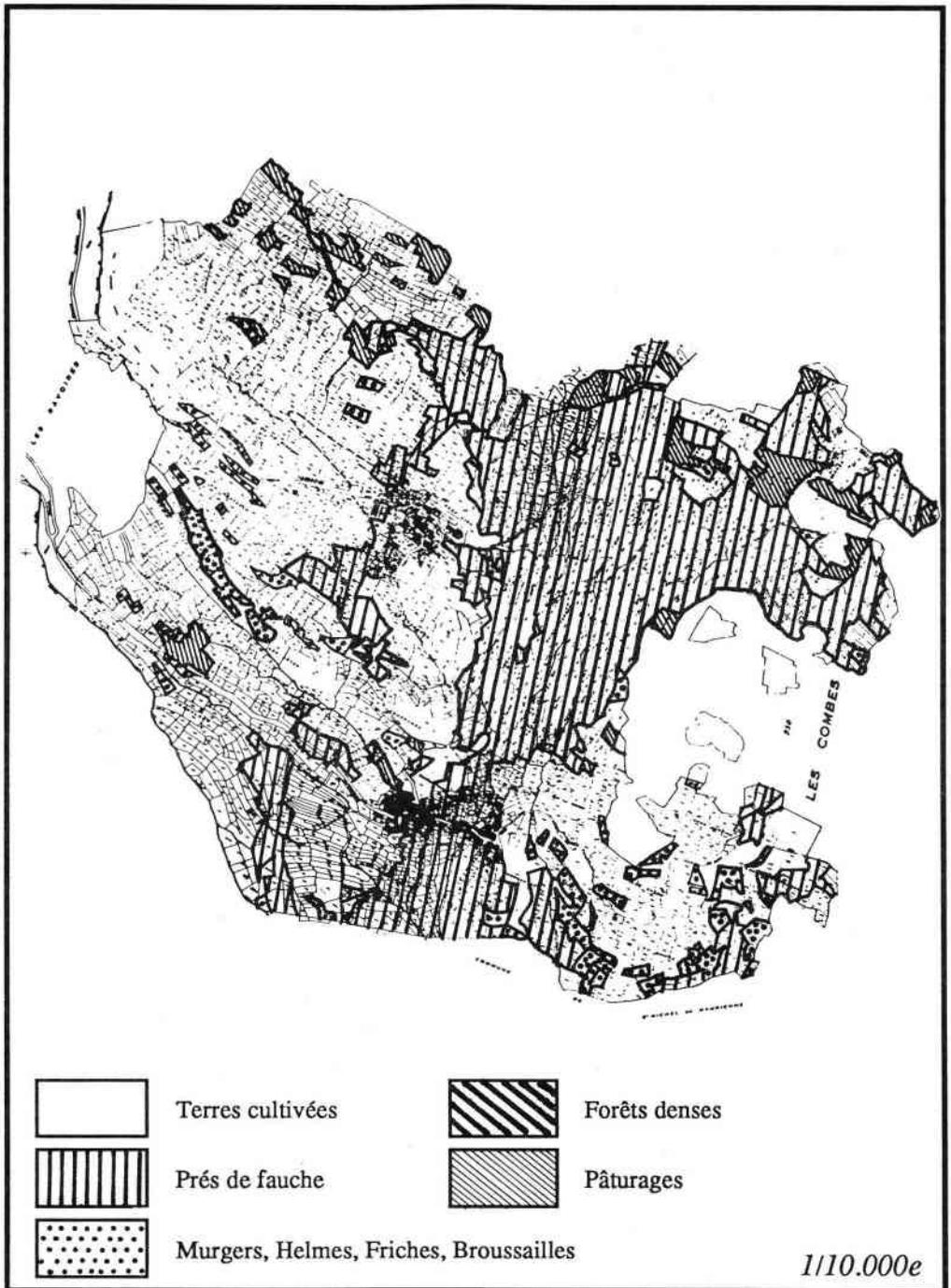


Figure 3.4 : *Mappe Sarde du Thyl* (d'après DESMARIS, 1991)

Cinq classes de physionomie végétale ont ainsi été distinguées :

- Les terres cultivées
 - Les prés de fauches
 - Les friches
 - Les formations forestières ouvertes
 - Les formations forestières fermées
- et une sixième allouée aux hameaux.

La clef de distinction des classes de physionomie végétale dans l'interprétation des photographies aériennes utilisée par C. DESMARIS est donnée dans la *figure 3.5*.

	Caractéristiques	% de noir dans le blanc	Texture	Autres
Terres cultivées	Céréales pommes de terre	0 à 15 %	Rainurage horizontal et vertical correspondant aux sillons	Limites parcellaires nettes
Prés de fauche	Surface en herbe déjà fauché non fauché	25 à 30 % 45 à 55 %	Traces de fauche Pas de recolonisation ligneuse	Limites parcellaires nettes
Friches	Abandon définitif de toute activité agricole	40 à 50 % selon la date d'abandon	Mouchetage Grain grossier	Estompage du parcellaire < 1500 m d'altitude Recouvrement arboré < 20 %
Formations forestières ouvertes	Accrus forestiers sur friches anciennes Forêt en conditions écologiques difficiles	75 à 88 %	Grain grossier Le sol se devine	Recouvrement arboré entre 20 et 80 %
Formations forestières fermées	Composées de feuillus	90 à 100 %		Recouvrement arboré > 80 %

Figure 3.5 : Distinction des classes de physionomie dans la photo-interprétation (d'après DESMARIS, 1991)

Si la distinction des classes "terres cultivées", "prés de fauche", "formations forestières ouvertes" et "formations forestières fermées" ne posent pas de problèmes de définition et de distinction, il convient de s'apesantir sur la classe "friche". Pour le Petit Larousse, la friche est "une terre non cultivée, mais qui l'a été et qui pourrait l'être". Ainsi, les

Petit Larousse des friches. Il est capital de signaler que pour nous, dans cette dénomination de physionomie végétale, la friche est certes une terre abandonnée, mais qui n'est pas encore recouverte à plus de 20% par les arbres. Concrètement, il peut s'agir de faciès herbacés, à épineux, ou à jeunes et rares essences forestières. Bref, cette définition est physionomique et non causale.

4° L'obtention de l'information cartographique

Le parcours, depuis la photographie aérienne jusqu'au document cartographique sur support informatique (c'est-à-dire une *couverture* dans le jargon Arc/Info) s'est déroulé en quatre étapes, les deux premières manuelles, accomplies par C. DESMARIS, et les deux suivantes informatiques.

a) La photo-interprétation

Les huit clichés agrandis (1939, 1953, 1970 et 1988 pour Beaune et pour Le Thyl) ont été interprétés suivant les règles établies précédemment, qui sont fondées, rappelons-le brièvement, sur le niveau de gris, la texture, les traces de limites du parcellaire et la topographie. Les contours des unités physionomiques sont reportés "au brouillon" sur un fond cadastral.

b) L'élaboration de minutes

Sur des copies des fonds cadastraux, les unités cartographiques de physionomie végétale ont été soigneusement reportées et colorées. La méticulosité d'un tel travail est pour nous indispensable afin de minimiser l'imprécision avant la numérisation sur Arc/Info.

c) La numérisation sur le système d'information géographique

Nous avons vu dans la seconde partie les différents modes de saisie de l'information cartographique dans un S.I.G. Ici, en raison du matériel dont nous disposons, et compte-tenu du nombre raisonnable de plages cartographiques (ou *polygones*) par carte (disons en moyenne 200), le choix de la numérisation par le biais d'une **table à digitaliser** était le plus judicieux.

Nous ne reviendrons pas sur les détails informatiques d'une telle opération. Signalons seulement que pour chaque zone, le contour externe a préalablement été digitalisé et récupéré à chaque carte pour minimiser l'imprécision, et que pour chacun des deux secteurs, quatre *points de calage* ont été soigneusement repérés. Ils serviront à déterminer le référentiel (Lambert) et l'unité de longueur et de surface (le milliLambert, soit le mètre). Ce genre de calage est bien sûr indispensable si l'on désire superposer ultérieurement nos cartes via le système d'information géographique.

d) Le nettoyage des couvertures et l'élaboration des tables attributaires

Les *couvertures* juste après digitalisation, ne sont pas encore utilisables. Elles doivent encore subir un "nettoyage"¹. Sans rentrer dans les procédures informatiques lourdes et peu intéressantes, nous dirons seulement qu'il s'agit de corriger les inévitables erreurs sur les contours des polygones et leurs attributions physiologiques.

Enfin, à partir de ce stock d'information inutilisable (principalement des milliers de coordonnées de points qui sont les sommets des polygones), nous pouvons créer en deux secondes ce que l'on appelle des **tables attributaires** des arcs et des polygones, c'est-à-dire des fichiers au format base de données rendant respectivement compte pour chaque couverture des caractéristiques de nombre et de longueur des lisières, et du nombre, du périmètre et de la surface des polygones (*cf. première partie*). Nous aurons tout au long de cette étude l'occasion de mesurer l'utilité de ce genre de fichier.

Quant à la restitution de ces cartes numériques sur papier (*figures 3.6 & 3.7*), ce n'est pas une fin en soi. Elle ne présente pas d'autres intérêts que d'une part pouvoir les dupliquer aisément, avec le choix de l'échelle, des couleurs, de la présentation, et d'autre part les comparer avec les minutes sources afin d'y déceler d'éventuelles erreurs. En revanche, dès lors que les couvertures subiront quelque traitement (croisements, sélections thématiques...), la restitution de l'information géographique sur papier recouvrera tout son intérêt.

5° Validation des cartes de *physionomie végétale*

On pourrait à la limite réaliser une validation des deux cartes de 1988 directement sur le terrain, mais pour celles de 1939, 1953 et 1970, personne d'autres que les maires délégués des communes de Beaune et du Thyl, ainsi que les agriculteurs ne peut avaliser nos documents. C'est pourquoi nous avons mené quelques enquêtes auprès de ces personnes, afin d'une part de connaître la précision de nos documents, et d'autre part glaner quelque information sur les dates réelles d'abandon de certaines parcelles agricoles.

Nous nous sommes heurtés à un problème qui ne cessera de s'aggraver : il ne reste que très peu d'agriculteurs sur nos deux secteurs, surtout au Thyl, à cause des effets conjoints de l'exode et malheureusement des décès. Cependant, nous avons été stupéfaits par l'extraordinaire mémoire de certains d'entre eux, qui se sont avérés incollables sur l'histoire de leurs parcelles, mais aussi de celles de leurs amis disparus. Ainsi, exceptées quelques modifications qui sont aussitôt intervenues sur nos cartes, ils nous ont confirmé la bonne précision de nos cartes à la **parcelle près** (inutile de rappeler que ce point est capital).

¹ Le jargon scientifique peut parfois prêter à sourire ; le nettoyage des couvertures, précisons-le, ne s'effectue pas en machine à 40°C, mais au moyen d'Arc/Info...

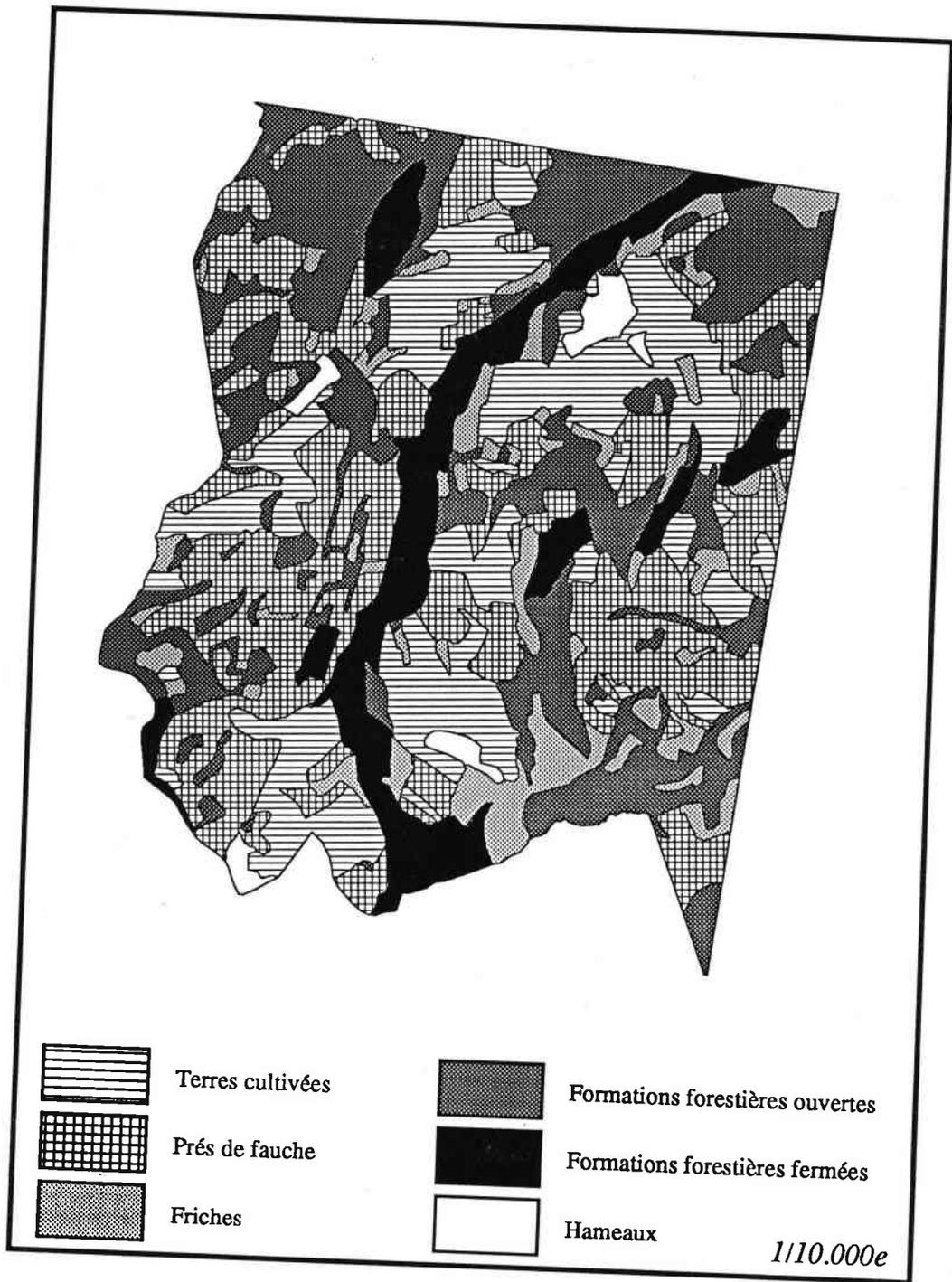


Figure 3.6.a : Carte de la physionomie végétale de Beaune, 1939

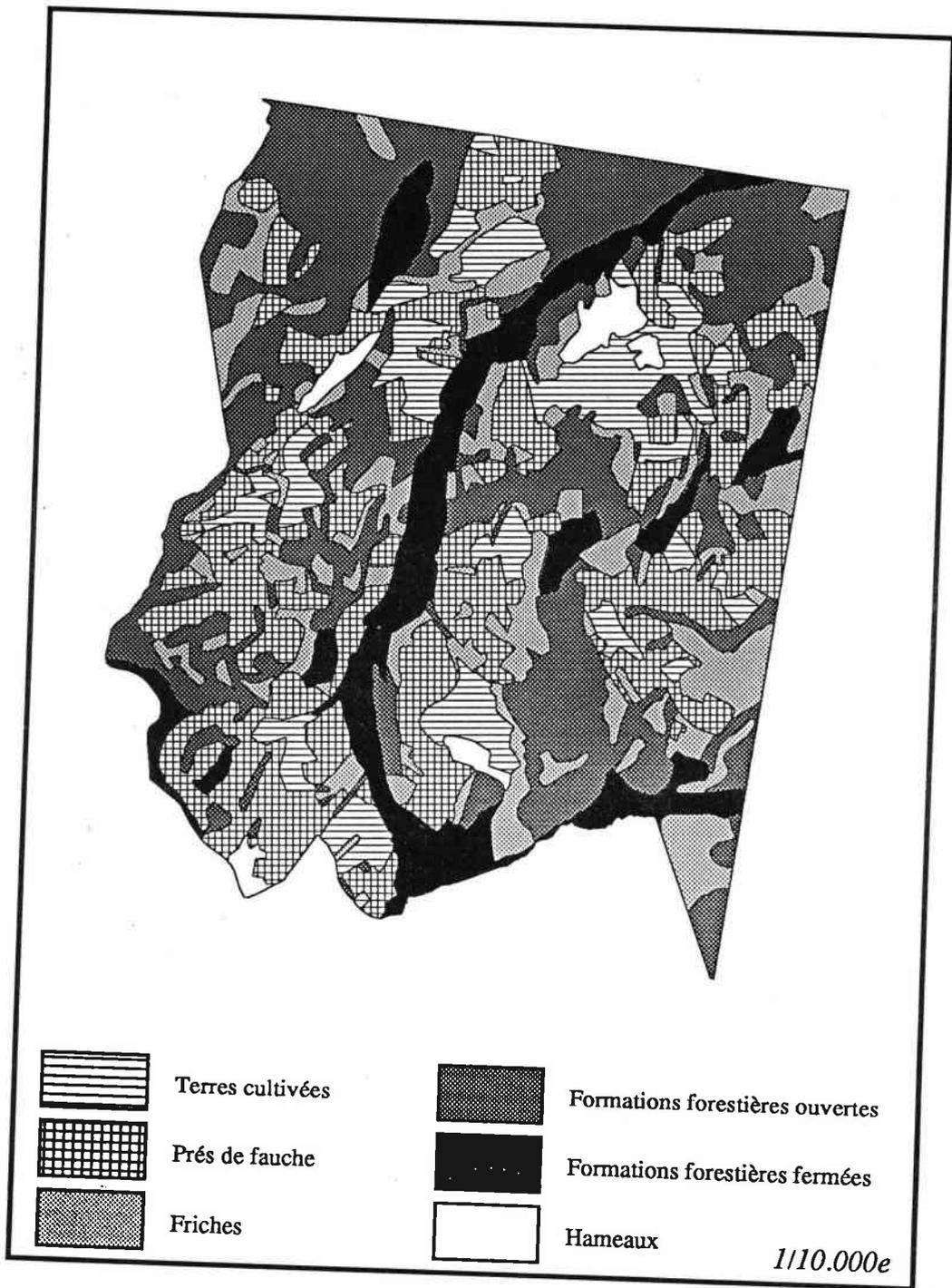


Figure 3.6.b : Carte de la physionomie végétale de Beaune, 1953

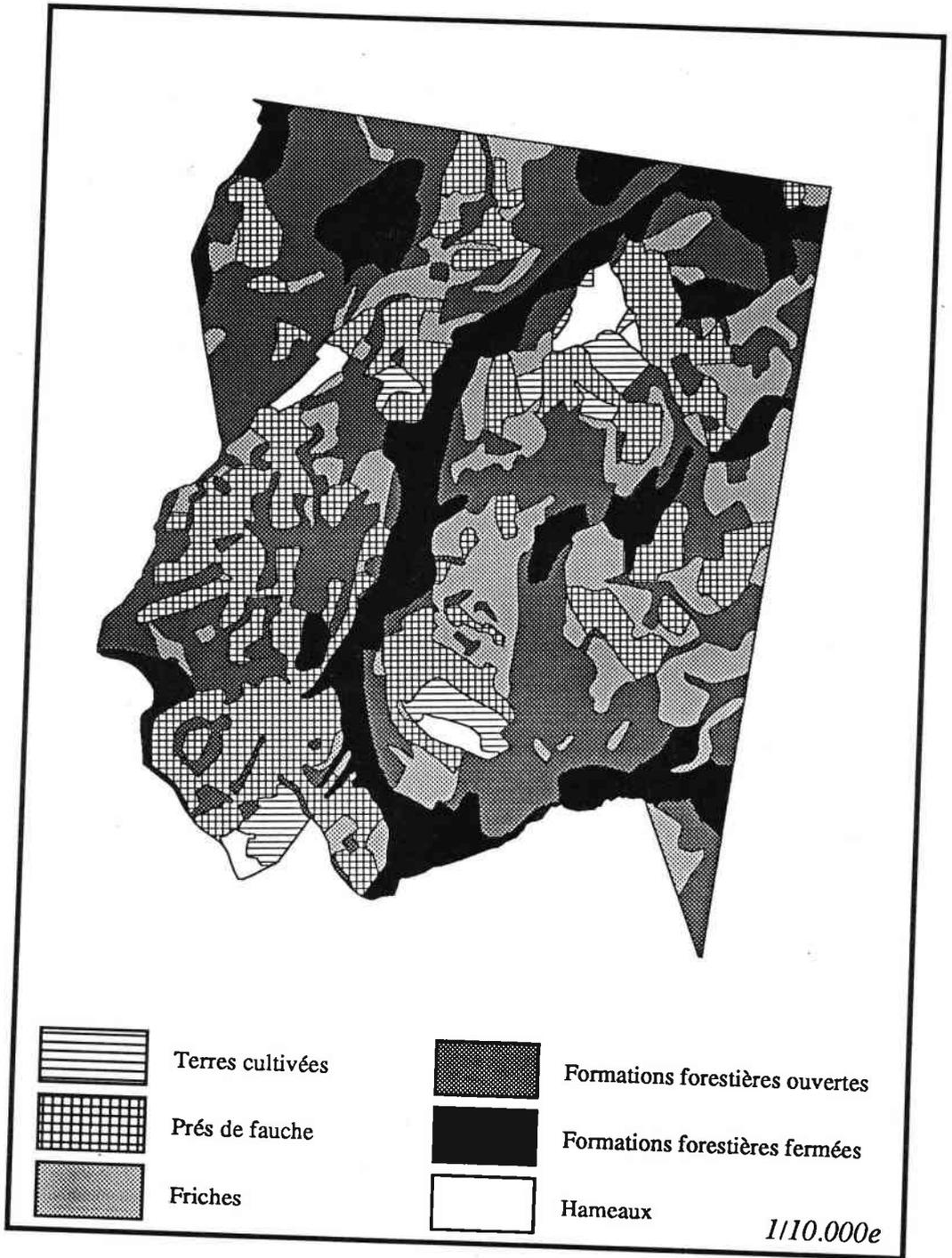


Figure 3.6.c : Carte de la physionomie végétale de Beaune, 1970

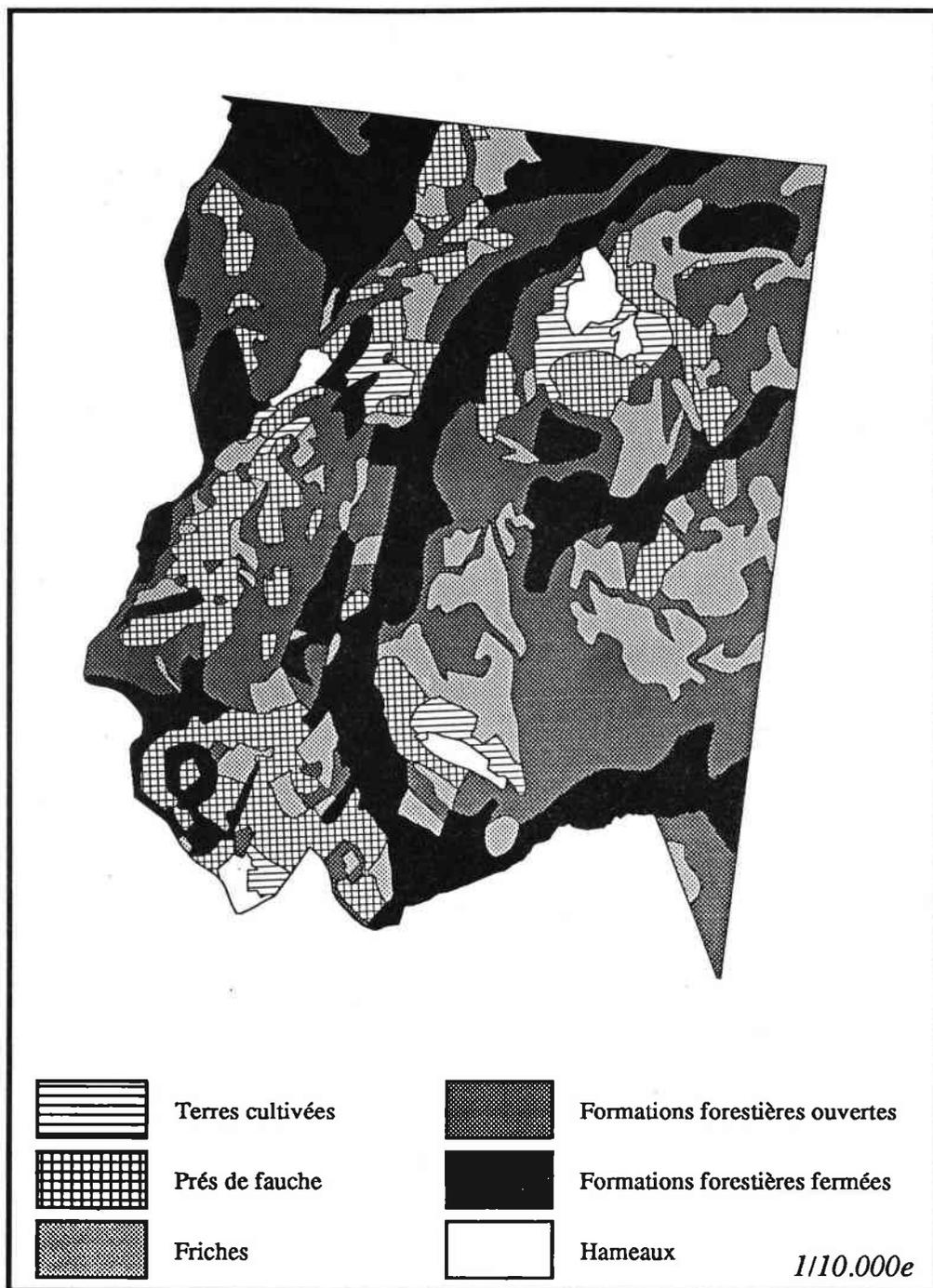


Figure 3.6.d : Carte de la physionomie végétale de Beaune, 1988

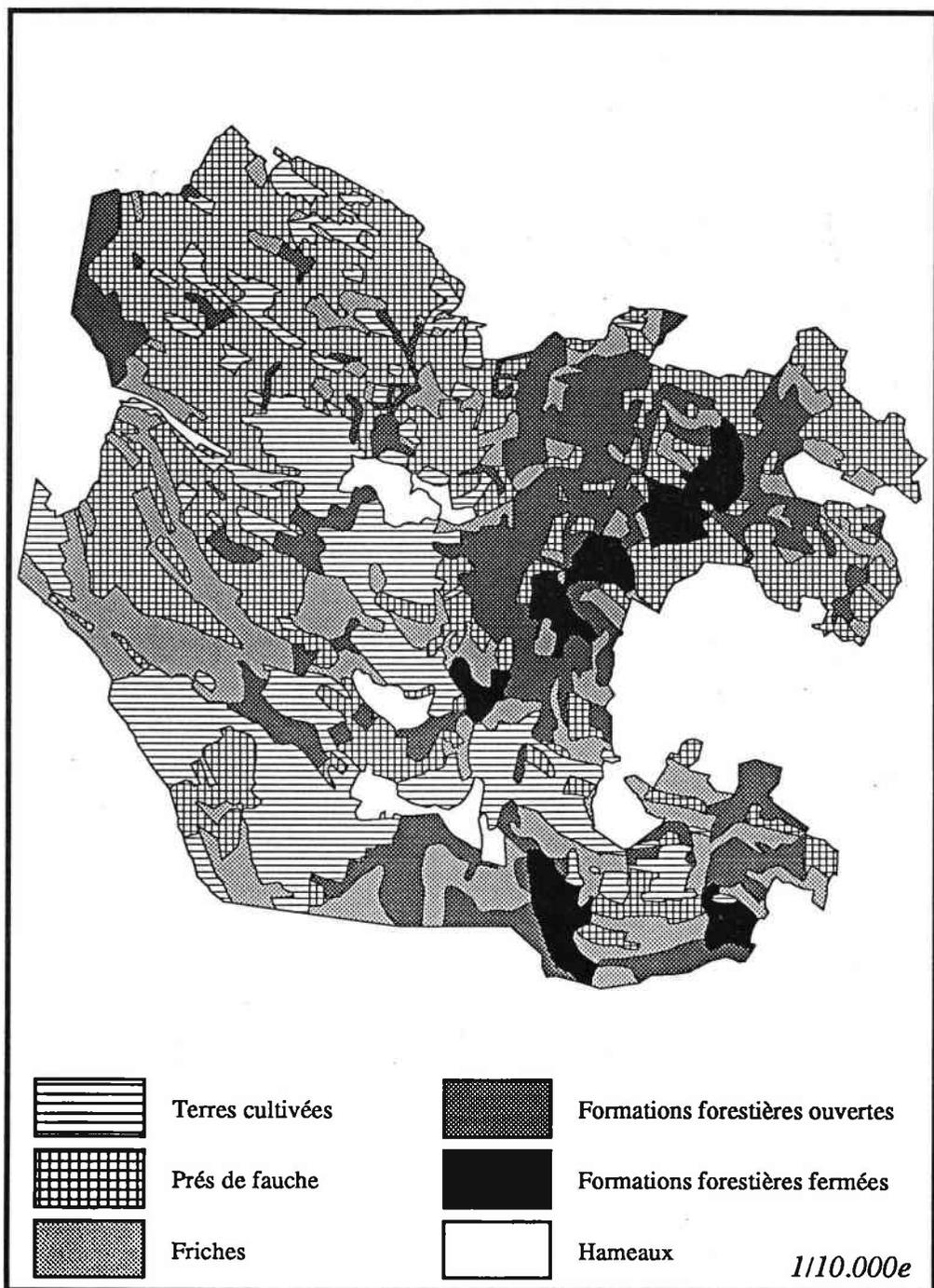


Figure 3.7.a : Carte de la physionomie végétale du Thyl, 1939

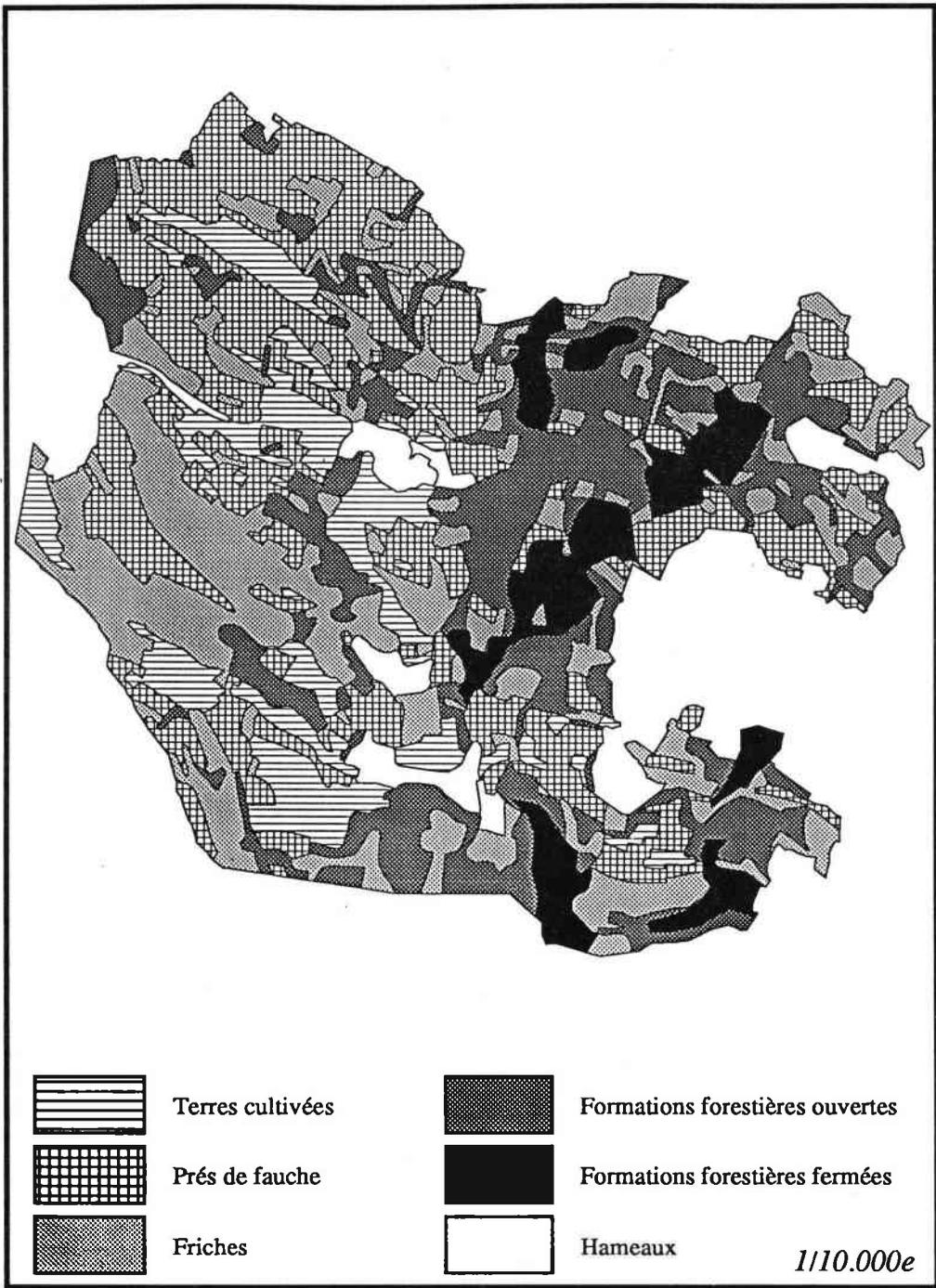


Figure 3.7.b : Carte de la physionomie végétale du Thyl, 1953

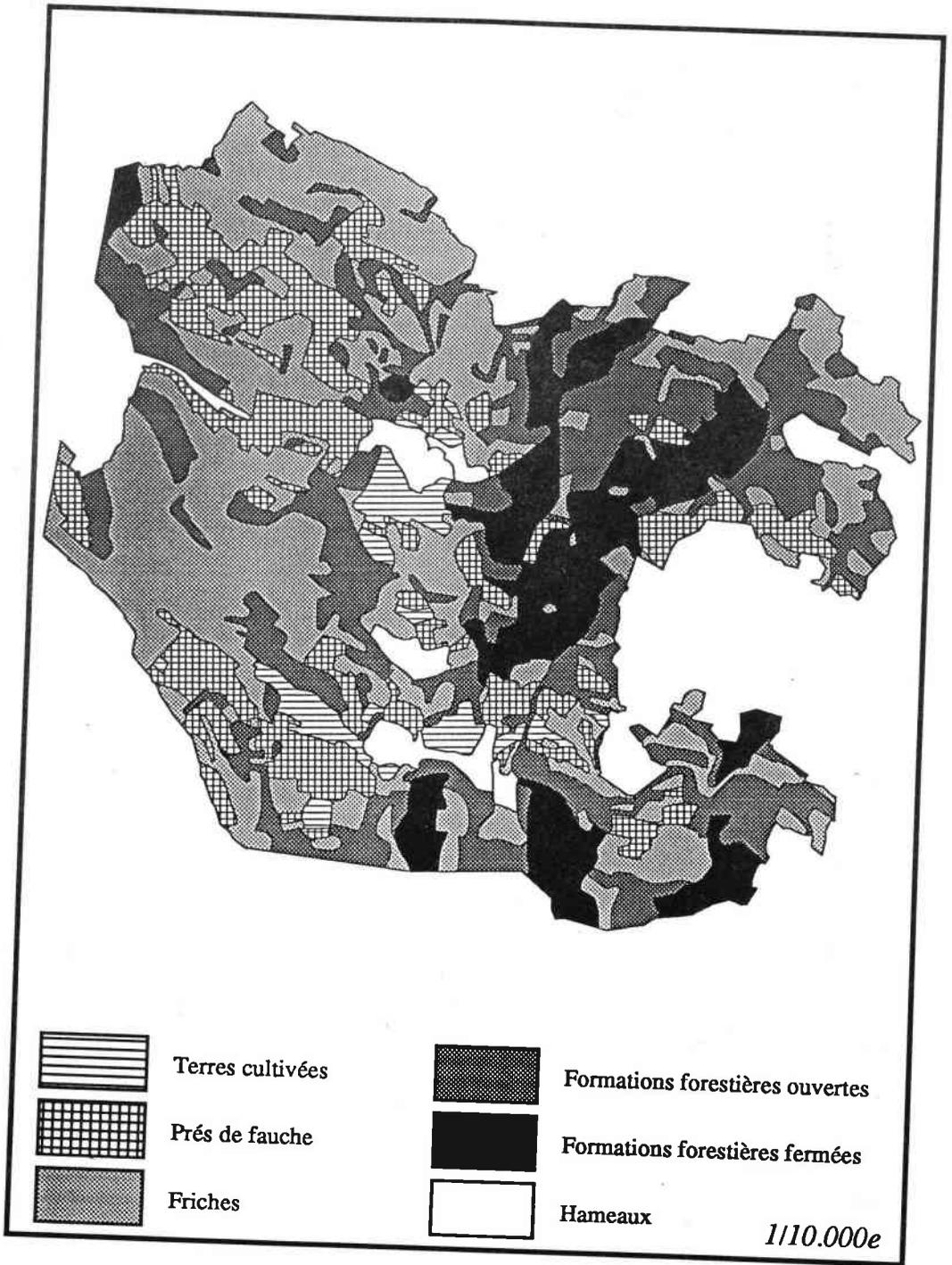


Figure 3.7.c : Carte de la physionomie végétale du Thyl, 1970

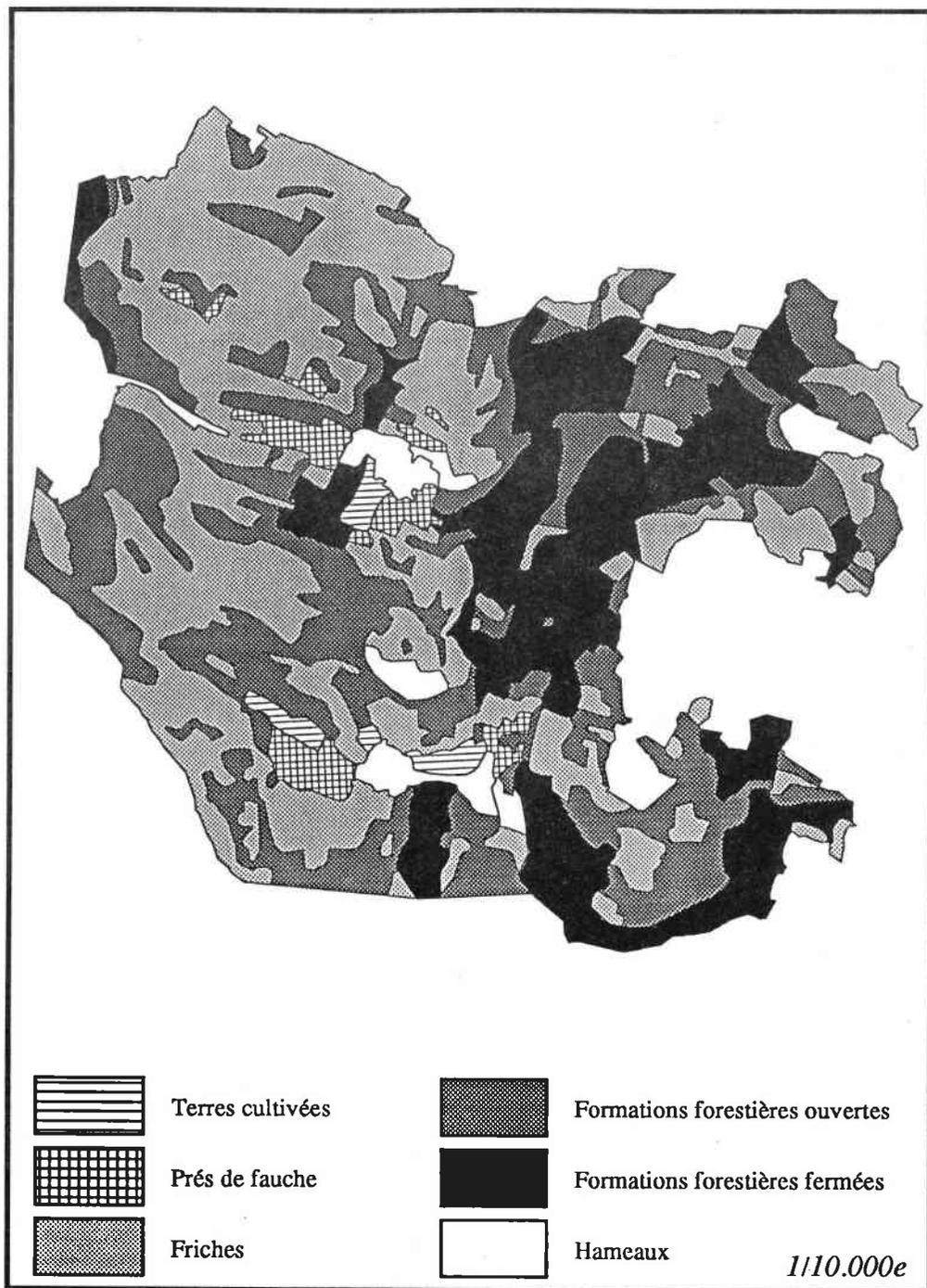


Figure 3.7.d : Carte de la physionomie végétale du Thyl, 1988

B/ ANALYSE DE LA DYNAMIQUE PAYSAGÈRE

Au niveau simplement spatial, nous possédons un outil fort intéressant (le système d'information géographique Arc/Info), et des données initiales que l'on a somme toute facilement obtenues (les cartes de physionomie végétale et les tables attributaires s'y rapportant). Associés à d'autres outils informatiques secondaires (langage de programmation en Basic, logiciels de restitution graphique, tableurs), ce SIG et ces cartes vont nous permettre de procéder à un certain nombre de calculs, en utilisant certaines routines prélevées dans la littérature, d'autres élaborées par nos soins (*voir première partie*). Dans cette partie traitant de la dynamique paysagère seront développés les nombreux résultats que l'on peut obtenir à partir simplement des cartes de la physionomie végétale et de leurs croisements.

Avant d'aller plus loin, il est indispensable ici de parler de l'unité des distances et des superficies utilisée tout au long de cette étude. En lui donnant comme unité le mètre, Arc/Info, trop généreux, nous fournit directement des surfaces et des distances avec les précisions respectives de la dizaine de mm² et du dixième de mm ! Bien entendu, il serait inconvenant d'utiliser de telles unités.

C'est pourquoi, afin de définir l'unité que nous devons utiliser, il était nécessaire d'estimer la précision des cartes de physionomie végétale. Étant donnée la précision remarquable des minutes au niveau des contours, l'imprécision relative est apportée surtout lors de la digitalisation de ces minutes. Ayant estimé l'approximation des contours des polygones à un dixième de millimètre sur le papier, nous nous sommes livrés à un petit calcul sur un polygone "type" : un carré de 7mm de côté, soit 70m au 1/10.000e (*figure 3.8*).

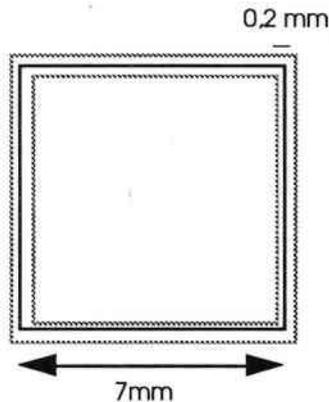


Figure 3.8 : précision des contours

La longueur d'un côté, avec une marge d'erreur de 0,1mm, varie donc entre 69 et 71m. Il nous a donc semblé raisonnable de mesurer les distances en kilomètres avec deux décimales. On obtient ainsi invariablement 0,07km. Quant à la superficie du carré, elle varie entre $69 \times 69 = 0,48\text{ha}$ et $71 \times 71 = 0,50\text{ha}$. Il convient donc d'utiliser l'hectare avec une décimale pour les superficies, puisqu'on obtient la même valeur (0,5ha), même dans les cas extrêmes.

Cette approximation justifiée nous permettra également d'éliminer les petits polygones parasites issus du croisement des cartes, et ayant des surfaces inférieures à 500m^2 .

Nous essayerons autant que faire se peut de mener une étude globale sur les secteurs de Beaune et du Thyl (leur échelle commune et leur superficie voisine nous le permettant) que nous estimerons révélatrice des caractéristiques générales de l'étage montagnard de l'adret, puis nous procéderons à une analyse comparative, afin de mettre en exergue les différences notables entre les deux zones au niveau spatial.

Vont se succéder dans cette partie :

- Une analyse des **matrices de transition**
- Une analyse des **indices de dynamique paysagère**, résultant d'un concept élaboré à partir des matrices de transition pour mettre en évidence les classes de physionomie végétale les plus actives dans la dynamique suivant les époques.

Mais, avant de se lancer "tête baissée" dans toutes ces analyses numériques, oublions quelques minutes les chiffres et les ordinateurs, prenons le temps de regarder simplement ces cartes de physionomie végétale dans leur globalité, et mettons-nous si possible à la place de l'exploitant agricole. C'est la condition nécessaire et suffisante pour formuler les quelques hypothèses de travail qui motiveront notre recherche, hypothèses qui seront confirmées ou infirmées tout au long de l'étude.

1° L'observation des cartes et les hypothèses de travail

En observant dans leur globalité les huit cartes, plus les deux mappes sardes, on se rend compte d'une profonde transformation du paysage. Nous partons en effet d'un espace presque entièrement utilisé par l'homme (en 1732), et nous aboutissons en 1988 à un espace recouvert en grande partie par la végétation ligneuse. C'est bien évidemment la conséquence de la déprise agricole. Mais, à ce stade de l'étude, on ne peut pas comprendre dans leur détail les mécanismes qui conduisent à cet état boisé. On constate seulement que se produisent d'une année d'étude à une autre des changements de physionomie qui traduisent pêle-mêle des phénomènes tantôt anthropiques, tantôt naturels. Bref, le paysage devient globalement plus boisé, mais dans le détail, comment s'effectuent ces transitions, et quels facteurs les gouvernent ?

Nous pouvons cependant formuler un certain nombre d'hypothèses quant à la nature de ces transitions. Ces hypothèses pourront être validées dès maintenant si nous disposons des arguments adéquats, sinon elles seront infirmées ou confirmées par la suite.

Hypothèse n° 1 : les successions de physionomie végétale s'effectuent dans l'ordre

Terres cultivées → Prés de fauche → Friches → Forêts ouvertes → Forêts fermées

Nous sommes en mesure de confirmer dès maintenant cette hypothèse.

Dans l'absolu, il existerait, si l'on exclut les hameaux, vingt transformations possibles entre les cinq types de physionomie végétale (figure 3.9) : de 1 à 10, et leur réciproque 1' à 10'. Nous allons montrer que seules les transitions 1, 2, 3 et 4 sont possibles.

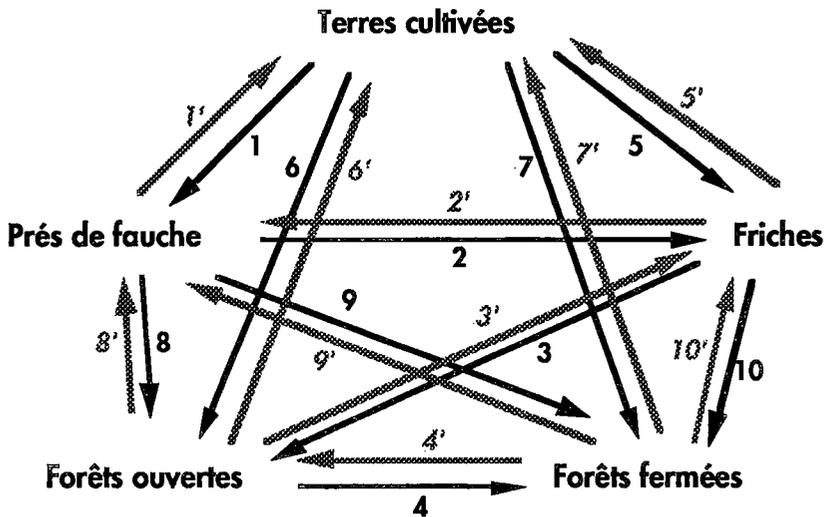


Figure 3.9 : les 20 transitions possibles entre les classes de physionomie végétale

(1) Dans un tel contexte de déprise agricole, tout retour d'une parcelle abandonnée (friche ou formation forestière) vers une utilisation agro-pastorale (culture ou fauche) semble anedoctique. Cela exclut donc les transitions 2', 5', 6', 7', 8' et 9'.

(2) Etant donnée la définition des classes de friche, formation forestière ouverte et formation forestière fermée, une parcelle abandonnée ne peut acquérir la physionomie forestière fermée sans passer par les stades de friche et formation forestière ouverte, même si la vitesse de fermeture ligneuse est élevée. Si l'on imagine un pré de fauche abandonné déterminé à devenir rapidement une formation forestière fermée, il ne pourra pas ne pas se transformer d'abord en friche (ne serait-ce que l'année qui suit l'abandon) et en formation forestière ouverte (disons juste après l'apparition des premiers arbres).

Nous considérerons donc irréalisables les transitions 6, 7, 8, 9 et 10.

(3) On imagine mal, sauf perturbation assez rare (glissement de terrain, chablis de grande envergure, installation de ligne à haute tension) pourquoi il y aurait une sorte de rétroaction soudaine depuis la forêt fermée vers la friche ou la forêt ouverte. C'est pourquoi nous considérerons improbables les successions 3', 4' et 10'.

(4) Plus délicate est l'explication de l'exclusion des deux dernières transitions, c'est-à-dire l'abandon brutal de la culture sans passage par la fauche (transition 5), et la réintensification de la fauché en culture (transition 1'). D'après les enquêtes auprès des agriculteurs (DESMARIS, 1991), rares sont les terres cultivées définitivement abandonnées sans avoir été fauchées quelques années. Cette transition 5 ne concerne cependant pas les parcelles à vocation de prés de fauche depuis des décennies, voire des siècles (le cadastre sarde montre que la moitié de la superficie agricole a été fauchée).

Il est bon de rappeler qu'il y a deux siècles et demi, puisque tout l'espace utilisable était exploité par les agriculteurs mauriennais, qu'il fallait autant de cultures que de prés de fauche, ces derniers étaient préférentiellement localisés aux endroits les moins accessibles et les plus pentus (DESMARIS, 1991), et d'une façon générale sur les moins bonnes terres. Et maintenant, que va faire un exploitant vivant dans la deuxième moitié du XXe siècle, double-actif ou retraité, ayant seulement besoin d'un potager et quelques prés de fauche ? Il va devoir abandonner certaines terres (cultivées et/ou fauchées), et pour ce faire, deux possibilités s'offrent à lui :

- Conserver ses prés de fauche et abandonner ses cultures.
- Abandonner ses prés de fauche, et transformer ses cultures en prés de fauche.

Il optera pour la deuxième éventualité, pour des raisons de proximité, d'accessibilité et de qualité des sols. La transition 5 est donc exclue, de même que la 1', puisqu'il n'aura pas le besoin économique d'une (ré)implantation de culture sur une parcelle destinée à la fauche.

Seules restent donc viables les transitions 1, 2, 3 et 4, ce qui justifie une dynamique paysagère exclusivement dans l'ordre :

Terres cultivées → Prés de fauche → Friches → Forêts ouvertes → Forêts fermées

Pour être complet avec cette première hypothèse, nous tenons à formuler quatre remarques :

(1) Toutes les parcelles ne suivent pas cette évolution en partant systématiquement de la culture. L'observation de la mappe sarde laisse présager qu'il existe sur les deux secteurs un certain nombre de parcelles n'ayant jamais supporté la moindre culture, et même quelques unes qui n'ont jamais subi l'action de l'homme. En s'appuyant sur un temps zéro, que l'on peut estimer à l'époque de la mappe sarde (1732), environ la moitié des parcelles a un stade initial "culture", l'autre moitié un stade initial "fauche", et quelques unes sont en friches ou formations forestières ouvertes. Il existe quelques unités (on ne peut plus parler de parcelles) qui semblent toujours avoir été en formation forestière fermée (par exemple, la ripisylve de la Grollaz, secteur de Beaune).

(2) La succession bien ordonnée de nos trois physionomies post-culturelles est la conséquence directe, répétons-le, de la définition que nous leur avons donnée. Si, par exemple, nous avons distingué sur les clichés les friches à graminées des friches à épineux, nous aurions multiplié les transitions possibles (*figure 3.10*), et par conséquent rendu très ardues les analyses quantitatives. Notre modèle de succession linéaire va faciliter les approches numériques et les réflexions conceptuelles.

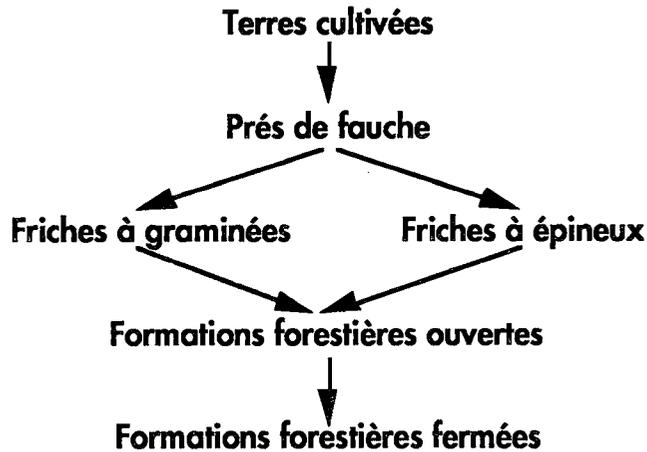


Figure 3.10 : Exemple de complexification de la dynamique physionomique

(3) Il est important de se souvenir que ces transitions sont valables pour un modèle continu et non discret, en reprenant le vocabulaire de la statistique. Autrement dit, il n'est pas applicable tel quel sur les cartes de physionomie végétale qui ont une distribution ponctuelle ou discrète (1939, 1953, 1970 et 1988). Ainsi, le fait de remarquer par exemple un groupe de parcelles en terres cultivées en 1970 devenu formation boisée ouverte en 1988 n'infirme nullement notre hypothèse, mais nous informe au contraire que ces parcelles ont traversé à un moment entre 70 et 88 les stades de prés de fauche et de friche. Cette remarque est d'une importance capitale notamment pour le calcul des **indices de dynamique paysagère** (*chapitre 3*).

(4) Il est connu que l'exception confirme la règle. Ces exceptions sont bien sûr présentes dans notre étude (le croisement des cartes par Arc/Info, et surtout les matrices de transition, *chapitre 2*, nous le montreront), et il ne faut pas se le cacher sous prétexte de vouloir présenter un "modèle parfait".

Certaines sont dues à des artéfacts lors du croisement des cartes, surtout à cause de la superposition des contours des polygones (*figure 3.11*). Elles peuvent être plus ou moins supprimées par des moyens informatiques (élimination de polygones, *cf. première partie*).

D'autres ont en revanche une réalité terrain. On trouvera inévitablement quelques rares prés de fauche reconvertis en cultures, quelques défrichements pour un retour à l'agriculture, l'installation d'une ligne à très haute tension transformant une physionomie de formation forestière en friche, ou quelques terres cultivées définitivement abandonnées, sans passage par la fauche. D'ailleurs, concernant ce dernier cas, un chiffre nous a été donné par les agriculteurs lors d'enquêtes personnelles : 10% des terres cultivées subiraient un abandon définitif.

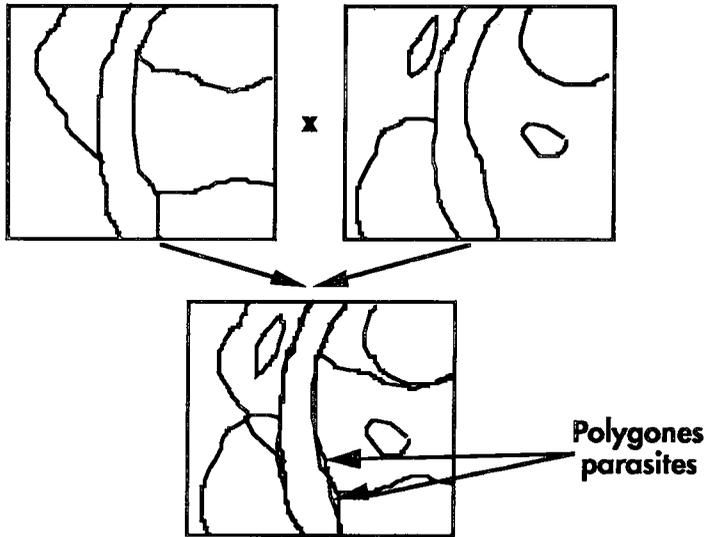


Figure 3.11 : Exemple de polygones parasites après croisement de cartes

Hypothèse n°2 : on peut distinguer dans la succession de la culture à la forêt deux dynamiques à déterminisme différent : une dynamique de l'abandon, et une dynamique de la recolonisation

Nous appelons dynamique de l'abandon le phénomène qui conduit à la transformation des cultures en prés de fauche, puis en friche, et la dynamique de la recolonisation celui du passage du pré de fauche à la friche, puis à la formation forestière ouverte, et enfin à la formation forestière fermée.

D'aucuns s'étonneront peut-être que nous intégrions le passage de la fauche à la friche dans le processus de la recolonisation, alors qu'il traduit seulement l'abandon définitif de l'agriculture. Nous l'avons pris en compte tout simplement pour définir le temps t auquel la recolonisation démarre. Sans anticiper sur la suite du travail, il va de soi qu'une des composantes essentielles de la dynamique de recolonisation est la vitesse de fermeture, et que, pour estimer cette dernière, on est tenu de savoir quand commence le processus de recolonisation, et, par voie de conséquence, à quel moment nous sommes passés du pré de fauche à la friche. Bref, la transition pré de fauche—friche est déterminante ; elle constitue le stade final de la dynamique de l'abandon, et le point de départ de la recolonisation.

Nous émettons l'hypothèse qu'une dynamique (de l'abandon ou de la recolonisation) est déterminée par un lot de facteurs de nature anthropique, biotique, et/ou abiotique, les mêmes pour chacune des transitions internes à la dite dynamique, mais que la dynamique de l'abandon et la dynamique de la recolonisation sont régies par un ensemble de facteurs différents (nous parlons bien d'ensemble, car il peut y avoir des facteurs communs au déterminisme des deux dynamiques). *A priori*, quels pourraient être ces facteurs ? On peut supposer que le processus d'abandon est à déterminisme anthropique ; c'est l'agriculteur et lui seul qui prend la décision d'abandonner progressivement ou définitivement ses parcelles agricoles. Par quoi est guidé son choix ? Il est vraisemblable que, s'il doit réduire son activité agricole, il abandonnera en premier *a priori* ses parcelles les plus éloignées de son domicile, les moins accessibles, et celles présentant les moins bonnes qualités mésologiques (eau, éléments nutritifs, profondeur du sol, pente...).

Quant au processus de recolonisation, il paraît probable qu'il soit plutôt à déterminisme naturel ; nous dirons d'une façon volontairement vague que c'est la Nature qui gère les composantes de cette recolonisation. Concrètement, qu'est-ce qui pourrait se cacher derrière ce mot de Nature ? peut-être des facteurs tels que les composantes du sol, la pente, l'altitude, l'étage bioclimatique ou la proximité des semenciers, sans oublier la pollution fluorée.

Enfin, outre cette palette de facteurs peut-être explicatifs que l'on trouve en abondance dans la bibliographie, il existe une dernière catégorie de facteurs commune aux deux dynamiques : ceux que l'on ne peut pas prendre en compte, voire ceux dont on n'envisageait même pas l'existence. Pour être plus clairs, nous prendrons deux exemples fictifs très caricaturaux :

- Un beau jour, un exploitant actif d'une cinquantaine d'années habitant à Beaune apprend qu'il a gagné la cagnotte de la Loterie Nationale. Il décide de cesser son activité agricole et s'installe dans la banlieue de Chambéry pour se rapprocher de ses enfants. Concrètement, nous ne pourrions constater sur les cartes que l'abandon inexplicable (car non expliqué par un éventuel modèle) de cinq hectares de cultures et de prés de fauche sur des secteurs accessibles, sur bons sols...

- Soient deux prés de fauche distants de quelques dizaines de mètres, bordés chacun de quelques noisetiers, et présentant les mêmes caractéristiques biotiques, abiotiques, anthropiques ; bref deux copies parfaites et, de surcroît, abandonnées en même temps. Un hypothétique modèle prévoit que les deux parcelles soient recouvertes par un taillis de noisetier au bout de dix ans. Or, un écureuil a élu domicile dans un noisetier de la première parcelle, événement non prévisible. Contrairement à ce qui était prévu, les noisettes sont consommées, et perdent ainsi toute fonction de germination, et le taillis de coudrier ne se forme pas.

Au-delà du caractère anecdotique et souriant de ces exemples, nous devons avoir conscience qu'il existe des phénomènes qui nous échappent. Bien que rien ne soit hasardeux dans le domaine scientifique, et *a fortiori* en écologie, le moindre phénomène étrange ayant une explication rationnelle, aussi complexe soit-elle, le scientifique aura tout de même tendance à nommer ce qu'il n'explique pas le **hasard**. Alors acceptons cette terminologie, en l'entourant de guillemets, tout en se rappelant ce qui se cache derrière.

Hypothèse n° 3 : les dynamiques de l'abandon et de la recolonisation sur les secteurs de Beaune et du Thyl sont globalement différentes.

Le mot-clé de cette hypothèse est "globalement". En effet, nous n'écartons pas ici le fait qu'un certain nombre de parcelles de Beaune et du Thyl aient les mêmes trajectoires évolutives. Pour employer un langage statistique, les sites de Beaune et du Thyl présentent une certaine variabilité interne, mais nous émettrons l'hypothèse que ces deux échantillons appartiennent néanmoins à deux populations distinctes.

Cette hypothèse est fondée sur deux observations :

- Nous pouvons nous attendre à une différence dans la dynamique de l'abandon, puisque nous avons assisté au cours de la deuxième moitié du XXe siècle à une vitesse de diminution de la population différente sur les communes de Beaune et du Thyl (figure 3.12).

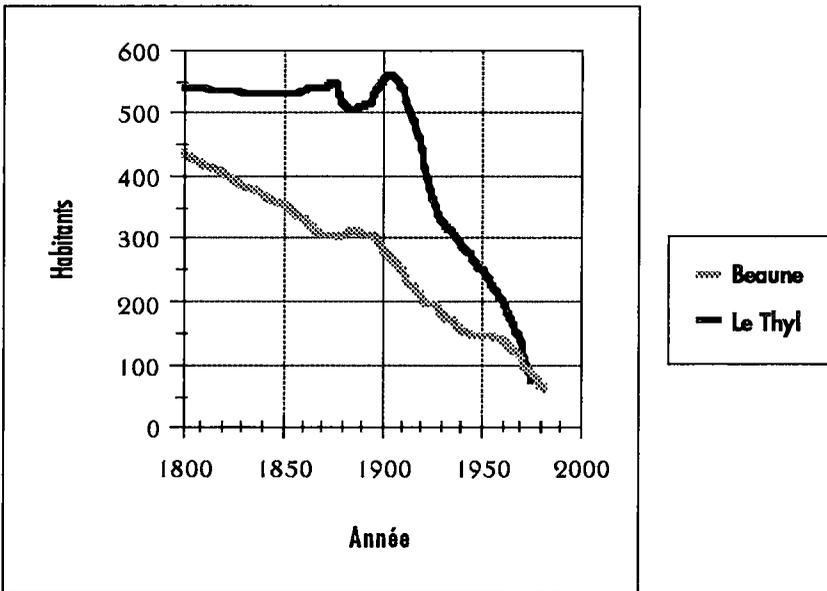


Figure 3.12 : Evolution de la population des communes de Beaune et du Thyl

- Les différences géo-pédologiques des deux secteurs laissent à penser que la dynamique de la recolonisation peut être sensiblement différente entre Beaune et Le Thyl. Nous pouvons même aller plus loin dans les hypothèses : le secteur du Thyl, aux conditions géo-pédologiques contrastées ne présenterait-il pas une variabilité interne plus importante que Beaune, beaucoup plus homogène ?

Cette hypothèse n°3 sera aisée à confirmer ou infirmer au niveau de l'étude spatiale, puisque celle-ci permettra justement de quantifier globalement les caractéristiques spatiales des deux zones-test. Au niveau stationnel, des différences notables entre les deux secteurs ont déjà été démontrées (BOZON, 1989 ; GROSSI, 1991).

2° L'analyse des vitesses de transition paysagère : les matrices de transition

a) L'objectif de l'analyse

Ayant mis en évidence une dynamique paysagère allant de la terre cultivée jusqu'au pré de fauche, il s'agit maintenant de mieux cerner les logiques de transformation d'un stade physionomique vers un autre entre deux années d'observation, c'est-à-dire d'étudier l'existence ou non de certaines lois de transitions paysagères constantes au cours du temps.

Les matrices de transition (*voir première partie*) furent initialement consacrées à l'étude de la dynamique d'associations végétales (DEBUSSCHE & al., 1977 ; GODRON & LEPART, 1973 ; USHER, 1981) ou à l'étude de la dynamique des populations (matrices de Leslie, FRONTIER & PICHOD-VIALE, 1991), et étaient souvent fortement dimensionnées (matrices 25x25 pour l'étude de DEBUSSCHE & al., 1977). Nous reprendrons cependant les concepts de ces matrices pour l'étude des transitions des physionomies végétales, et d'une façon moins complexe (cinq classes de physionomie végétale seulement, donc des matrices 5x5).

α) Le problème des perturbations

D'après le mode de construction des matrices de transitions, si l'hypothèse des transformations des physionomies végétales était parfait, nous devrions obtenir des matrices du type

a	0	0	0	0
$1-a$	b	0	0	0
0	$1-b$	c	0	0
0	0	$1-c$	d	0
0	0	0	$1-d$	1

où a , compris entre 0 et 1 (ou 0 et 100%), est le pourcentage de terres cultivées restant dans le même état entre les deux périodes d'observation (t_1 et t_2), et $1-a$, son complémentaire, le pourcentage de terres cultivées se transformant en prés de fauche, et de même pour b , c et d . Or nous allons rapidement nous rendre compte que ces matrices ont des allures plus complexes ; plus précisément, elles ne présentent pas forcément des valeurs nulles de part et d'autre de cette double diagonale. En voici les raisons :

- Rappelons que l'hypothèse de transformation des physionomies végétales est valable pour une distribution continue (ou sur des δt), et non discrète du temps. Ainsi, si l'on note l'existence de coefficients non nuls pour des transitions du type Terre cultivée - Forêt ouverte, Friche - Forêt fermée, et ainsi de suite, cela est simplement dû au fait que nos observations sont espacées respectivement de 14, 17 et 18 ans (années d'observation : 1939, 1953, 1970 et 1988), et cela ne remet pas en cause l'hypothèse.

- En revanche, la présence de coefficients au-dessus de la diagonale infirme en partie cette hypothèse de transformation. En effet, ils signifient que quelques parcelles fauchées reviendront à la culture, des formations forestières fermées à des formations forestières ouvertes, etc. Rappelons que ces "perturbations" peuvent avoir trois origines différentes :

- La réalité terrain (défrichage d'une parcelle, ligne à haute tension...)
- Le photo-interprète (imprécisions de photo-interprétation)
- Le S.I.G. Arc/Info (chevauchement de contours).

C'est la raison pour laquelle nous nous efforcerons à extraire des matrices brutes des sous-matrices triangulaires (avec des zéros au-dessus de la diagonale), en excluant les surfaces qui n'ont pas un comportement obéissant à l'hypothèse de transformation des classes de physionomie végétale.

β) La distinction dynamique de l'abandon - dynamique de la recolonisation

Nous allons une nouvelle fois extraire à deux reprises des sous-matrices de transition suivant les règles suivantes :

1er cas : on ne conserve que les surfaces présentant des transitions entre terres cultivées, prés de fauche et friche, et bien sûr celles présentant une stabilité au sein de ces physionomies. Ces matrices nous aideront à analyser la dynamique de l'abandon¹.

2ème cas : on ne conserve de la même façon que les surfaces concernant les friches, et les formations forestières ouvertes et fermées, afin d'analyser les mécanismes de la dynamique de la recolonisation.

γ) L'homogénéisation du pas de temps

Bien que les intervalles de temps d'observation soient du même ordre de grandeur (14, 17 et 18 ans), ils n'en demeurent pas moins différents. Ces différences pouvant aller jusqu'à 25%, la question est de savoir si elles auront un impact significatif lors de la comparaison des matrices entre elles. Nous tâcherons de trouver une méthode pour ramener l'intervalle de temps à une valeur constante.

b) L'élaboration des matrices de transition : la procédure informatique

Nous disposons pour chacun des deux secteurs de Beaune et du Thyl des cartes de la physionomie végétale de 1939, 1953, 1970 et 1988 numérisées sous Arc/Info. Les matrices de transition seront obtenues à partir du croisement de deux cartes de physionomie à deux périodes consécutives.

¹ On peut se demander l'intérêt de faire entrer dans le calcul de ces matrices les surfaces en friche restant en friche dans le laps de temps d'observation. C'est en fait pour des raisons d'homogénéité de surface étudiée et de nombre de classes entre les deux dates.

En effet, un tel croisement permet la superposition des contours des cartes, et, dans la table attributaire des polygones, nous disposerons entre autres de la surface des nouveaux polygones générés, ainsi que des physionomies végétales de cet espace pour les deux années concernées. Ces informations suffisent à la conception des matrices. Un programme informatique conçu en Basic permet l'élaboration automatisée des matrices à partir des tables attributaires des polygones. Sont exclues tout naturellement du calcul les surfaces des hameaux.

Dans une première phase, les polygones de Beaune et du Thyl seront conjointement et anonymement regroupés, cela afin de permettre la mise en évidence des règles générales de la dynamique paysagère à l'étage montagnard de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne. Nous nous préoccupons par la suite des différences de dynamique entre les deux secteurs.

c) Les matrices de transition des secteurs de Beaune et du Thyl réunis

α) Les matrices de transition primitives

La *figure 3.13* nous donne les matrices de transition pour chacun des trois couples d'année d'observation (39/53, 53/70, 70/88). Signalons que la surface totale du secteur de Beaune est de 147 hectares, celle du Thyl de 124 hectares, le total est donc de 271 hectares. À chaque matrice est associée la surface rentrant en compte dans son calcul, ainsi que le rapport entre cette surface et la surface totale. Dans le cas des matrices de transition dites "primitives", la différence entre la surface des deux secteurs et la surface prise en compte pour le calcul est due à la suppression des périmètres habités et des polygones ayant une taille inférieure à 0,05 ha (considérée non significative).

β) L'analyse de la dynamique de l'abandon

i) Les trois matrices de la dynamique de l'abandon

À chaque intervalle de temps, nous allons élaborer des matrices de transition réduites excluant les processus de recolonisation ligneuse afin de mettre en exergue les vitesses d'abandon de l'agriculture, c'est-à-dire à quelles vitesses les terres cultivées se transforment en prés de fauche, et ceux-ci en friche (*figure 3.14*). Nous éliminerons donc, à partir des matrices primitives précédentes :

- Les parcelles ni en culture, ni en fauche à l'année t_1 (par exemple en 1939 pour la matrice 39/53).
- Les éventuelles perturbations, afin de se conformer au modèle de succession physiologique. Dans une telle sélection, il n'y a qu'une perturbation possible : le passage d'un pré de fauche à une terre cultivée.

39/53	<i>Terres cultivées</i>	<i>Prés de fauche</i>	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Terres cultivées</i>	45,6	5,4	1,0	0,3	0,3
<i>Prés de fauche</i>	39,8	60,0	2,1	1,2	1,8
<i>Friches</i>	12,1	25,1	64,4	4,1	0,8
<i>Forêts ouvertes</i>	2,5	9,4	30,3	84,7	4,8
<i>Forêts fermées</i>	0,0	0,1	1,9	9,7	92,3

Surface : 244 ha (90 %)

53/70	<i>Terres cultivées</i>	<i>Prés de fauche</i>	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Terres cultivées</i>	20,3	2,9	0,1	0,2	0,0
<i>Prés de fauche</i>	60,1	44,7	4,3	1,5	1,0
<i>Friches</i>	17,0	44,4	56,9	2,9	0,5
<i>Forêts ouvertes</i>	2,6	6,9	35,9	74,0	2,6
<i>Forêts fermées</i>	0,0	1,1	2,8	21,4	95,9

Surface : 244 ha (90 %)

70/88	<i>Terres cultivées</i>	<i>Prés de fauche</i>	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Terres cultivées</i>	44,8	2,6	0,2	0,2	0,0
<i>Prés de fauche</i>	33,9	36,7	1,5	1,6	0,4
<i>Friches</i>	19,4	48,8	54,5	3,4	0,4
<i>Forêts ouvertes</i>	1,2	9,0	41,3	62,6	7,9
<i>Forêts fermées</i>	0,7	2,8	2,5	32,2	91,3

Surface : 249 ha (92 %)

Figure 3.13 : les matrices de transition primitives

	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Terres cultivées	A	P	P	P	P
Prés de fauche	A	A	P	P	P
Friches	A	A	R	P	P
Forêts ouvertes	A	A	R	R	P
Forêts fermées	A	A	R	R	R

A : Surfaces entrant dans le calcul des matrices de la dynamique de l'abandon

R : Surfaces entrant dans le calcul des matrices de la dynamique de la recolonisation

P : surfaces non concernées par le modèle de succession phytosociologique (dynamique "perturbée")

Figure 3.14 : Les critères de sélection des matrices réduites

Nous obtenons donc les trois matrices réduites triangulaires suivantes (figure 3.15) :

39/53	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	45,6	0,0	0,0
Fauches	39,8	63,4	0,0
Friches/Forêts	14,6	36,3	100,0

Surfaces concernées en 1939 :

Cultures : 49,6 ha
Prés de fauche : 76,2 ha
Friches/Forêts : 0 ha
Total : 125,8 ha (52 % de la surface totale)

53/70	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	20,3	0,0	0,0
Fauches	60,1	46,0	0,0
Friches/Forêts	19,6	54,0	100,0

Surfaces concernées en 1953 :

Cultures : 27,0 ha
Prés de fauche : 67,6 ha
Friches/Forêts : 0 ha
Total : 94,6 ha (39 % de la surface totale)

70/88	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	44,9	0,0	0,0
Fauches	33,9	37,7	0,0
Friches/Forêts	21,2	62,3	100,0

Surfaces concernées en 1970 :

Cultures : 7,6 ha
Prés de fauche : 50,0 ha
Friches/Forêts : 0 ha
Total : 57,6 ha (23 % de la surface totale)

Figure 3.15 : Matrices réduites de la dynamique de l'abandon

ii) Réajustement à un pas de temps unitaire

Afin de ramener les trois matrices à un intervalle de temps unitaire, et afin de représenter uniquement les successions entre les classes physionomiques consécutives, une série de procédures décrite dans l' *annexe A* nous fournit les matrices de la *figure 3.16*.

39/53	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	48,8	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	51,2	56,7	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	43,3	100,0

53/70	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	27,3	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	72,7	44,7	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	55,3	100,0

70/88	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	60,6	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	39,4	45,0	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	55,0	100,0

Figure 3.16 : matrices réduites de l'abandon (pas de temps unitaire)

Avant d'entamer une discussion sur ces résultats, il est bon de savoir ce que signifient précisément ces matrices. Ce ne sont plus des matrices de transition entre 39 et 53, 53 et 70, 70 et 88, avec des pas de temps de 14, 17 et 18 ans. Ce sont en fait des matrices avec un pas de temps unitaire de 16 ans, mais construites avec les données des années d'observation. Ainsi, multiplier la première matrice par le vecteur des surfaces en terres cultivées et prés de fauche en 1939 donnerait un hypothétique état physionomique de ces surfaces en 1955.

Tel n'est pas notre objectif. D'une part parce que ces dynamiques ne sont pas markoviennes, et donc il est vain d'essayer de s'en servir comme modèle de projection. D'autre part parce que les surfaces prises en compte ne sont qu'un échantillon bien particulier du secteur d'étude, choisies pour expliquer les dynamiques pures. Nous n'aurons d'autre objectif pour l'instant que d'expliquer les dynamiques de l'abandon et de la recolonisation.

Les matrices présentées ci-dessus n'intégrant que les logiques évolutives liées à la dynamique de l'abandon, nous pouvons tirer les enseignements suivants :

• Le processus de déprise agricole est très intense. En effet, on peut dire grossièrement que, toutes années d'études confondues, l'ordre de grandeur de l'abandon d'une parcelle cultivée ou fauchée est de une sur deux sur 16 ans.

• Plus précisément, la vitesse d'abandon des prés de fauche reste assez constante au cours du temps (de 43,0% à 55,3% sur une base de 16 ans), avec tout de même une vitesse maximale pour la tranche 1953/1970. En revanche, la vitesse d'abandon des terres cultivées est extrêmement variable (de 39,4% à 72,7%). Toutefois, celle mesurée entre 1970 et 1988 (39,4%) est peu significative, puisqu'elle a été mesurée sur une très faible surface (7,6 ha).

iii) Les indices de stabilité physiologique

Pour quantifier globalement la dynamique physiologique (ou la stabilité, ce qui revient au même) de l'abandon, la méthode la plus classique est la mesure de la trace (GODRON & LEPART, 1973), c'est-à-dire la somme des valeurs de la diagonale (divisée éventuellement par la dimension de la matrice, par souci de normalisation). Ce terme fournit la stabilité globale du système.

Mais nous venons à l'instant de nous rendre compte que les valeurs lues sur les matrices étant sans unité (des pourcentages), elles étaient toutes considérées *a priori* avec la même importance, alors que, par exemple, ces 39,4% de dynamique des terres cultivées entre 1970 et 1988 ne concernent qu'une petite surface. C'est pourquoi il s'agit de quantifier la dynamique (ou la stabilité) physiologique de cet abandon en pondérant cette trace avec les surfaces concernées, afin de rendre plus réaliste cette dynamique.

Nous proposerons donc l'indice de stabilité physiologique qui est représenté, pour l'abandon¹ sur la *figure 3.17*.

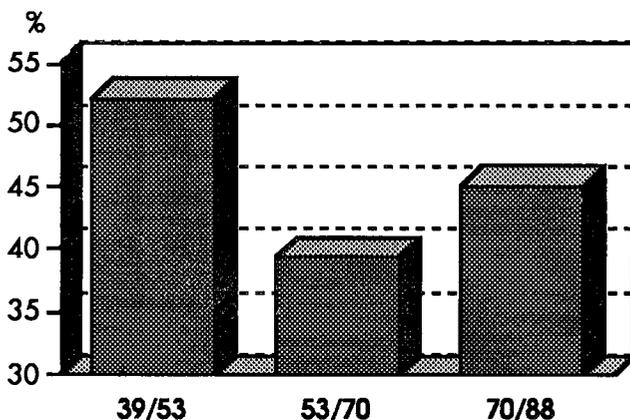


Figure 3.17 : Indice de stabilité physiologique (abandon)

¹ Un indice de stabilité pour la recolonisation sera calculé de la même manière, en remplaçant les cultures par les friches, et les prés de fauche par les forêts ouvertes.

Ce graphique nous montre que la dynamique de l'abandon est très intense (au maximum la moitié des surfaces agricoles ne change pas de physionomie en 16 ans), et présente un maximum pour la période 1953/1970.

Bref, tout se passe comme s'il s'était produit une accélération de la dynamique de l'abandon à partir de 1953, dynamique qui se stabilise par la suite tant que les surfaces concernées demeurent non négligeables.

γ) L'analyse de la recolonisation post-culturale

Afin d'analyser la recolonisation post-culturale, nous utiliserons la même démarche que précédemment. À chaque matrice élaborée entre les périodes t_1 et t_2 , nous ne prendrons en compte que les surfaces en friches, forêts ouvertes et forêts fermées se transformant respectivement en friches ou forêts ouvertes ou forêts fermées, en forêts ouvertes ou fermées, et en forêts fermées (figure 3.18). Nous obtenons les matrices de transition suivantes :

39/53	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	66,6	0,0	0,0
Forêts ouvertes	31,4	89,7	0,0
Forêts fermées	2,0	10,3	100,0

Surfaces concernées en 1939 :

Friches : 30,7 ha
 Forêts ouvertes : 57,3 ha
 Forêts fermées : 19,7 ha
 Total : 107,7 ha (40 % de la surface totale)

53/70	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	59,5	0,0	0,0
Forêts ouvertes	37,5	77,6	0,0
Forêts fermées	3,0	22,4	100,0

Surfaces concernées en 1953 :

Friches : 46,5 ha
 Forêts ouvertes : 68,7 ha
 Forêts fermées : 25,6 ha
 Total : 140,8 ha (52 % de la surface totale)

70/88	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	55,4	0,0	0,0
Forêts ouvertes	42,0	66,1	0,0
Forêts fermées	2,6	33,9	100,0

Surfaces concernées en 1970 :

Friches : 65,6 ha
 Forêts ouvertes : 76,0 ha
 Forêts fermées : 39,6 ha
 Total : 181,2 ha (67 % de la surface totale)

Figure 3.18 : Matrices réduites de la recolonisation

Après les avoir ramenées à un pas de temps constant de 16 ans, on obtient les trois matrices unitaires (figure 3.19) :

39/53	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Friches</i>	62,8	0,0	0,0
<i>Forêts ouvertes</i>	37,2	86,1	0,0
<i>Forêts fermées</i>	0,0	13,9	100,0

53/70	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Friches</i>	61,3	0,0	0,0
<i>Forêts ouvertes</i>	38,7	74,8	0,0
<i>Forêts fermées</i>	0,0	25,2	100,0

70/88	<i>Friches</i>	<i>Forêts ouvertes</i>	<i>Forêts fermées</i>
<i>Friches</i>	59,1	0,0	0,0
<i>Forêts ouvertes</i>	40,9	63,9	0,0
<i>Forêts fermées</i>	0,0	36,1	100,0

Figure 3.19 : Matrices réduites de la recolonisation (pas de temps unitaire)

Nous pouvons tirer de ces matrices de transition les enseignements suivants :

- Globalement, une dynamique de la recolonisation rapide, mais moindre que la dynamique de l'abandon.
- La dynamique de transformation des friches en formations forestières ouvertes est stable au cours des cinquante dernières années (environ 4/10 des friches se transforment tous les 16 ans), avec cependant une légère tendance à une accélération du processus (37,2% entre 1939 et 1953 ; 40,9% entre 1970 et 1988).
- En revanche, même si la dynamique de transformation entre les forêts ouvertes et les forêts fermées reste sur le demi-siècle écoulé la plus faible de toutes les dynamiques étudiées (abandon compris), il n'en demeure pas moins qu'elle présente une remarquable accélération au cours du temps : 13,9% de transformation pour 16 ans entre 1939 et 1953, contre 36,1% entre 1970 et 1988.

Le graphique représentant les indices de stabilité physionomique (*figure 3.20*) montre qu'à un niveau spatial global, la dynamique de la recolonisation s'accélère constamment entre 1939 et 1988.

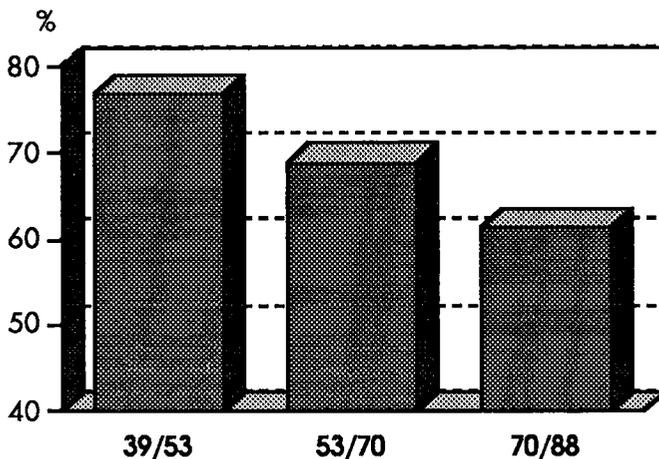


Figure 3.20 : Indice de stabilité physiologique (recolonisation)

δ) L'analyse des perturbations

À partir des matrices de transition primitives (figure 3.13), un simple calcul montre que les dynamiques dites "perturbées", c'est-à-dire ne suivant pas le modèle de transition physiologique de la terre cultivée à la formation forestière fermée, concernent :

- 10,5 ha sur 244,1 entre 1939 et 1953 (4,3%)
- 8,6 ha sur 244,0 entre 1953 et 1970 (3,5%)
- 10,5 ha sur 249,4 entre 1970 et 1988 (4,2%)

Ces valeurs sont faibles, et assez constantes dans le temps. Elles ne risquent donc pas d'altérer dans des proportions gênantes notre modèle de transition physiologique. Cependant, il est intéressant d'en étudier les causes.

Il y a deux types de perturbations bien différents :

- Le retour à une activité agro-pastorale consécutivement à une phase d'abandon, ou une intensification de cette activité agricole (passage d'un pré de fauche vers une culture). Cette perturbation a une réalité terrain : elle n'est pas consécutive à une erreur de photo-interprétation. Nous avons d'ailleurs eu l'occasion de le vérifier *in situ*. Ces surfaces "rebelles" occupent aux trois intervalles d'observation respectivement 5,7, 3,7 et 1,0 ha. Il est logique que ces surfaces diminuent, vu l'effondrement des périmètres agricoles depuis 1939.

• Le retour de stades post-cultureux vers d'autres stades post-cultureux moins évolués. Ces surfaces perturbées, respectivement de 4,8, 4,9 et 9,5ha, sont beaucoup moins évidentes à expliquer. En y regardant de plus près, c'est-à-dire en retournant aux cartes de physionomie végétale et même aux photographies aériennes, il apparaît que ces perturbations sont liées à des erreurs de photo-interprétation ; encore que le terme "erreur" soit péjoratif : il s'agit de périmètres qui étaient physiologiquement à la limite entre deux classes, et qui peuvent basculer dans une classe ou une autre suivant l'année de la photographie interprétée. En fait, tout dépend de la méthode de photo-interprétation. Nous pouvions :

— soit la réaliser dans l'ordre 1939, 1953, 1970, 1988, et s'inspirer à chaque interprétation de celles des années précédentes pour éviter ces *feedbacks* malencontreux, mais en risquant de mettre sous l'éteignoir des perturbations bien réelles, par souci de se référer au mieux au modèle de transition physiologique.

— Soit photo-interpréter "à l'aveugle", chaque photographie indépendamment des autres. Cette solution revêt les avantages et les inconvénients opposés aux précédents.

Nous avons opté pour cette seconde solution, puisque, de toute façon, le logiciel Arc/Info nous permettait de séparer les surfaces en accord avec le modèle de transition physiologique des surfaces douteuses.

d) Comparaison des matrices de transition de Beaune et du Thyl

Maintenant que l'on a mieux cerné les logiques générales des dynamiques paysagères (abandon et recolonisation) à partir des données unies des deux sites de référence, nous allons pouvoir nous concentrer sur leurs logiques individuelles, c'est-à-dire si les physiologies végétales de Beaune et du Thyl suivent les mêmes lois d'évolution, et, auquel cas, si les rythmes sont les mêmes.

Nous allons par conséquent élaborer les matrices de transition pour chacun des secteurs. Nous ne reparlerons pas des procédures mathématiques et informatiques qui conduisent aux matrices réduites ; ce sont rigoureusement les mêmes que dans le paragraphe précédent. Les matrices primitives 39/53, 53/70, 70/88 de Beaune et du Thyl, sont données dans l'*annexe A*.

α) Les dynamiques de l'abandon à Beaune et au Thyl

Les matrices réduites de Beaune et du Thyl, ramenées à un pas de temps de 16 ans, sont les suivantes (*figure 3.21*) :

BEAUNE

39/53	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	46,4	0,0	0,0
Fauches	53,6	53,2	0,0
Friches/Forêts	0,0	46,8	100,0

53/70	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	22,6	0,0	0,0
Fauches	77,4	59,0	0,0
Friches/Forêts	0,0	41,0	100,0

70/88	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	62,6	0,0	0,0
Fauches	37,4	67,5	0,0
Friches/Forêts	0,0	32,5	100,0

LE THYL

39/53	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	51,9	0,0	0,0
Fauches	48,1	59,9	0,0
Friches/Forêts	0,0	40,1	100,0

53/70	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	33,3	0,0	0,0
Fauches	66,7	32,3	0,0
Friches/Forêts	0,0	67,7	100,0

70/88	Cultures	Fauches	Friches/Forêts
Cultures	58,1	0,0	0,0
Fauches	41,9	13,9	0,0
Friches/Forêts	0,0	86,1	100,0

Figure 3.21 : Matrices de l'abandon à Beaune et au Thyl

Les indices de stabilité physiologique sont (figure 3.22) :

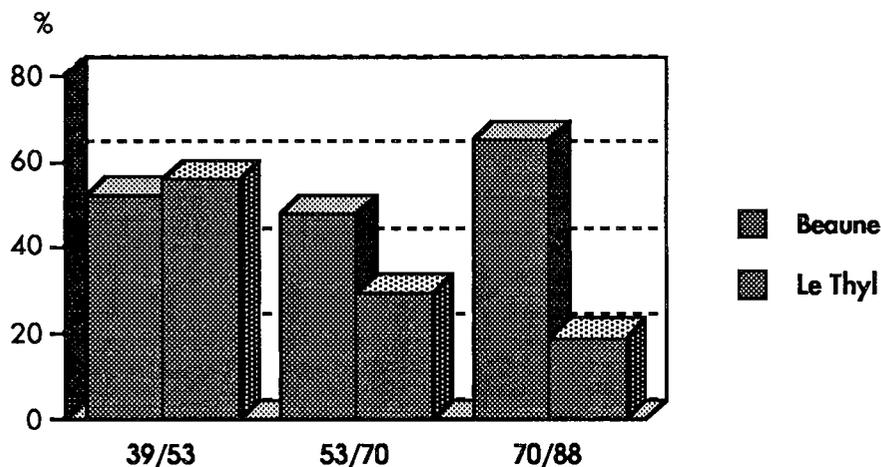


Figure 3.22 : Indices de stabilité physiologique de l'abandon à Beaune et au Thyl

On constate que les terres cultivées suivent une logique d'abandon assez semblable à Beaune et au Thyl, logique identique à celle mise en évidence sur l'ensemble des deux secteurs : forte dynamique de l'abandon, maximale entre 1953 et 1970, et se ralentissant après 1970.

En revanche, la dynamique de l'abandon des prés de fauche présente des différences extrêmes sur les deux secteurs : si cette dynamique décroît lentement et régulièrement à Beaune entre 1939 et 1988, et reste dans tous les cas inférieure à 50%, elle suit au Thyl une logique diamétralement opposée, et caricaturale ; elle s'accroît prodigieusement au cours du temps pour passer de 40,1% entre 1939 et 1953 (pour 16 ans) à 86,1% entre 1970 et 1988. En arrondissant quelque peu, cela signifie que **9 parcelles fauchées sur 10** y ont été abandonnées entre ces deux dates !

L'appréciation générale des dynamiques culture-fauche et fauche-friche, donnée par l'indice de stabilité physiologique, nous montre en fait deux dynamiques bien différentes sur les deux secteurs : à Beaune, il y a une dynamique de l'abandon maximale entre 1953 et 1970, que l'on retrouve lors de l'étude des deux zones conjointes, alors que cette même dynamique augmente au Thyl entre 1939 et 1988.

β) Les dynamiques de la recolonisation à Beaune et au Thyl

Les matrices réduites rendant compte de la vitesse de recolonisation post-culturelle sur 16 ans sont données ci-dessous (figure 3.23) :

BEAUNE				LE THYL			
39/53	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	39/53	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	52,2	0,0	0,0	Friches	68,3	0,0	0,0
Forêts ouvertes	47,8	91,5	0,0	Forêts ouvertes	31,7	77,5	0,0
Forêts fermées	0,0	8,5	100,0	Forêts fermées	0,0	22,5	100,0
53/70	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	53/70	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	52,5	0,0	0,0	Friches	67,6	0,0	0,0
Forêts ouvertes	47,5	77,2	0,0	Forêts ouvertes	32,4	71,4	0,0
Forêts fermées	0,0	22,8	100,0	Forêts fermées	0,0	28,6	100,0
70/88	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	70/88	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Friches	48,5	0,0	0,0	Friches	64,9	0,0	0,0
Forêts ouvertes	51,5	62,6	0,0	Forêts ouvertes	35,1	66,1	0,0
Forêts fermées	0,0	37,4	100,0	Forêts fermées	0,0	33,9	100,0

Figure 3.23 : Matrices de la recolonisation à Beaune et au Thyl

Sur les dynamiques de transformation des friches en formations forestières ouvertes, et des formations forestières ouvertes en formations forestières fermées, il y a un certain nombre d'observations fort intéressantes :

- Les périmètres de Beaune et du Thyl suivent chacun les lois mises en évidence lors de l'analyse du phénomène de la recolonisation sur les deux secteurs : une relative stabilité dans la dynamique de transformation des friches, teintée tout de même d'une légère augmentation, et une accélération du processus de transformation des forêts ouvertes, cette dynamique restant toutefois en deçà de celle des autres physionomies.
- La dynamique des friches est toujours beaucoup plus importante à Beaune qu'au Thyl ; en moyenne la moitié de la surface en friche passe en forêt en 16 ans à Beaune, contre seulement le tiers au Thyl.
- L'accélération de la dynamique de transformation des forêts ouvertes est plus importante à Beaune (5,8%, 22,8% et 37,4% aux trois périodes) mais cette dynamique démarre plus lentement en 39/53 (22,5% au Thyl), si bien qu'aux alentours de 1970 se produit un basculement ; à partir de cette date, la dynamique devient plus importante à Beaune par rapport au Thyl.

Nous constatons donc qu'avant 1970, la dynamique de transformation des friches est plus importante à Beaune. Pour la dynamique de transformation des forêts ouvertes, c'est le contraire. Afin de comparer dans leur globalité les deux dynamiques, c'est-à-dire en fait la dynamique de la recolonisation, nous allons recourir aux indices de stabilité physiologique (figure 3.24).

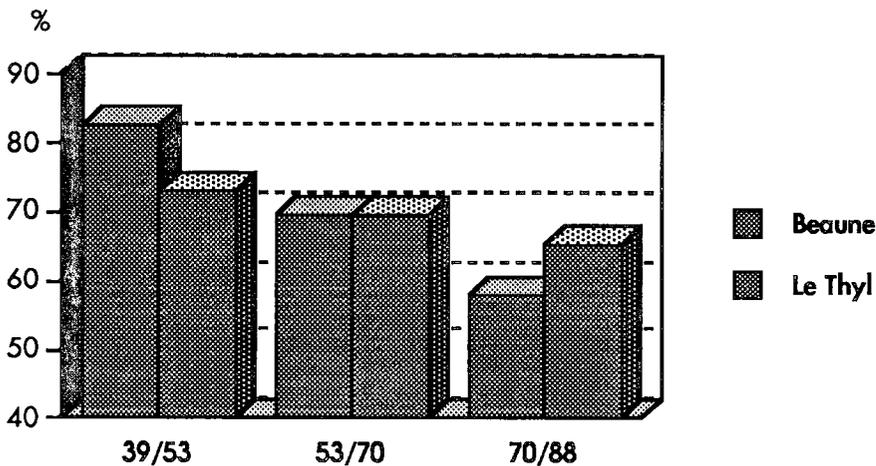


Figure 3.24 : Indices de Stabilité Physiologique de la recolonisation à Beaune et au Thyl

Ce graphique nous indique que la dynamique de la recolonisation est en incessante augmentation sur les deux secteurs, mais cette augmentation est plus importante à Beaune. Entre 1939 et 1953, Le Thyl présente la dynamique de recolonisation la plus importante, alors que c'est Beaune entre 1970 et 1988. Entre 1953 et 1970, les deux dynamiques sont semblables dans leur globalité, mais, nous l'avons vu, ce n'est pas le cas lorsque l'on regarde dans le détail.

e) Modélisation de la dynamique paysagère

Les valeurs des vitesses de transformation d'une classe physionomique vers une autre nous montrent que les transitions cultures—fauches, fauches—friches et friches—forêts ouvertes s'effectuent à des rythmes de moins en moins soutenus. Quant à la transition forêts ouvertes—forêts fermées, elle est encore nettement moins dynamique. Cela signifie que les cultures ou les prés de fauche abandonnés à un temps donné revêtiront une physionomie végétale variable, depuis le pré de fauche jusqu'à la forêt fermée.

Afin d'améliorer la compréhension de ces phénomènes dynamiques, on peut même se permettre une analogie avec des systèmes aqueux en circulation. On attribue à chaque classe physionomique un récipient de volume constant, équivalent à la surface totale du secteur d'étude. Les récipients sont positionnés les uns en dessous des autres, et communiquent entre eux par des tubes de section variable, équivalente aux vitesses de transition lues dans les matrices.

On dispose initialement d'un volume d'eau égal au volume des récipients (soit la surface totale du secteur d'étude). On ferme les robinets de chaque tube assurant la jonction entre les récipients, et on répartit cette quantité d'eau dans chacun des récipients, conformément aux conditions initiales (on peut, par exemple, mettre la moitié de l'eau dans le premier récipient correspondant aux terres cultivées, et l'autre moitié dans celui consacré aux prés de fauche, mais, dans un souci de simplicité, on mettra toute l'eau dans le premier récipient).

Lorsque l'on ouvre tous les robinets, on imaginera bien volontiers que si les sections sont de plus en plus larges vers le bas (*figure 3.25*), l'eau contenue dans le premier récipient ("terres cultivées") mettra un temps relativement long à s'écouler dans le second. En revanche, toute goutte d'eau arrivant dans le second réservoir s'écoulera instantanément dans le troisième, et ainsi de suite. Les gouttes d'eau couleront alors directement du premier récipient jusqu'au dernier ("forêts fermées").

En revanche, si les tuyaux de raccordement sont de plus en plus minces, il y aura des accumulations d'eau à chaque étage (*figure 3.26*), et, à terme, l'eau remplira intégralement le récipient le plus proche du sol. Les vitesses observées dans les dynamiques de physionomie végétale sont conformes à un tel modèle. C'est la raison pour laquelle on observe concrètement une mosaïque paysagère. Les parcelles, que l'on peut symboliser par les gouttes d'eau, peuvent demeurer un certain temps dans un récipient.

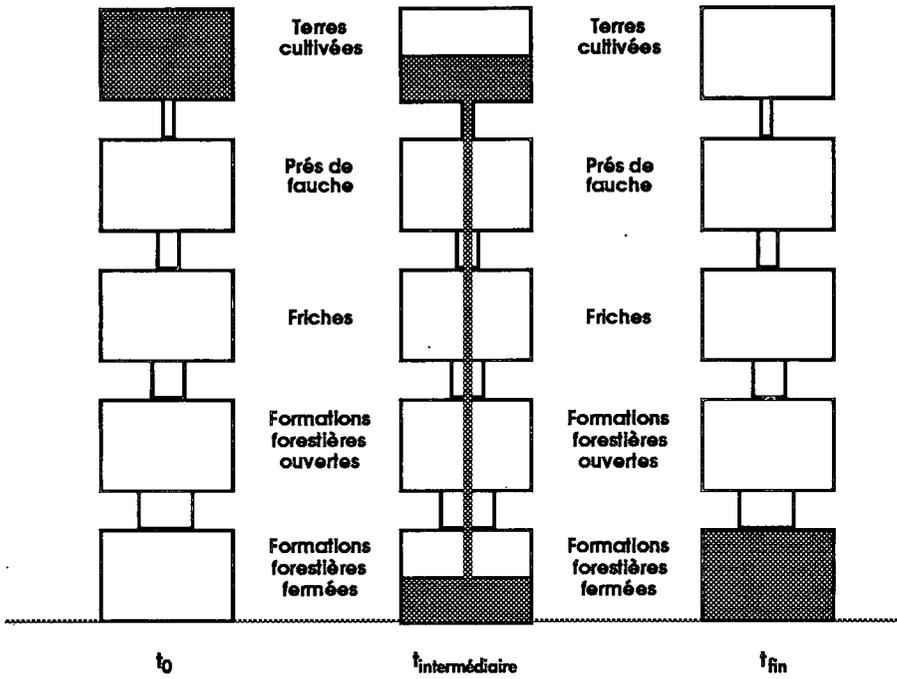


Figure 3.25 : Modèle hydraulique à sections croissantes

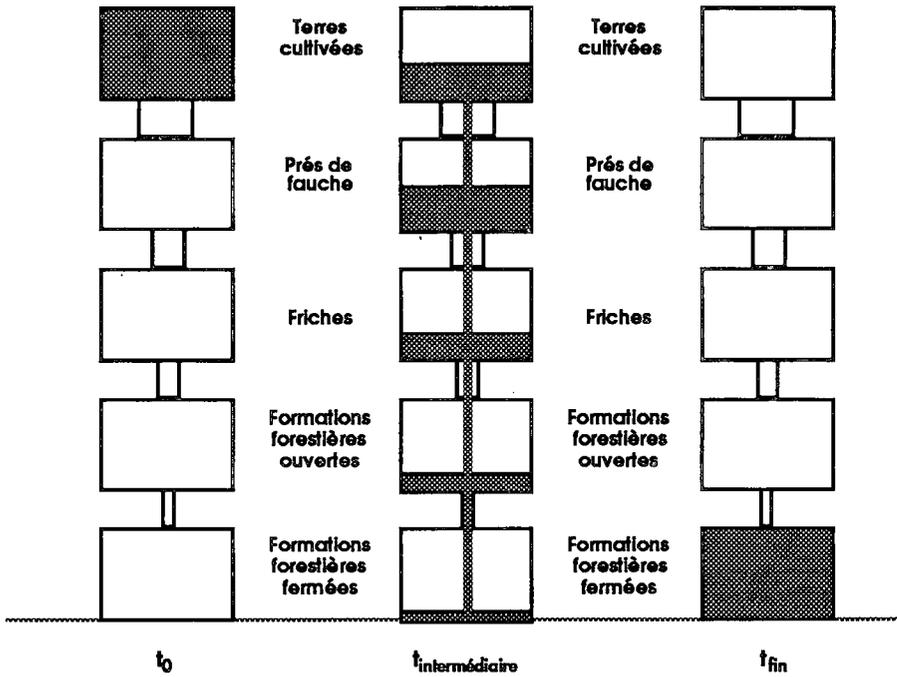


Figure 3.26 : Modèle hydraulique à sections décroissantes

Il s'agit bien d'une **potentialité**. N'oublions pas que ces vitesses de transition sont mesurées **globalement**. Certaines parcelles présenteront une dynamique rapide, d'autres une dynamique plus lente. C'est identique avec le modèle de circulation de l'eau : on connaît les mécanismes d'écoulement, mais, si l'on était capable de marquer une goutte d'eau, donc de la considérer **individuellement**, elle pourrait s'écouler bien plus rapidement ou bien moins rapidement que ses voisines. Dans l'optique des matrices de transition, une unité physionomique est considérée comme un agencement de parcelles anonymes, tout comme un volume d'eau est considéré comme une quantité de gouttes ou de molécules d'eau.

Jusqu'à présent, nous avons considéré la vitesse d'écoulement constante. Mais les propriétés hydrauliques des systèmes en écoulement montrent que pour un tube de section constante, la vitesse d'écoulement sera plus élevée si la masse d'eau au-dessus est plus importante. Nous avons établi l'équation différentielle de l'écoulement de la hauteur d'eau dans le récipient en fonction du temps (*figure 3.27*) :

$$\frac{\partial h}{\partial t} = -\frac{s}{\Sigma} \sqrt{2gh}$$

où t est le temps, h est la hauteur d'eau dans le récipient, Σ est la section du récipient, s est la section du tuyau, g est l'accélération de la pesanteur.

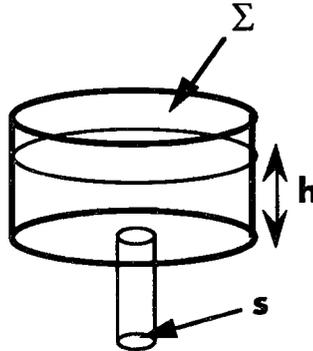


Figure 3.27 : Définition des paramètres du modèle hydraulique

En prenant le cas concret de récipients de 20cm de haut, en attribuant aux différents paramètres s/Σ les pourcentages de transformations entre 1939 et 1953 d'une classe physionomique vers une autre lus sur les matrices de transition (à savoir respectivement 51,2, 43,3, 37,2 et 13,9%), et en considérant comme répartition initiale de l'eau dans chacun des réservoirs la proportion d'occupation de l'espace par les classes physionomiques en 1939 (dont la somme équivaut à 20cm d'eau), on peut modéliser (*figure 3.28*) les hauteurs d'eau dans chaque récipient en fonction du temps, c'est-à-dire en somme l'évolution des superficies de chacune des classes physionomiques.

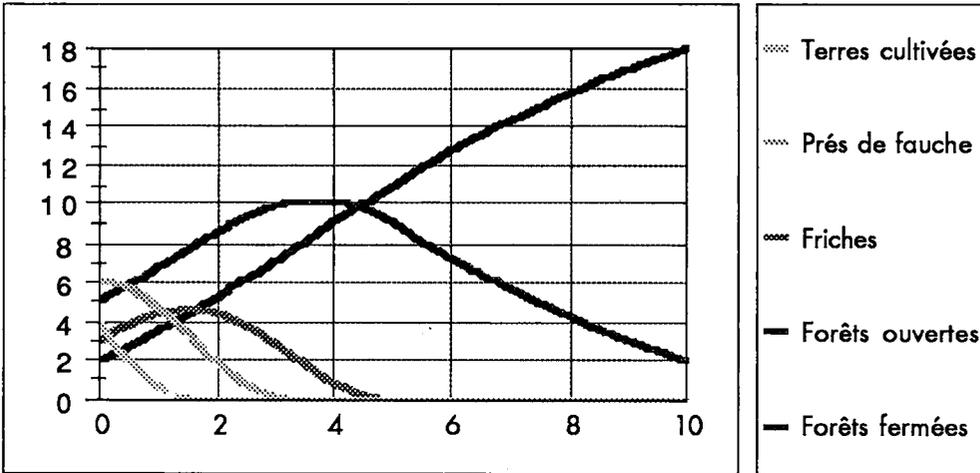


Figure 3.28 : Modélisation de l'évolution des superficies physiologiques (modèle hydraulique)

On constate sur cette projection une décroissance parabolique de la "surface" (ou de la hauteur d'eau) en terres cultivées, une décroissance avec point d'inflexion de la surface en prés de fauche, la présence d'un maximum en ce qui concerne les friches et les formations forestières ouvertes, et une croissance avec point d'inflexion des surfaces en formations forestières fermées¹. En fait, si l'on avait réparti intégralement les 20cm d'eau dans le premier réservoir (terres cultivées), on aurait mis en évidence la présence d'un maximum pour les surfaces en prés de fauche.

En d'autres termes, ce modèle de dynamique inspiré des lois de l'hydraulique montre une décroissance parabolique de l'unité initiale (terres cultivées), une croissance avec point d'inflexion de l'unité finale (forêts fermées), et des évolutions en courbe de Gauss des unités intermédiaires (prés de fauche, friches et forêts ouvertes). Selon les conditions initiales du système, ces extrema peuvent ou non apparaître concrètement (cf. pour les prés de fauche).

On peut trouver d'autres analogies que le modèle hydraulique, en particulier les modèles de dynamique des populations, avec auto-limitation de la croissance, ou bien tout simplement les modèles issus des matrices de transition, qui peuvent mettre en équation sous forme de suites mathématiques l'évolution des superficies. Les résultats que l'on peut obtenir avec ces modèles ressemblent à ceux obtenus à partir des théories hydrauliques, si ce n'est que la décroissance du stade initiale est exponentielle, et la croissance du stade final est asymptotique.

¹ Il va sans dire qu'à chaque instant t , les sommes des hauteurs d'eau dans chaque récipient vaut toujours 20cm.

En revanche, le modèle hydraulique nous semble plus proche de la réalité écologique, parce qu'on peut calculer des temps t précis et finis où le premier réceptif devient totalement vide, de même que le second, et ainsi de suite, on peut estimer un temps final où l'intégralité de l'eau sera déversée dans l'ultime réceptif, donc un temps t où l'ensemble de l'espace potentiellement dynamique (où l'on exclut donc les hameaux, les roches affleurantes...) se transformera en forêt fermée. Ce n'est pas le cas avec les modèles de matrice de transition ou de dynamique de populations, où l'on *tend* vers un état final sans jamais l'atteindre.

Afin d'appuyer le modèle hydraulique, mettons-le en relation avec l'évolution des superficies des physionomies végétales observées sur les deux secteurs de Beaune et du Thyl entre 1939 et 1988¹ (figure 3.29).

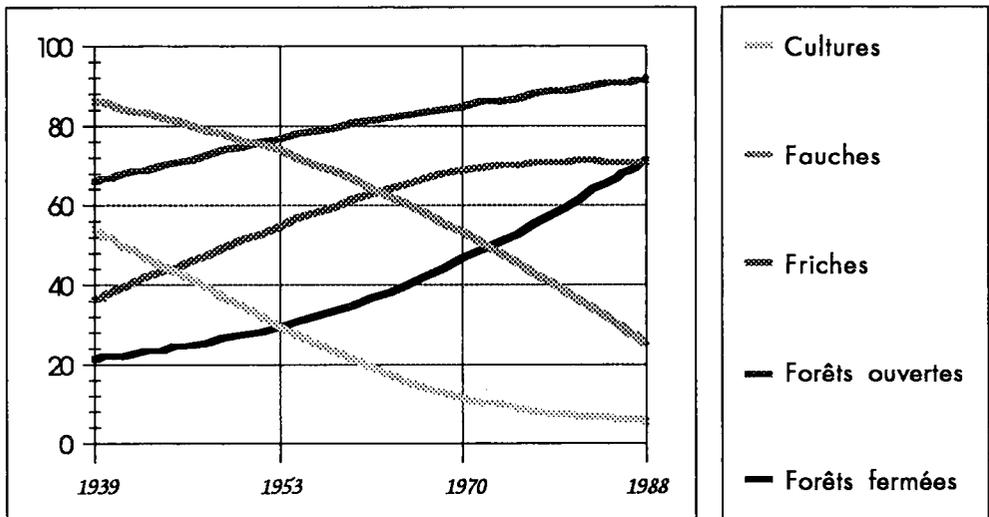


Figure 3.29 : Evolution des superficies (en ha) observée sur Beaune et Le Thyl entre 1939 et 1988

Bien sûr, dans le modèle de circulation hydraulique élaboré à partir des données de 1939 et 1953, l'unité de temps en elle-même n'a aucune signification (les "terres cultivées" disparaissent en moins de 2 secondes, les "prés de fauche" en 3 secondes, etc.). Mais l'on ne peut s'empêcher de constater la forte analogie du modèle hydraulique entre 0 et 2 secondes avec la réalité d'évolution des superficies entre 1939 et 1988, *et ce malgré la non-linéarité des processus markoviens mis en évidence avec les matrices de transition.*

¹ Ces valeurs sont issues au moyen d'Arc/Info des tables attributaires de polygones des différentes cartes de physionomie végétale.

Autrement dit, avec toutes les réserves qui s'imposent, on pourrait émettre l'hypothèse que le modèle hydraulique intègre intrinsèquement les variations de vitesses de transformation au cours du temps. En effet, si l'on a attribué aux largeurs des tuyaux reliant un récipient à un autre les valeurs de vitesse de transformation des physionomies végétales entre 1939 et 1953, il n'en demeure pas moins que les vitesses (lois de l'hydraulique obligeant) d'écoulement ne sont pas constantes ; elles dépendent des hauteurs d'eau (c'est-à-dire de la pression hydraulique en amont). Et ce sont peut-être ces variations de vitesse qui intègrent les accélérations et les décélérations des transformations physionomiques.

C'est vrai que les matrices de transition successives (39/53, 53/70, 70/88) ne sont pas markoviennes. Mais concrètement, où se situe cette non-linéarité ?

- Il y a une forte non-linéarité au niveau de la transformation des terres cultivées en prés de fauches (respectivement dans les trois matrices : 51,2, 72,7 et 39,4). Mais, à partir de 1953, il reste si peu de terres cultivées que ces variations ont bien peu d'impact sur la dynamique végétale¹. C'est comme si la largeur du tuyau entre les deux premiers récipients était très variable, mais avec de toute façon très peu d'eau dans le premier récipient.
- Les vitesses des transformations fauche—friche et friche—forêt ouverte certes ont tendance à progresser (respectivement 43,3-55,3-55,0 et 37,2-38,7-40,9), mais pas d'une manière franchement significative.
- La vitesse de transformation forêt ouverte—forêt fermée (13,9-25,2-36,1) est la seule à croître d'une manière indéniablement significative.

Ainsi, toutes ces variations observées expliquent à leur façon les nuances entre l'évolution réelle des superficies et le modèle hydraulique :

- Une disparition plus tardive des terres cultivées
- Une transformation de plus en plus rapide des forêts ouvertes en forêts fermées, donc une croissance des formations forestières ouvertes moins marquée dans la réalité.

L'analogie entre ce type de modèle hydraulique construit à partir des vitesses de dynamique paysagère et l'évolution des superficies a également été mise en évidence individuellement sur Beaune et sur Le Thyl. Les figures 3.30 et 3.31 fournissent l'évolution observée des superficies sur ces deux secteurs entre 1939 et 1988.

Nous avons évoqué le fait que, contrairement aux modèles des matrices de transition ou de dynamique des populations, le modèle hydraulique proposait des temps finis et mesurables où les réservoirs évacuaient leur dernière goutte d'eau, soit, autrement dit, des années où certaines physionomies végétales disparaissent de l'espace. En prenant comme étalonage "2 secondes = 20 ans", on peut modéliser les années de disparition des physionomies végétales, en fonction de l'intervalle de temps à partir duquel les paramètres de vitesse ont été mesurés (figure 3.32).

¹ Et d'ailleurs, n'y a-t-il pas des variations si larges justement parce que la quantité de surface concernée est faible, donc non significative ?

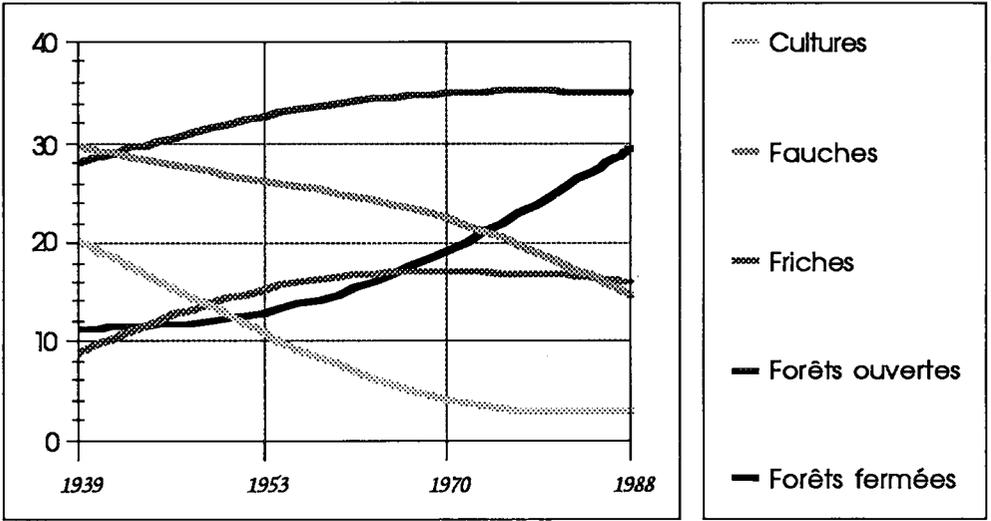


Figure 3.30 : Evolution des superficies à Beaune (en %)

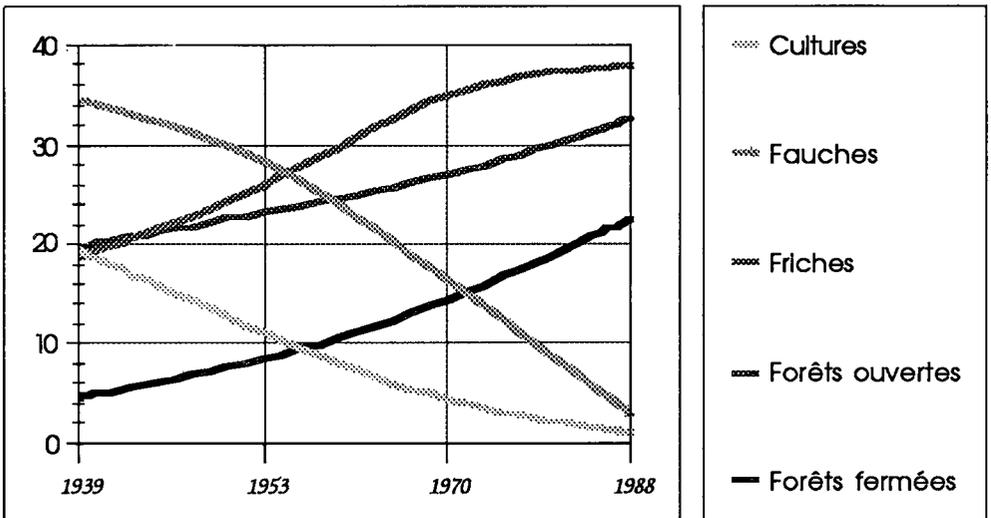


Figure 3.31 : Evolution des superficies au Thyl (en %)

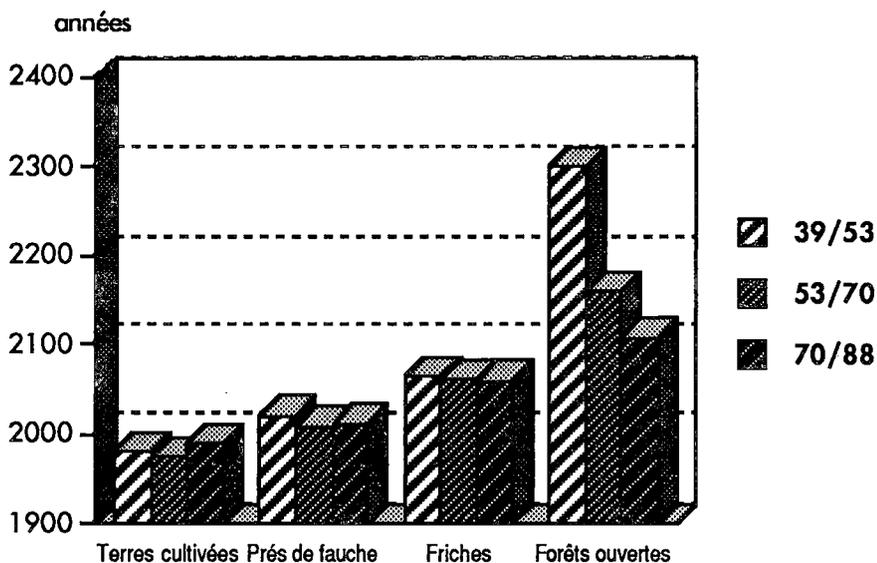


Figure 3.32 : Estimations des époques de disparition des physionomies végétales

Attention, il ne faut pas se méprendre sur la signification de ces résultats. Ce ne sont en aucune manière des prédictions des phénomènes à venir, pour au moins trois raisons :

— Ces résultats diffèrent suivant l'intervalle de temps utilisé pour le calcul, et on ignore lesquels sont les plus fidèles aux phénomènes à venir, si tant est qu'il y en ait un¹ ...

— L'étalement "2 secondes = 20 ans" est tout de même assez imprécis ; il est estimé visuellement sur les courbes.

— Ne perdons pas de vue que les matrices de transitions raffinées et donc ces résultats prennent uniquement en compte les parcelles suivant des dynamiques paysagères conformes à notre hypothèse de succession des physionomies végétales. Nous imaginerons volontiers que l'activité agricole ne cessera pas entièrement d'ici 30 ans, ou que certaines parcelles soumises à des conditions du milieu très contraignantes (forte pente, roche affleurante...) ne pourront connaître un développement forestier.

En réalité, le modèle que nous avons confectionné présente un intérêt **explicatif** et non **prédictif**. Il confirme certains points que nous avons déjà évoqués :

— Une bonne stabilité dans la date théorique de la disparition des prés de fauche et des friches, ce qui confirme une dynamique relativement constante de ces deux physionomies végétales.

— Une disparition des formations forestières ouvertes de plus en plus rapide, ce qui confirme l'accélération du processus de transformation des formations forestières ouvertes en formations forestières fermées au cours du temps.

¹ On peut d'ailleurs s'en rendre compte *a posteriori* : Le modèle à partir de l'intervalle 39/53 prévoyait une disparition complète des cultures en 1980. Force est de constater qu'il y a erreur !

f) Bilan et commentaires sur l'étude des matrices de transition

Voici les principaux enseignements à tirer de cette analyse de la dynamique physionomique :

• *Dynamique physionomique non perturbée et perturbée*

Pour qu'il n'y ait pas de confusion, rappelons que nous entendons par "dynamique non perturbée" la dynamique physionomique conforme à l'hypothèse de succession depuis les terres cultivées jusqu'aux formations forestières fermées, et par "dynamique perturbée" les éventuels retours en arrière le long de cette succession physionomique.

Nous avons vu que les périmètres concernés par une dynamique perturbée étaient faibles. Faibles mais non négligeables. En effet, étant donnée la diversité des causes leur donnant naissance (photo-interprétation, Système d'information géographique, réalité terrain), les lois qui régissent ces dynamiques "parasites" relèvent plus de processus stochastiques que naturels. Leur simple présence suffit alors à rendre impossible toute modélisation sur l'ensemble des périmètres étudiés, notamment par calcul d'état final théorique. Nous sommes obligés de les soustraire afin d'observer exclusivement les surfaces conformes au modèle de succession physionomique. Mais le problème est que pour chaque matrice (39/53, 53/70, 70/88), ces surfaces ne sont pas les mêmes. Il sera donc ardu de créer une sorte de modèle continu dans le temps, fonctionnant sur les mêmes espaces.

Néanmoins, il est positif de remarquer que les surfaces suivant le modèle de succession sont très largement majoritaires (toujours plus de 95% de la zone d'étude, hormis les hameaux et les périmètres inférieurs à 0,05 ha), ce qui constitue, en quelque sorte, une validation du modèle.

• *Dynamique de l'abandon et dynamique de la recolonisation*

Il est bon de rappeler à ce stade de l'étude que les tendances dégagées par l'analyse des matrices de transition mettent en évidence des lois ou des logiques de dynamiques en général, mais ne s'appliquent pas aux parcelles prises individuellement. On ne peut spéculer sur la dynamique propre de telle ou telle parcelle.

Sur l'ensemble des deux secteurs d'étude, nous avons mis en évidence sur un demi-siècle une dynamique de l'abandon plus rapide que la dynamique de la recolonisation. Nous avons expliqué au moyen du modèle hydraulique présenté précédemment que cette différence entre vitesse de l'abandon et vitesse de la recolonisation expliquait en quelque sorte la variabilité de la mosaïque paysagère.

Plus précisément, la dynamique de l'abandon s'est révélée nettement plus intense entre 1953 et 1970 en comparaison de la période 1939-1953 (on ne peut porter que peu de crédit aux dynamiques de l'abandon mesurées entre 1970 et 1988, les surfaces concernées étant fort réduites). La dynamique de la recolonisation est, quant à elle, en perpétuelle augmentation entre 1939 et 1988 (faible augmentation de la dynamique friche—forêt ouverte, mais surtout accélération de la dynamique forêt ouverte—forêt fermée). Reste à déterminer les raisons de ces changements dans les vitesses de transformation du paysage.

En ce qui concerne la dynamique de l'abandon, on trouvera l'explication de l'accélération brutale à partir de 1953 dans le contexte socio-économique de l'époque : la période 1939-1953 montre "les premiers symptômes de la déprise agricole" (Desmaris, 1991), et la période 1953-1970 traduit une véritable "rupture dans l'utilisation de l'espace" (Desmaris, 1991). La crise économique de l'industrie (surtout à partir de 1960) et la pollution fluorée ont provoqué un exode massif.

Nous retiendrons trois hypothèses susceptibles d'expliquer l'accélération de la dynamique de la recolonisation entre 1939 et 1988 :

— Les rejets fluorés, qui étaient il y a quelques décennies bien plus importants qu'aujourd'hui, ont pu avoir au cours du temps un impact négatif sur la croissance de la végétation de moins en moins marqué.

— Les unités paysagères post-culturelles observées il y a cinquante ans proviennent de parcelles agricoles abandonnées il y a fort longtemps. A une époque où l'espace demeurait tout de même largement utilisé par l'agriculteur, on peut se douter que les premières parcelles abandonnées étaient situées dans un contexte mésologique plutôt défavorable (forte pente, roche affleurante...), ce qui n'autorise *a priori* pas un développement rapide des ligneux. En revanche, on a abandonné par la suite des parcelles de plus en plus favorables à une installation rapide de formations forestières.

— Plus le temps s'écoule, et plus les parcelles abandonnées ont des chances de se trouver à proximité de formations forestières, voire d'être littéralement encerclées par les forêts. Ces configurations environnementales, c'est-à-dire "l'effet contagion" (proximité des semenciers) peut favoriser une croissance plus rapide des ligneux.

• *Dynamique à Beaune et dynamique au Thyl*

Si les logiques de la dynamique paysagère évoquées précédemment sont en règle générale les mêmes si l'on considère individuellement Beaune et le Thyl, il convient d'apporter un certain nombre de nuances qui permettront de différencier les deux secteurs.

— La dynamique de l'abandon est plus brutale au Thyl. Plus précisément, jusqu'en 1953, les dynamiques de l'abandon de Beaune et du Thyl sont similaires, mais la rupture dans l'utilisation de l'espace survenue en 1953 a nettement plus affecté le Thyl (surtout en ce qui concerne l'abandon des prés de fauche), et, à partir de 1970, cette dynamique ne fait que s'accroître davantage au Thyl, tandis que l'on note une sensible diminution de la vitesse de l'abandon à Beaune. Pour ne rappeler qu'un nombre, entre 1970 et 1988, 86,1%¹ des prés de fauche sont abandonnés au Thyl, contre seulement 32,5% à Beaune. Ces phénomènes sont particulièrement à mettre en rapport avec l'évolution démographique de Beaune et du Thyl (voir figure 3.19). Ainsi, comme le souligne C. Desmaris (1991) : "Il apparaît nettement que le Thyl a entamé son processus de désertification et Beaune maintient un dynamisme agro-pastoral".

¹ Rappelons que ces pourcentages sont calculés sur une base de 16 ans.

— La dynamique de la recolonisation répond aux mêmes lois sur les deux secteurs : relative stabilité de la dynamique friche—forêt ouverte, accélération de la transition forêt ouverte—forêt fermée. Il est néanmoins intéressant de constater que la transition friche—forêt ouverte s'effectue nettement plus vite à Beaune, et de plus, sur ce secteur, l'accélération de la transition forêt ouverte—forêt fermée est beaucoup plus marquée. L'hypothèse selon laquelle le secteur de Beaune est plus favorable à un développement rapide des formations ligneuses se confirme.

Ainsi, si l'on devait résumer en deux mots les différences de dynamique entre Beaune et le Thyl, les conditions mésologiques, et éventuellement un isolement plus marqué du hameau du Thyl ont engendré, et continueront à engendrer :

- Un abandon rapide et une recolonisation lente au Thyl
- Un abandon lent¹ et une recolonisation rapide à Beaune.

Si nous devons intuitivement prévoir ce qui se passerait dans les années à venir, nous dirions que les processus d'abandon appartiennent maintenant au passé, que le secteur du Thyl, même s'il est totalement déserté, mettra un certain temps à se vêtir d'une couverture forestière uniforme, et que le secteur de Beaune ressemblera prochainement à un écosystème forestier dans lequel se distingueront encore des îlots d'activité agro-pastorale. Il ne s'agit bien sûr que de spéculations, dans le cas où les processus d'enrichissement se dérouleraient suivant la même logique.

3° Les indices de dynamique paysagère

Afin de mieux cerner la contribution des classes physiologiques à la dynamique paysagère, nous avons élaboré les **indices de dynamique paysagère (IDP)**, dont le principe de calcul et la signification sont donnés dans la première partie du mémoire. Mesurés à partir des matrices de transition et des surfaces effectives occupées par les cinq physiologies végétales à différentes périodes, ils permettent de mieux rendre compte de l'importance des stades physiologiques rapidement traversés dans la dynamique paysagère.

Les IDP calculés sur l'ensemble des deux secteurs Beaune et Le Thyl sont reportés sur la *figure 3.33*. Rappelons que l'unité est une unité de surface, en l'occurrence l'hectare, ramenée à un pas de temps unitaire. Il s'agit par conséquent d'un nombre d'hectares par année. Par exemple, entre 1939 et 1953, tous les ans 4,1 hectares de l'espace se sont transformés en friches, ou sont passés du stade friches vers le stade de formations forestières ouvertes. Ainsi, les surfaces qui, par exemple sont passées directement de la fauche à la forêt ouverte entre 1939 et 1953 sont comptées une fois dans le calcul de l'IDP de ces stades, et deux fois dans l'IDP de la friche.

¹ L'abandon lent s'oppose ici à l'abandon rapide du Thyl, puisqu'il est, nous l'avons vu, quand même plus rapide que la recolonisation.

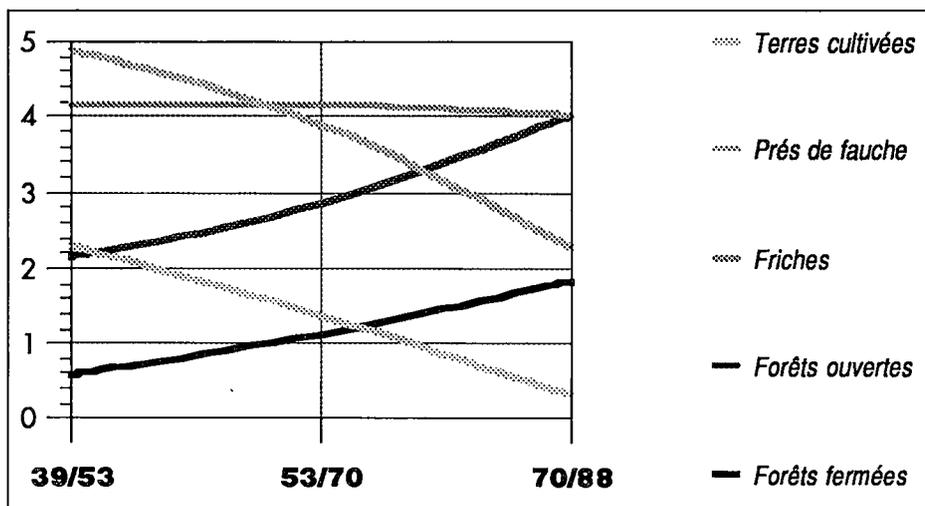


Figure 3.33 : Evolution des indices de dynamique paysagère sur l'ensemble des deux secteurs

La première chose que l'on constate à la vue de ce graphique est une formidable symétrie par rapport à l'axe "53/70", entre cultures et forêts fermées, fauches et forêts ouvertes, et friche avec friche. En observant ce graphe plus dans le détail, on remarquera :

— Les faibles contributions des stades physiologiques extrêmes (cultures et formations forestières fermées). Nous avons déjà évoqué dans la première partie cette propriété des IDP. La méthode de calcul de ces indices montre que dans le meilleur des cas, l'IDP des forêts fermées ne peut qu'égaliser l'IDP des forêts ouvertes, et l'IDP des cultures ne peut qu'égaliser l'IDP des prés de fauche.

— Une décroissance parallèle régulière des physiologies agricoles, et une croissance parallèle régulière des physiologies forestières ouvertes et fermées, ainsi qu'une remarquable stabilité de l'indice de dynamique paysagère de la friche, qui n'est pas sans évoquer un long maximum.

Nous venons d'interpréter ces indices suivant leur évolution par classe physiologique. Il existe une autre grille de lecture de ce graphique, en s'intéressant à sa partie supérieure : quelle est, en fonction du temps, la classe physiologique apportant la plus grande contribution à la dynamique paysagère ? Si l'on extrapole quelque peu les valeurs de l'axe horizontal¹, on remarquera que jusqu'à la fin des années cinquante, le pivot de la dynamique paysagère était le pré de fauche, remplacé ensuite par la friche, elle-même supplantée, à l'extrémité du graphique, par la forêt ouverte en 1980.

¹ C'est-à-dire si l'on attribue l'année 1946 à l'abscisse "39/53", 1962 à l'abscisse "53/70" et 1979 à l'abscisse "70/88".

Puisque, pour les raisons évoquées précédemment, les deux stades extrêmes ne peuvent avoir le plus fort IDP, nous avons sous les yeux les deux uniques "passations de pouvoir" qui pouvaient arriver tout au long d'un processus de recolonisation allant de la terre cultivée à la forêt fermée. Et ce résultat n'est pas dépendant de l'évolution des superficies des physionomies : par exemple, les friches, non dominantes dans l'espace entre 1960 et 1980, n'en possèdent pas moins la meilleure contribution à la dynamique paysagère.

Lorsque l'on s'intéresse à l'évolution de ces indices séparément sur Beaune et sur Le Thyl (figure 3.34), on constate la même logique évolutive que décrite précédemment, mais s'effectuant à un rythme très différent :

- L'IDP des prés de fauche ne décroît pas au Thyl dans un premier temps parce qu'entre 1939 et 1953 l'abandon des prés de fauche et des cultures y est moins marqué.
- Croissance plus marquée des stades forestiers ouverts et fermés à Beaune.
- Par conséquent, à Beaune, le centre de gravité physionomique de la dynamique paysagère glisse beaucoup plus rapidement : il s'agit des prés de fauche jusqu'en 1953 environ, des friches de 1953 à 1970, et, déjà depuis 1970 les formations forestières ouvertes. Au Thyl, les prés de fauche ont apporté la meilleure contribution jusqu'en 1960, et ce sont les friches depuis cette date, au moins jusqu'en 1980. Si l'on essaye intuitivement de prolonger ces courbes après 1980, on pourrait envisager un dépassement par l'IDP des formations forestières ouvertes peut-être en 1990.

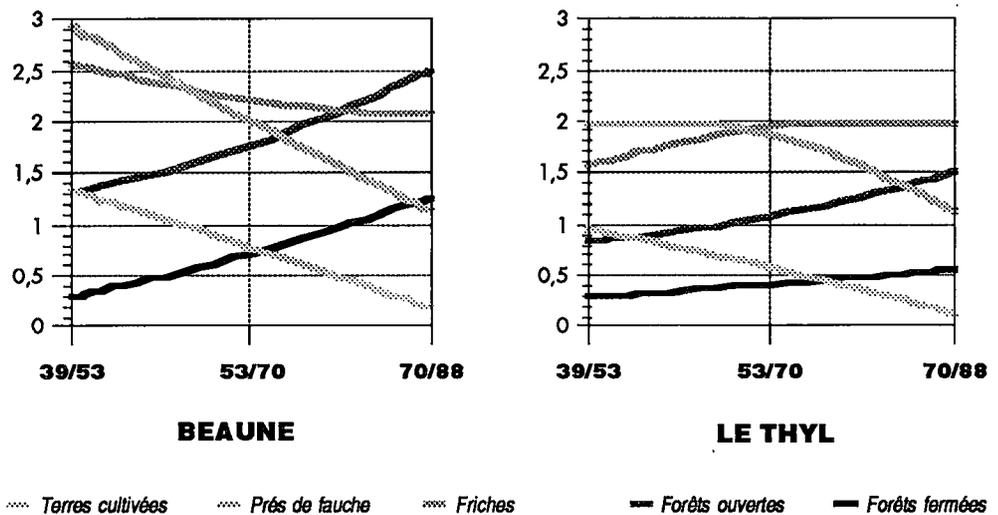


Figure 3.34 : Evolution des indices de dynamique paysagère sur Beaune et sur Le Thyl

Si l'on souhaite maintenant avoir une impression générale de la dynamique paysagère, il suffit d'additionner à chaque année les IDP des cinq classes physionomiques (figure 3.35). Nous avons juste opéré un léger changement d'unité : les surfaces totales de Beaune et du Thyl n'étant pas égales, nous avons considéré les IDP en hectares et par an, mais aussi en pourcentage par rapport à la superficie totale.

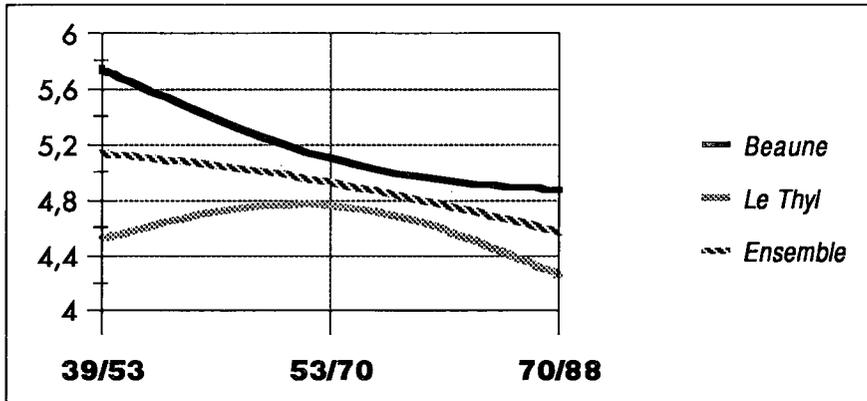


Figure 3.35 : Evolution de la dynamique paysagère

Cette approche de la dynamique végétale est une autre façon de percevoir la vitesse de transformation du paysage. Les matrices de transition, et plus particulièrement les indices de stabilité physionomique, proposaient des vitesses adimensionnelles, sans tenir compte de la surface occupée par les physionomies végétales. Ici, l'optique est différente : on intègre ces vitesses à des surfaces, ce qui fait que 100 ha avec une vitesse de transformation de 10% sont plus dynamiques que 10 ha avec une vitesse de 50%. Dans le chapitre consacré aux matrices de transition, nous aurions dit le contraire...

Dans un premier temps, on constate que la dynamique paysagère est toujours plus importante à Beaune qu'au Thyl. Plus précisément, on note alors la présence d'un maximum de dynamique paysagère au Thyl à la fin des années cinquante, alors que la dynamique de Beaune décroît sans cesse, et a probablement présenté un maximum à une période antérieure à 1950. Ceci s'explique de la façon suivante :

— La dynamique rapide observée à Beaune favorise une progression rapide des surfaces vers des physionomies avancées d'un point de vue dynamique. Or, nous avons vu que les vitesses de transformation forêts ouvertes—forêts fermées étaient plus lentes que les vitesses de transformation friches—forêts ouvertes, et ainsi de suite. Il est alors normal que plus on a de surfaces en formations forestières, plus la dynamique globale du secteur diminue.

— L'explication de la diminution de la dynamique au Thyl à partir de 1960 est la même. Seulement, il y a progression jusqu'en 1960 parce que la période 39/53 a montré sur ce secteur une dynamique de l'abandon bien moindre que lors de la période 53/70. Etant donné que les physionomies végétales se transforment suivant une trajectoire à sens unique, et par conséquent de plus en plus lentement, seule une accélération des processus d'abandon peut entraîner une augmentation de la vitesse globale de la dynamique paysagère.

C/ EVOLUTION DE LA STRUCTURE DU PAYSAGE

1° Analyse de la diversité physiognomique

a) Diverses estimations simples de la diversité physiognomique

Etant donné leur rôle éventuel dans le fonctionnement écologique et particulièrement la diversité spécifique, nous avons retenu deux descripteurs simples, mais importants dans l'étude de la structure du paysage : le nombre de taches et leur superficie moyenne. Puisque nous travaillons sur des secteurs à superficie constante, il est clair que toutes unités physiognomiques confondues, l'un des deux descripteurs donne automatiquement la valeur de l'autre :

$$\bar{n}s = S$$

mais il est intéressant cependant d'en étudier les variations pour chacune des classes physiognomiques.

α) L'évolution du nombre de taches

Sur l'ensemble des deux secteurs, l'évolution du nombre de taches est le suivant (figure 3.36) :

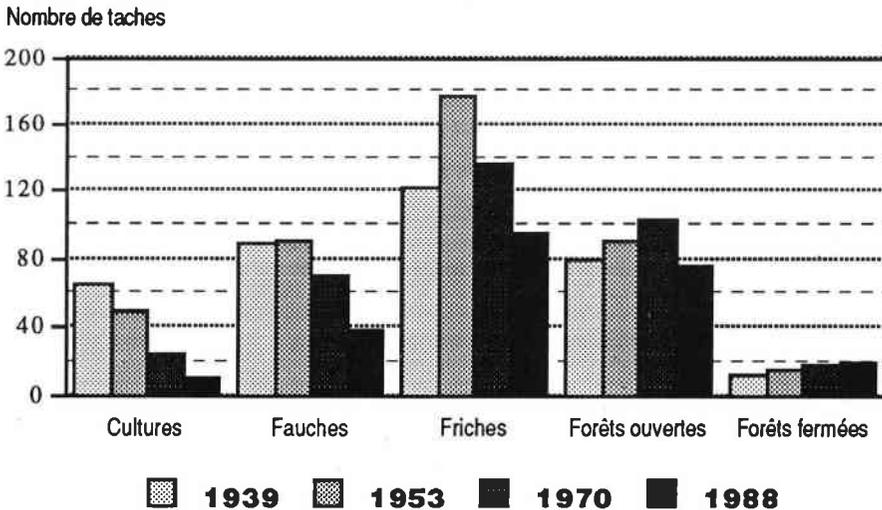


Figure 3.36 : Evolution du nombre de taches sur les deux secteurs

Nous n'avons pas représenté sur ce graphique, pour des raisons d'échelle, le nombre total de taches sur les deux secteurs :

- 1939 : 378
- 1953 : 434
- 1970 : 362
- 1988 : 252

Ces variations du nombre de taches selon l'année d'observation sont très importantes ; celui-ci présente un maximum en 1953, pour décroître de façon marquée jusqu'en 1988.

Lorsque l'on s'intéresse au nombre de taches par classe physionomique, on constate une belle symétrie du système, qui n'est pas sans évoquer l'évolution des superficies que l'on a rencontrée précédemment : décroissance du nombre de taches des cultures, croissance de celui des forêts fermées, et le nombre de taches des unités intermédiaires présente un maximum (en 1953 pour les fauches et les friches, en 1970 pour les forêts ouvertes).

Il est également intéressant de noter le nombre très important voire dominant d'îlots en friches, surtout en 1953, en regard avec leur surface qui n'a jamais été très importante. En revanche, les forêts fermées, même si elles présentent une croissance soutenue de leur superficie, ne montrent pas une augmentation importante de leur nombre de taches.

Les variations détaillées de ce descripteur sur les secteurs de Beaune et du Thyl montrent globalement les mêmes tendances (*figure 3.37*) avec des amplitudes encore plus marquées au Thyl : ce secteur présente les plus grands extrêmes en nombre total de taches (234 en 1953, 118 en 1988), de plus larges amplitudes en ce qui concerne les cultures, les prés de fauche et les friches.

Il conviendra enfin de signaler l'évolution caractéristique en paliers du nombre d'îlots en culture en 1939 : sachant que la surface totale cultivée ne cesse de s'effondrer entre 1939 et 1988, on constate que l'abandon s'effectue entre 1939 et 1953 par rétrécissement comme une peau de chagrin des périmètres cultivés (nombre de taches à peu près identique), et, entre 1953 et 1970, par élimination en bloc d'une partie de ces périmètres.

β) L'évolution de la surface moyenne des unités paysagères

Cette évolution n'est pas une information nouvelle, puisqu'elle résulte du rapport entre la superficie et le nombre de taches de chaque classe physionomique. Son étude nous offre néanmoins une nouvelle perspective de l'évolution de la structure du paysage et, comme nous allons pouvoir le vérifier, met en exergue quelques phénomènes que nous n'avions pu déceler.

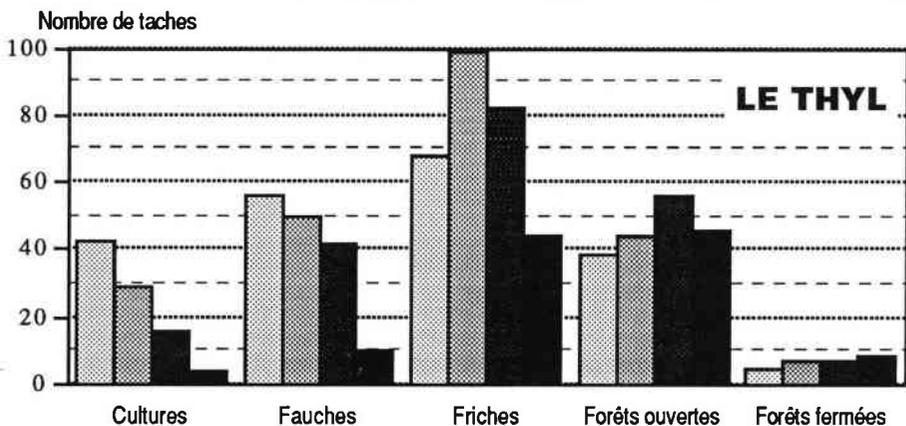
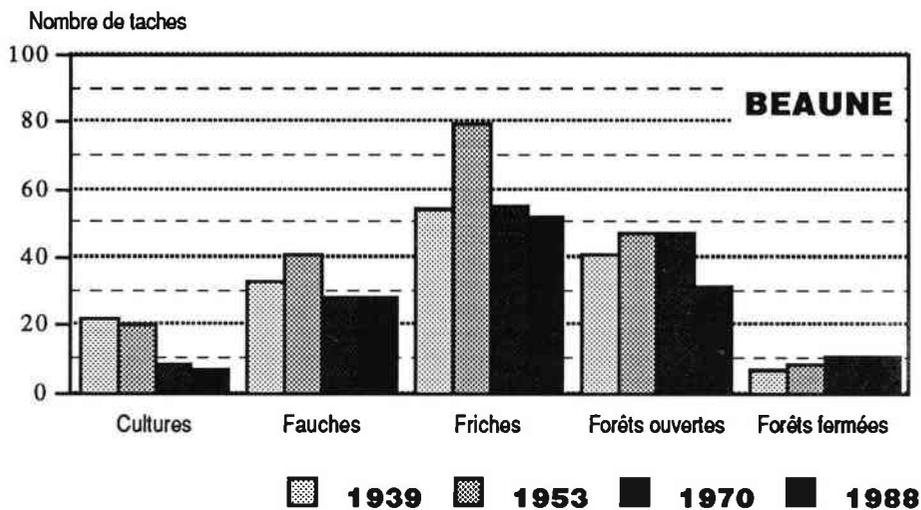


Figure 3.37 : Evolution du nombre de taches à Beaune et au Thyl

On savait que, toutes classes confondues, la surface moyenne des taches présentait un minimum en 1953 (nombre de taches maximum). On constate plus précisément (figure 3.38) qu'entre 1939 et 1953, la diminution de cette surface moyenne est due exclusivement à l'action combinée de la forte décroissance des surfaces agricoles (cultures et fauches) et de la faible diminution de leur nombre d'îlots. La superficie moyenne des taches de friches et de forêts est stable entre 1939 et 1953, ce qui signifie que leurs variations en surface et nombre de taches sont proportionnelles. Après 1953, les superficies moyennes des îlots agricoles restent (relativement) stables, alors que celles des stades post-cultureux (surtout forêt fermée) croissent significativement.

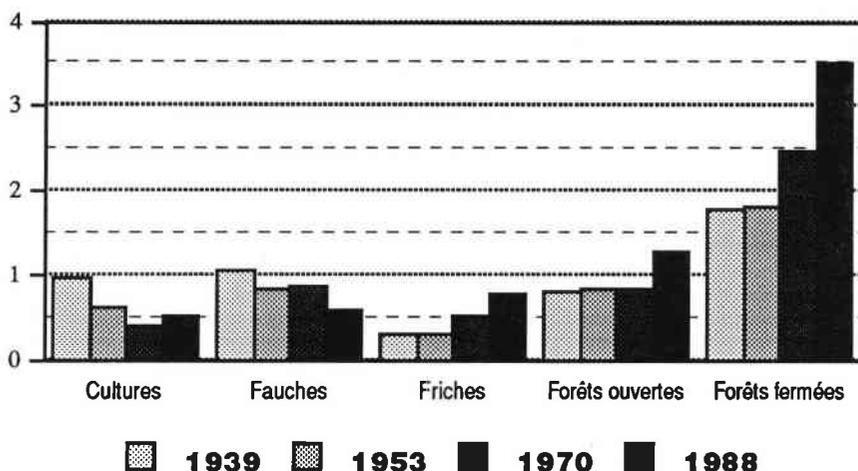


Figure 3.38 : superficie moyenne des taches des deux secteurs (en hectares)

En résumé, la diminution générale des surfaces moyennes entre 1939 et 1953 (=augmentation générale du nombre de taches) est due à un rétrécissement des îlots agricoles, et son augmentation après 1953 est due à une expansion des îlots post-culturaux.

La comparaison de ces surfaces moyennes entre Beaune et Le Thyl (figure 3.39) nous montre des différences notables, particulièrement l'évolution complètement inversée de la superficie moyenne des périmètres en friche, et la relative stabilité des surfaces moyennes en forêt ouverte au Thyl par rapport à Beaune. Cela signifie que, si l'on se réfère aux superficies totales des unités physiologiques, l'augmentation générale de la surface moyenne des îlots après 1953 est due principalement à l'augmentation de celle des friches au Thyl, et de celle des forêts ouvertes à Beaune.

b) La diversité informationnelle du recouvrement physiologique

La diversité informationnelle, calculée, rappelons-le, d'après la formule de Shannon, vaut, pour un paysage composé de n unités paysagères :

$$D = - \sum_{i=1}^n s_i \log_2(s_i)$$

où s_i représente la surface relative de la i ème unité (surface de l'unité sur surface totale)

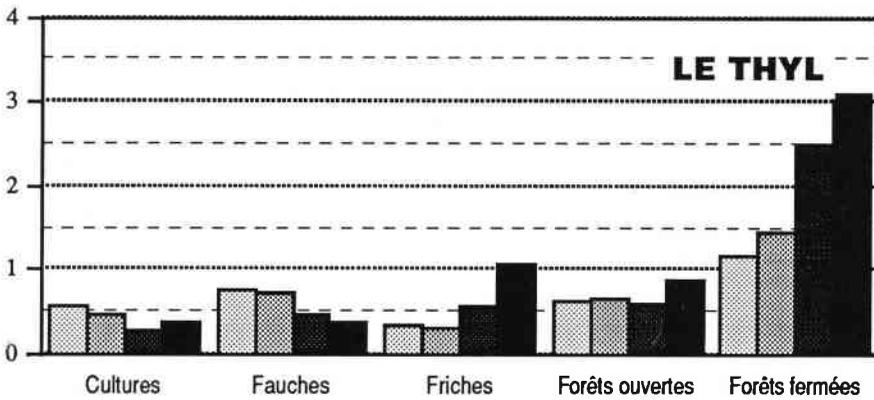
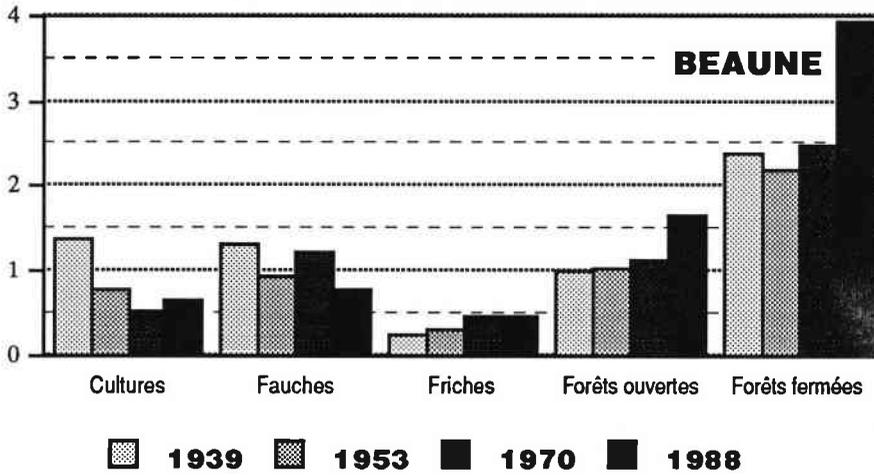


Figure 3.39 : Evolution de la superficie moyenne des taches à Beaune et au Thyl (en hectares)

Le calcul de cette diversité spatiale sur chacune des zones ou sur les deux ensemble, pour chaque année, donne les résultats suivants¹ (figure 3.40) :

¹ Nous avons normalisé cette valeur de diversité en la rapportant au logarithme en base deux du nombre de classes physiologiques ($\log_2(5)$) pour obtenir des valeurs oscillant entre zéro et un.

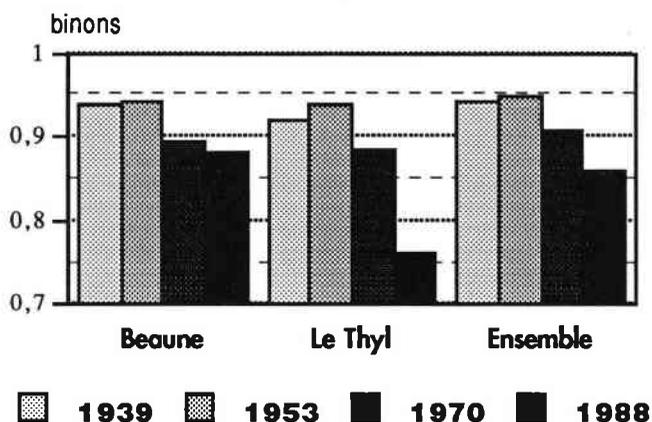


Figure 3.40 : Diversité informatique

Nous constatons, aussi bien sur l'ensemble des deux secteurs que sur chacun pris séparément, une valeur maximale de la diversité spatiale en 1953. Cela signifie que l'ensemble de l'espace considéré était le plus proche d'un recouvrement en cinq classes de superficies égales en 1953¹. Ensuite, cette diversité diminue à la suite du déséquilibre sans cesse croissant entre les surfaces agricoles et les surfaces post-culturelles.

Ajoutons une petite nuance en ce qui concerne le site de Beaune : la diversité se stabilise entre 1970 et 1988 du fait de l'équilibrage du sous-système forêt ouverte/forêt fermée, qui compense quelque peu le déséquilibre périmètre agricole/périmètre post-culturel. Au Thyl, la diversité chute brutalement en 1988, les surfaces agricoles devenant quasi-inexistantes. L'essentiel (les trois-quarts) du paysage est composé de friches et de forêts ouvertes.

c) La diversité induite par les unités paysagères

Nous avons décidé d'utiliser cette approche de diversité spatiale (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982 ; BAUDRY, 1985) en conservant en mémoire les risques que comporte son utilisation (*Première partie*) : il n'y a à notre connaissance pas de validation de ce descripteur sur d'autres secteurs que ceux étudiés par BAUDRY (mosaïques agriculture/non agriculture) et surtout pas en zone de montagne. Mais nous demeurons séduits par la logique d'élaboration de ce descripteur de la structure spatiale, et, de plus, il permet une mesure de la diversité pour chaque unité paysagère.

Ce nombre n'étant pas adimensionnel, nous avons pris garde à utiliser les mêmes unités de surfaces et de longueurs, puis, en raison de son aptitude à varier fortement, nous lui avons fait subir une transformation logarithmique. Peu importe l'unité du résultat, tout ce qu'on peut dire, c'est que plus ce nombre est élevé, plus forte est la diversité.

¹ Rappelons que la diversité est maximale pour tous les s_i égaux (valant $S_{total}/5$).

Rappelons que cette diversité par hectare est fonction de l'importance des lisières, du nombre moyen d'îlots, de la taille moyenne des îlots, et de la superficie totale de l'unité paysionomique.

De prime abord, ce graphique (*figure 3.41*) semble trop parfait ! Il traduit sans aucune imperfection ce que l'on pouvait attendre d'une représentation de la diversité induite par les unités paysionomiques : croissance de la diversité induite par les forêts denses, décroissance de la diversité induite par les périmètres agricoles, extrema de diversité pour les friches et forêts ouvertes ; ces graphes semblent être des portions de courbes de croissance et de mortalité de population comme on peut en trouver dans les meilleurs manuels.

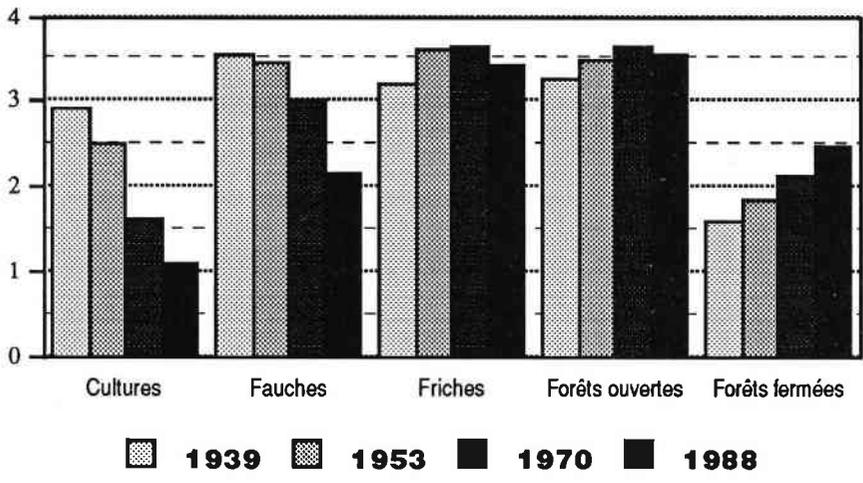


Figure 3.41 : Indice de diversité sur les deux secteurs

Toutefois, une autre lecture de ce graphique est possible : en s'intéressant non plus à l'évolution de la diversité induite par une unité paysionomique, mais à l'unité paysionomique induisant, pour chaque année, la meilleure diversité, on retrouve une certaine analogie avec les résultats concernant les indices de dynamisme paysager. En 1939, l'élément paysionomique induisant la plus forte diversité est le pré de fauche, en 1953 la friche, en 1970 la friche à égalité avec la forêt ouverte, et en 1988 la forêt ouverte. On peut intuitivement s'attendre à ce que dans quelques années ou décennies la forêt fermée devienne l'élément induisant la plus forte diversité.

Il est particulièrement intéressant de remarquer l'analogie de la diversité induite par les friches et les forêts ouvertes, et éventuellement les prés de fauche : ce sont les mêmes évolutions, décalées de quelques années dans le temps.

Si l'on cumule pour chaque année l'ensemble des cinq diversités, on obtient le résultat suivant (*figure 3.42*) :

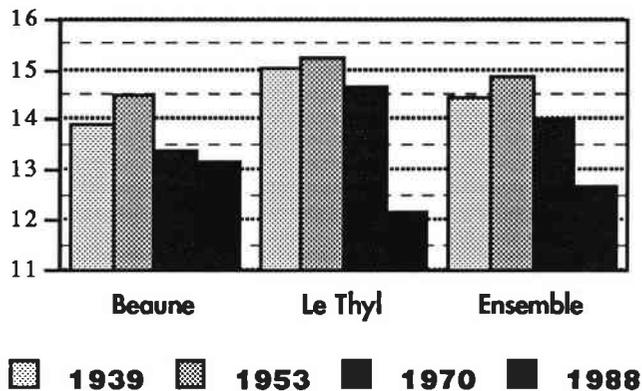


Figure 3.42 : Somme des cinq indices de diversité

en parfait accord avec la diversité informatrice (maximum de diversité globale en 1953). Ceci est un résultat très encourageant pour ce qui est de la viabilité en zone de montagne de ce que l'on peut appeler *l'indice de diversité de BAUDRY*.

Lorsque l'on décompose cette diversité séparément sur Beaune et Le Thyl (figure 3.43), on remarque, comme à l'accoutumée des tendances comparables à la tendance générale (entre autre l'évolution de la somme des cinq diversités induites, présentant un maximum en 1953), avec quelques nuances :

- Les extrema de diversité ne se situent pas aux mêmes périodes.
- Pour les prés de fauche, maximum à Beaune en 1953, pas de maximum au Thyl (probablement antérieur).
- Pour les friches, maximum à Beaune en 1953, au Thyl en 1970.
- Pour les forêts ouvertes, maximum à Beaune en 1970, pas de maximum au Thyl (probablement postérieur).

Si la diversité induite par ces trois unités physiologiques intermédiaires suit la même logique de croissance/décroissance, force est de constater qu'à Beaune, l'évolution semble plus rapide qu'au Thyl. En effet, même si le maximum de diversité induite par la friche est, à 15 années près, atteint au même moment sur les deux secteurs, pour ce qui est des prés de fauche, le maximum au Thyl est alors antérieur à celui de Beaune, et lorsque l'on passe aux forêts ouvertes, le maximum au Thyl sera probablement postérieur.

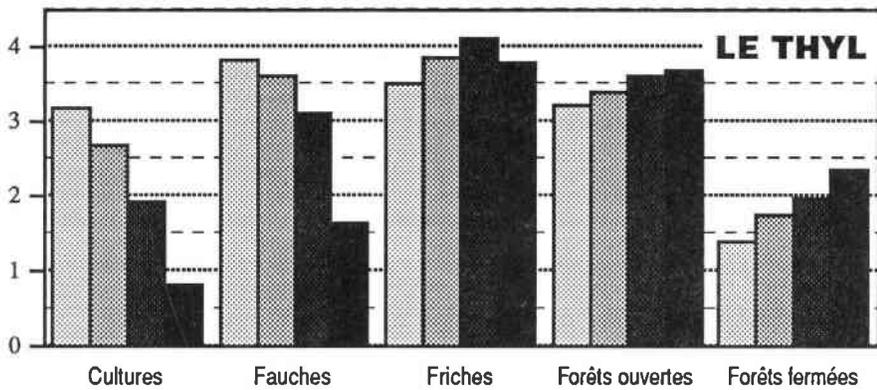
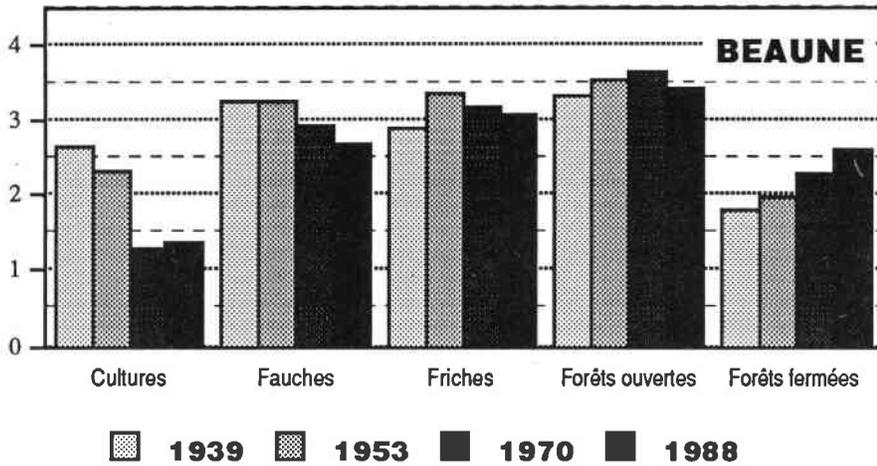


Figure 3.43 : Indices de diversité à Beaune et au Thyl

• Conformément aux indices de dynamisme paysager, l'unité physiologique induisant la plus grande diversité à Beaune n'est jamais la friche : il s'agit du pré de fauche en 1939, et de la forêt ouverte en 1953, 1970 et 1988. Tout se passe comme si ce système dynamique post-culturel ne "s'attardait" pas longtemps au stade friche, basculant rapidement du pré de fauche à la forêt. La faible superficie en friche rencontrée à Beaune quelle que soit l'année de l'observation, confirme d'ailleurs cette hypothèse.

En revanche, au Thyl, le système dynamique prend le temps de "s'arrêter" un moment au stade friche (unité physiologique induisant la plus grande diversité : 1939, pré de fauche ; 1953, 1970 et 1988, friche).

En résumé, on constate aussi bien à Beaune qu'au Thyl un basculement à partir de 1953-1970 d'un paysage dont la diversité est induite par les périmètres agricoles, à un paysage dont la diversité est induite par les physiologies post-culturelles. Cependant, si la période de cet axe de pivotement est la même, les processus sont plus lents au Thyl. Ainsi, après 1953, la diversité du paysage est fortement induite au Thyl par les friches, et à Beaune par les forêts ouvertes.

Ces commentaires, aussi intéressants soient-ils, ne sont pas satisfaisants. Nous n'avons cessé de parler de la diversité induite par ceci ou par cela, mais, concrètement, que signifie cette induction de diversité ? D'un point de vue conceptuel, on pourrait rapprocher la notion de maximum de diversité induite à celle de matrice du paysage. N'avons-nous pas défini la matrice du paysage comme étant l'élément possédant globalement la plus forte surface, la meilleure connectivité (lisières), la plus grande influence écologique ? Les deux premières caractéristiques sus-citées sont parties prenantes du calcul de la diversité de BAUDRY. Il faut cependant modérer son enthousiasme ; nous considérons que cette diversité pourra définir l'élément matriciel d'un paysage à condition qu'elle soit largement supérieure aux autres. Dans notre cas, les différences (entre prés de fauche, friches et forêts ouvertes) sont infimes. Nous pouvons seulement émettre l'hypothèse que le système bascule d'une matrice agricole à une matrice préforestière en 1953. Cette hypothèse sera reprise par la suite.

Si les éléments paysagers induisant une forte diversité ne peuvent être forcément définis comme la matrice du paysage, ils en possèdent néanmoins les propriétés, et cette définition de la diversité devient satisfaisante.

2° La complexité des formes ; analyse des lisières

Nous avons vu, d'un point de vue mathématique, deux possibilités de mesurer la complexité des éléments composant un paysage : la dimension fractale et l'indice de forme de Patton. Pour les raisons évoquées dans la *première partie*, nous n'utiliserons pas la dimension fractale, son interprétation demeurant problématique¹. L'indice de Patton, plus compréhensible intellectuellement, s'imposait de fait.

Cependant, un nouveau problème surgit : même si l'on connaît bien les propriétés de l'indice de Patton (à surface égale, plus le périmètre est grand, plus la forme de l'objet est complexe, et plus l'indice est élevé), on peut se poser des questions quant à sa signification écologique.

Il est certain qu'en écologie du paysage, la mesure d'une complexité n'a de valeur que par l'intérêt de sa signification écologique. Nous avons déjà évoqué le fait qu'un périmètre (c'est-à-dire écologiquement une lisière) important favorisait, entre autres, l'existence d'écotones, avec toute la diversité spécifique qui peut en découler. Or, même si l'information géographique des unités étudiées est en mode vecteur, il existe néanmoins une sorte de "pixel" sur les cartes étudiées : les parcelles. Une petite tache entourant uniquement une parcelle ne pourra naturellement pas avoir une complexité élevée.

¹ Si nous ne le présentons pas ici, nous devons avouer que la tentation de mesurer cette dimension fractale était trop forte. Mais, comme prévu, l'interprétation que nous pouvions lui donner était à la hauteur du flou concernant ses propriétés.

Ainsi, une carte composée de très nombreuses petites taches aura beau avoir une faible complexité (due à la simplicité des contours), elle n'en présentera pas moins un nombre important de lisières, et c'est ce nombre qui importe écologiquement parlant.

Par conséquent, afin de rendre compte de la complexité de paysages tels que les nôtres, est-il préférable d'étudier l'évolution de la complexité des formes, qui fournit des indices adimensionnels dont l'intérêt écologique est discutable, ou bien de mesurer en toute simplicité les lisières entre unités physionomiques ?

Concrètement, nous commencerons par nous intéresser à l'indice de forme de Patton, et vérifier s'il dépend ou non de la taille des taches. Si c'est le cas, doit-on et peut-on le "normaliser" ? Nous nous apercevrons en fait rapidement que le meilleur descripteur de la complexité de nos paysages est tout simplement la longueur des lisières. Nous en profiterons pour étudier plus précisément tous les types de lisières que l'on peut rencontrer.

a) Les indices de forme du paysage

L'indice de Patton :

$$C = \frac{P}{2\sqrt{\pi S}}$$

est mesuré au moyen des tables attributaires de polygones fournies par Arc/Info. Il est calculé sur la moyenne des indices de Patton de l'ensemble des taches. Sachant ce qui a déjà été vu sur la structure du paysage, nous aurions pu intuitivement nous attendre au contraire de ce que présentent ces graphiques, à savoir un maximum de complexité en 1953, en accord avec le maximum de diversité et, nous le verrons, d'hétérogénéité. Il n'en est rien.

Cependant, si l'on se remémore l'évolution du nombre de taches (ou de la surface moyenne des taches, ces deux descripteurs étant symétriques), on constate une forte corrélation entre ce nombre et la complexité des formes.

Nous avons regroupé les taches présentant des superficies similaires, et mesuré l'indice de forme de chacun de ces groupes (*figure 3.44*). Comme prévu, l'indice de forme dépend très fortement de la taille des îlots, et ces variations sont beaucoup plus importantes que les variations d'un indice de Patton sur un secteur donné au cours du temps. Et l'on ne peut même pas comparer les indices d'une même classe au cours du temps ; même au sein d'une classe, les superficies moyennes présentent des variations qui suffisent à provoquer des écarts entre les indices de forme.

Ainsi, sans remettre en question la pertinence mathématique de l'indice de forme, nous l'estimons difficilement utilisable dans un contexte tel que le nôtre, puisqu'il y dépend bien plus de la taille des taches (ce qui n'est pas intrinsèquement du ressort d'un indice de forme) que de leur forme !

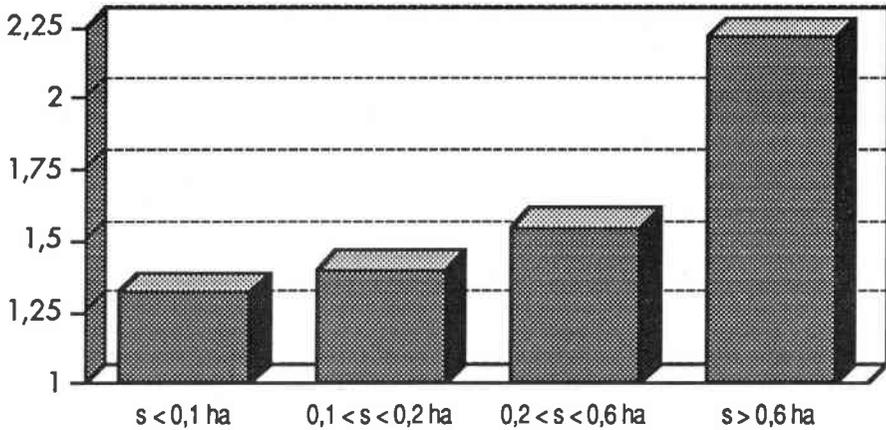


Figure 3.44 : Moyenne des indices de forme en fonction de la surface des taches (tous secteurs et toutes années)

Bien sûr, on pourrait supprimer ce biais en “normalisant” l’indice de Patton par la surface des polygones. Nous nous sommes par exemple aperçus que dès qu’on le divisait par la surface des taches, l’indice suivait au cours du temps une évolution “sympathique” (maximum en 1953). Satisfaisant, peut-être, mais certainement pas rigoureux. Et pourquoi ne pas diviser par la racine carrée, le logarithme, ou la racine cubique du logarithme en base 2,93 de la surface, jusqu’à obtenir le résultat souhaité ? Nous ne le répétons jamais assez ; la possibilité de confectionner soi-même des indices conduisant au résultat souhaité est un véritable chant des sirènes. Nous nous refusons à l’écouter.

En bref, l’indice de Patton, dans notre étude, s’avère juste, mais non significatif¹ ; il est certes un révélateur de la forme des taches, mais celle-ci dépendant de la dimension des taches, on n’obtient aucune information concernant l’évolution des contacts entre unités physionomiques.

b) Etude des lisières entre unités physionomiques

Après avoir évoqué l’indice de Patton, traiter tout simplement du périmètre semble un retour en arrière, l’indice de Patton intégrant ce paramètre en même temps que la surface. Cependant, d’un point de vue écologique, quel indice rendrait mieux compte des contacts, des écotones, que ce périmètre des taches physionomiques ? En réalité, traiter du périmètre ne relève plus intégralement de la complexité, mais également en partie de l’hétérogénéité du paysage. A surface égale, il peut y avoir augmentation de la longueur des périmètres suivant deux processus :

¹ Peut-être avons-nous entendu d’autres sirènes : ne nous sommes-nous pas acharnés à démonter l’indice de forme parce qu’il ne satisfaisait pas, au niveau du résultat, à nos exigences ? Aurions-nous songé à le critiquer s’il avait présenté un maximum en 1953 ?

- Une augmentation du nombre de taches sans complexification (évolution vers une structure plus micro-hétérogène).
- Une complexification des contours sans augmentation du nombre de taches.

Mais en fait, peu importe ; l'intérêt écologique demeure la quantification de ces périmètres, c'est-à-dire de ces lisières.

α) Les périmètres des unités cartographiques

Au moyen des tables attributaires d'arcs (Arc/Info), nous avons sélectionné tous les contacts existants entre les unités paysagères, en éliminant toutefois les contacts des unités physionomiques avec les hameaux, ou l'extérieur de la carte, ces contacts n'ayant aucune réalité écologique. Nous disposons ainsi de dix contacts possibles (*figure 3.45*).

<i>Terres cultivées</i> A	<i>Prés de fauche</i> B	<i>Friches</i> C	<i>Forêts ouvertes</i> D	<i>Forêts fermées</i> E	
	AB	AC	AD	AE	<i>Terres cultivées</i> A
		BC	BD	BE	<i>Prés de fauche</i> B
			CD	CE	<i>Friches</i> C
				DE	<i>Forêts ouvertes</i> D
					<i>Forêts fermées</i> E

Figure 3.45 : Les dix contacts possibles entre physionomies végétales (et leurs symboles)

Est représentée sur la *figure 3.46* l'évolution de la totalité des lisières de chaque zone, et de l'ensemble des deux, rapportée à l'hectare (c'est-à-dire divisée par la surface totale de chaque secteur), afin de pouvoir les comparer. On constate d'une part, aussi bien à Beaune qu'au Thyl, un maximum de longueur de lisières en 1953. Jusqu'en 1970, le secteur du Thyl présente davantage de lisières que celui de Beaune, mais la décroissance y est plus marquée, si bien que la tendance s'inverse à partir de 1988.

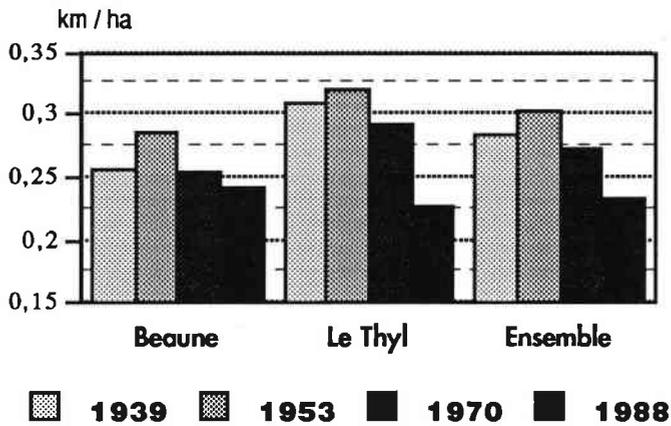


Figure 3.46 : Longueur des lisières par hectare

En se remémorant les graphiques d'évolution du nombre de taches (figure 3.36), on s'aperçoit de la similitude avec l'évolution des lisières. Cette forte corrélation est un résultat intéressant : l'analyse des périmètres n'est pas une redite de l'analyse du nombre de taches. Bien au contraire, elle montre que les variations de la longueur des lisières ne sont pas la conséquence d'une complexification des contours, mais simplement d'une augmentation du nombre d'îlots, si l'on se réfère aux deux sources de complexification présentées peu avant.

L'observation des périmètres entourant les différentes unités physiologiques¹ (figure 3.47) montre globalement un résultat identique à celui déjà observé plusieurs fois : décroissance des périmètres agricoles entre 1939 et 1988, croissance des périmètres forestiers fermés, et présence d'un maximum en 1970 pour les périmètres en friches et forêts ouvertes, et, serait-on tenté de dire, plutôt en 53-70 pour les friches, et plutôt en 70-88 pour les forêts ouvertes (on retrouve ainsi le décalage dans le temps, déjà évoqué).

Si ce descripteur montre très sensiblement les mêmes variations aux mêmes amplitudes que l'indice de diversité de Baudry, il montre néanmoins des différences notables avec le nombre de taches par unités physiologiques : si, de 1939 à 1988, la friche a toujours été l'unité physiologique présentant le maximum d'îlots, les lisières les plus abondantes sont, en 1939 et 1953, celles entourant les prés de fauche, et en 1970 et 1988 celles entourant les forêts ouvertes. En d'autres termes, sachant que plus les taches sont grandes, plus elles ont tendance à avoir des formes complexes, les friches sont caractérisées sur nos secteurs par de petits polygones aux contours simples. De plus, il est intéressant de constater que le périmètre des taches de forêts fermées croît de façon notable, alors que le nombre de taches augmente à peine. Ces taches subissent par conséquent une augmentation de leur surface, et surtout de leur périmètre.

¹ Pour une année donnée, la somme des lisières des cinq unités physiologiques vaut bien entendu exactement deux fois la totalité des lisières présentée précédemment, puisque chaque lisière est commune à deux unités physiologiques, et l'on a exclu les contacts avec l'extérieur et avec les hameaux.

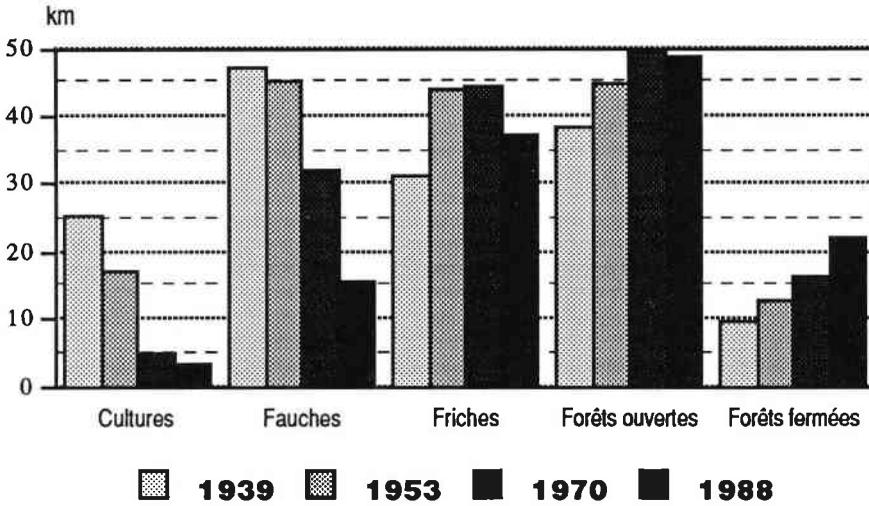


Figure 3.47 : périmètres des unités physiognomiques sur les deux secteurs

La comparaison de l'évolution des lisières à Beaune et au Thyl (*figure 3.48*) montre une fois de plus la même tendance : croissance et décroissance des extrêmes, maximum pour les friches en 1953 à Beaune, en 1970 au Thyl, maximum pour les forêts ouvertes en 1970 à Beaune, probablement dans peu de temps au Thyl. A Beaune, les lisières entourant les friches ne dominent jamais l'espace, tandis que c'est le cas au Thyl en 1953 et 1970.

β) Analyse des contacts entre unités physiognomiques

Nous pouvons aller plus loin dans l'analyse des périmètres en focalisant l'étude sur les longueurs des contacts possibles. Cinq unités paysagères induisent dix contacts possibles. L'évolution des longueurs de ces dix contacts sur l'ensemble des deux secteurs est représentée sur la *figure 3.49*, en utilisant les conventions d'écriture données dans la *figure 3.45*.

Au cours des cinq dernières décennies, le paysage a surtout été marqué par cinq contacts :

- Le contact entre surfaces agricoles terres cultivées/prés de fauche (AB) en forte décroissance
- Le contact prés de fauche/friches (BC) présentant un maximum en 1953
- Le contact prés de fauche/forêts ouvertes (BD) en décroissance
- Le contact friche/forêts ouvertes (CD) en augmentation, mais tendant probablement vers un maximum
- Le contact forêts ouvertes/forêts fermées (DE) bien sûr en forte croissance

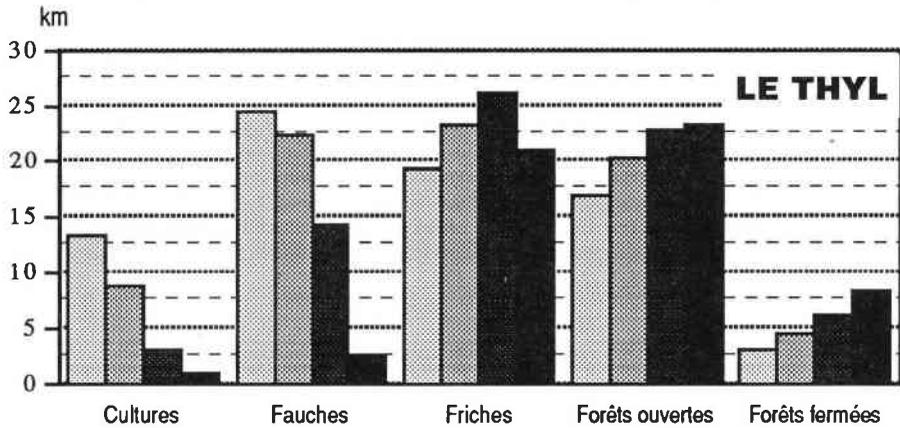
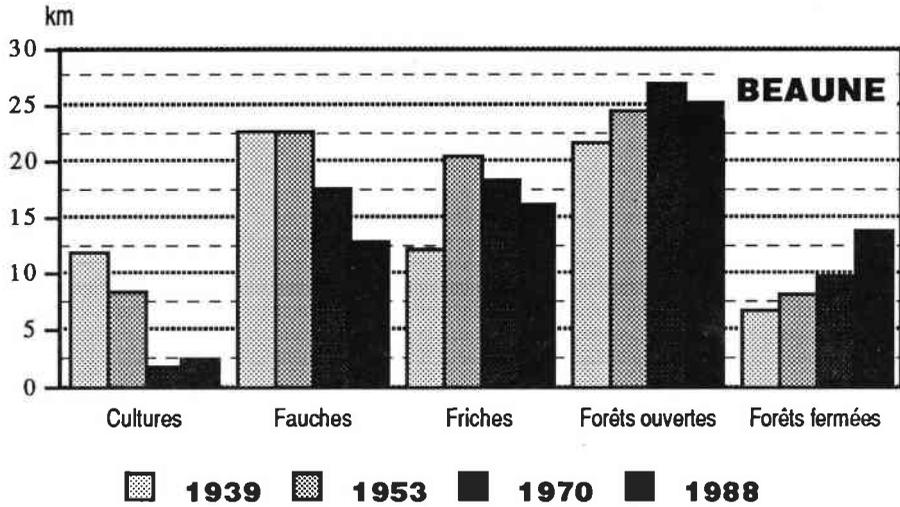


Figure 3.48 : Périmètres des unités physiognomiques à Beaune et au Thyl

Les contacts les plus fréquents au cours du temps sont résumés dans la figure 3.50. On notera la fréquence importante du contact pré de fauche/forêt ouverte en 1939, de par l'abondance des périmètres fauchés, et en 1970, de par l'abondance des périmètres en forêts ouvertes.

L'évolution de certains contacts montre au passage certaines subtilités, particulièrement les contacts entre les physiognomies dont les périmètres respectifs croissent et décroissent régulièrement, notamment les contacts terres cultivées/forêts fermées et prés de fauche/forêts fermées. On peut alors s'attendre *a priori* à tous les cas de figure (croissance, décroissance, maximum, minimum). On constate dans ces deux contacts cités un minimum, atteint en 1970.

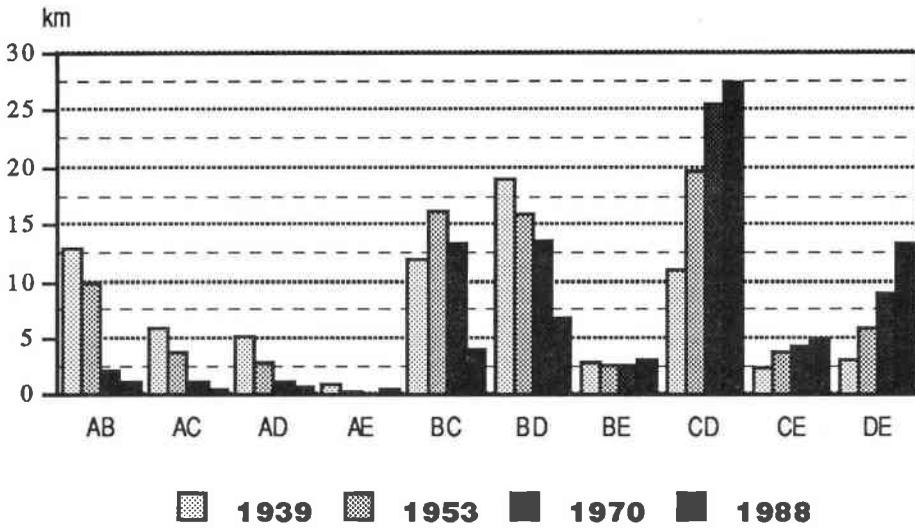


Figure 3.49 : Longueur des contacts sur les deux secteurs

	Beaune	Le Thyl	Ensemble
1939	Prés de fauche / Forêts ouvertes Terres cultivées / Prés de fauche	Prés de fauche / Friches Prés de fauche / Forêts ouvertes	Prés de fauche / Forêts ouvertes Terres cultivées / Prés de fauche
1953	Friches / Forêts ouvertes Prés de fauche / forêts ouvertes	Prés de fauche / Friches Friches / Forêts ouvertes	Friches / Forêts ouvertes Prés de fauche / Friches
1970	Friches / Forêts ouvertes Prés de fauche / forêts ouvertes	Friches / Forêts ouvertes Prés de fauche / Friches	Friches / Forêts ouvertes Prés de fauche / forêts ouvertes
1988	Friches / Forêts ouvertes Forêts ouvertes / Forêts fermées	Friches / Forêts ouvertes Forêts ouvertes / Forêts fermées	Friches / Forêts ouvertes Forêts ouvertes / Forêts fermées

Figure 3.50 : Contacts les plus fréquents

Par rapport au Thyl, on constate à Beaune (fig.3.51) la fréquence relativement faible des périmètres entre les prés de fauche et les friches. Nous en fournisrons l'explication dans un instant. De plus, à Beaune, l'évolution des contacts entre prés de fauche et forêts ouvertes est une fois de plus très caractéristique ; la longueur de ces contacts certes décroît (diminution des périmètres fauchés), mais cette diminution est fortement freinée par l'abondance des périmètres en forêt ouverte en 1970, ce qui se traduit par la présence d'un palier.

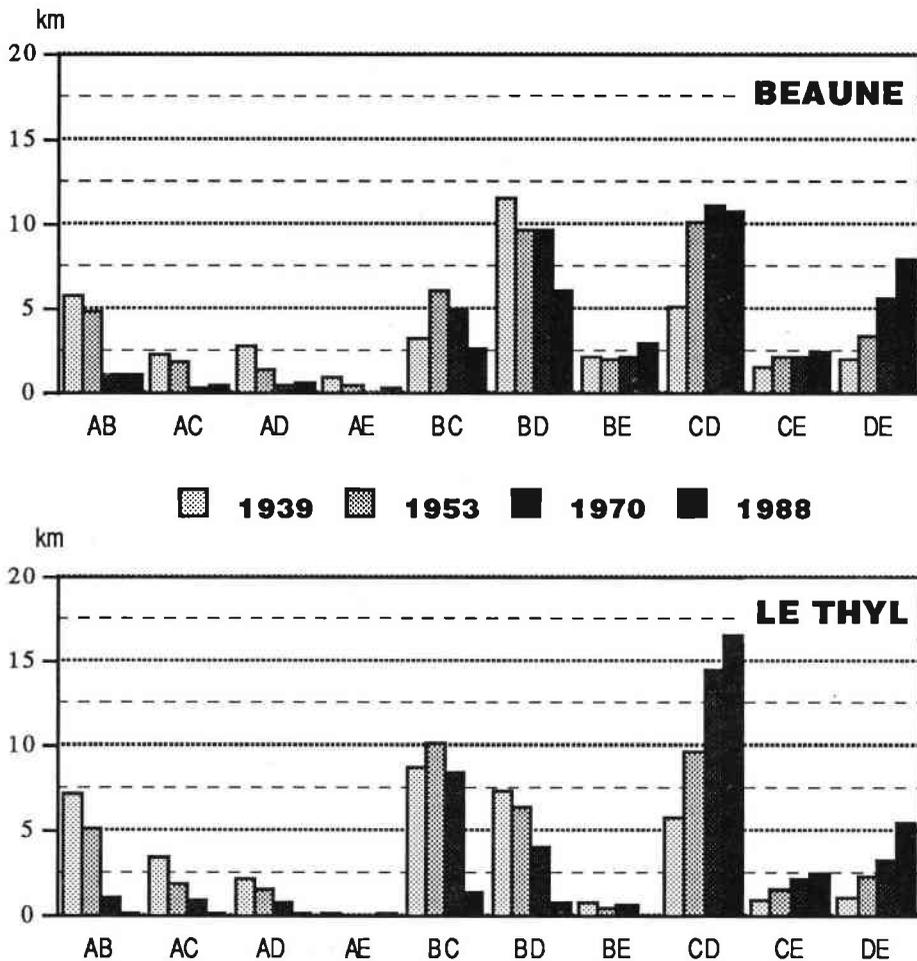


Figure 3.51 : Longueur des contacts à Beaune et au Thyl

Signalons enfin la présence à Beaune du maximum de la longueur du contact friche/forêt ouverte en 1970, maximum dont on soupçonnait l'existence au vu des graphiques portant sur l'ensemble des deux secteurs. Ceci est en accord avec ce que l'on a déjà observé à plusieurs reprises, à savoir des processus de recolonisation plus rapides à Beaune.

Pour le reste, les évolutions des contacts sur les secteurs de Beaune et du Thyl suivent la même logique. Les contacts les plus fréquents au cours du temps à Beaune et au Thyl sont également répertoriés dans la *figure 3.50*.

Nous avons observé la fréquence des lisières et son évolution au cours du temps. Il était bien entendu logique que les contacts les plus importants soient relatifs aux unités physiologiques présentant les plus grands périmètres. Mais nous pouvions encore demander à ces données de nous fournir des indications sur l'existence de contacts préférentiels ou au contraire répulsifs entre unités physiologiques. La simple observation de la longueur de ces contacts ne nous le permettait pas, puisque les périmètres propres à chaque unité physiologique ne sont pas égaux : par exemple, les contacts terres cultivées/prés de fauche sont toujours faibles dans l'absolu à partir de 1970, parce qu'il y a peu de périmètres autour des cultures et autour des fauches. Or, on constate à Beaune en 1970 qu'ils sont pourtant plus fréquents que les contacts cultures/friches, alors qu'il y a plus de périmètres en friches qu'en fauche, ce qui montre sans doute une "préférence" pour les cultures à côtoyer les prés de fauche plutôt que les friches.

Il était alors nécessaire de trouver une entrée mathématique permettant la comparaison entre la longueur des contacts observés et la longueur des contacts provenant d'une répartition aléatoire des périmètres des unités physiologiques. La réflexion mathématique présentée dans l'*annexe B* montre hélas que le calcul de cette longueur théorique, s'il est réalisable avec trois unités physiologiques, est impossible avec quatre et *a fortiori* cinq.

Nous avons été contraints d'utiliser une sorte de calcul intuitif de ces longueurs théoriques qui, s'il est satisfaisant sur le plan de la logique, présente néanmoins l'énorme inconvénient de ne pas être symétrique ; autrement dit, la probabilité de trouver la classe physiologique *B* en contact avec la classe *A* n'est pas la même que la probabilité de trouver *A* en contact avec *B* (voir *Annexe B*)¹. Il était donc impossible d'avaliser le résultat par un test mathématique.

Ceci dit, si la probabilité du contact *AB* n'est pas la même que celle du contact *BA*, elles n'en sont pas moins proches. Nous estimerons tout de même pouvoir tirer quelques enseignements positifs de ces calculs

Les tableaux correspondants sont de fait nombreux (un par année et par site d'étude) et leurs valeurs numériques, nous venons de préciser pourquoi, ne sont pas franchement significatives. C'est pourquoi nous avons décidé de renvoyer formules et graphiques en *annexe B*. Nous en extrairons ici les résultats les plus sûrs.

¹ On peut cependant se demander s'il n'est pas normal que ces deux valeurs diffèrent ; l'existence d'un contact préférentiel est-il le fruit d'une des deux classes physiologiques, ou bien des deux conjointement (c'est-à-dire est-il possible que *A* soit plus attiré par *B* que *B* par *A*) ?

On relèvera, aussi bien sur le Thyl que sur Beaune, les contacts préférentiels entre terres cultivées et prés de fauche, entre friches et forêts ouvertes, et entre forêts ouvertes et forêts fermées, et la répulsion entre les cultures et les forêts ouvertes. Le Thyl, qui présente des variations à la normale théorique plus marquées montre également des répulsions entre cultures et friches, prés de fauches et forêts (ouvertes et fermées).

Mais, la différence la plus significative et sans doute la plus importante entre Beaune et Le Thyl porte sur le contact entre pré de fauche et friche. S'il est favorisé au Thyl, il ne l'est pas à Beaune, où les prés de fauches "préfèrent" plutôt le contact avec les forêts ouvertes. Ce phénomène explique la fréquence relativement faible des longueurs de contacts observées entre prés de fauches et friches.

Cela signifie qu'au Thyl, les contacts favorisés le sont entre deux classes physionomiques consécutives dans notre modèle de dynamisme physionomique (cultures/fauches/friches/forêts ouvertes/forêts fermées) au détriment des autres. Le secteur de Beaune présente, quant à lui, beaucoup moins de logique dans la préférence des contacts, particulièrement les contacts concernant la physionomie de friche.

Reste à en déterminer la signification écologique, et notamment au niveau dynamique de la végétation. Ces phénomènes de proximité peuvent être vus sous deux angles :

- La conséquence de dynamiques végétales différentes
- L'origine de dynamiques végétales différentes

Nous reviendrons sur cet aspect tout à la fin de cette partie.

3° L'hétérogénéité du paysage

Nous nous proposons dans cette partie dans un premier temps de mesurer sur transects l'hétérogénéité des paysages de Beaune et du Thyl aux quatre années d'observation suivant la formule de calcul de l'entropie de Shannon (*cf. première partie*), ainsi que le grain du paysage.

Cette première approche montrera des différences notables suivant les paramètres zone d'étude et année d'observation, mais aussi des différences internes au sein de chaque carte étudiée. C'est la raison pour laquelle nous tenterons dans une deuxième phase une représentation spatiale de l'hétérogénéité du paysage.

a) Mesures de l'hétérogénéité sur transects et du grain du paysage

Nous avons quadrillé les secteurs de Beaune et du Thyl de transects horizontaux et verticaux, espacés de cent mètres, et possédant une localisation constante au cours des quatre années d'observation. Nous disposons ainsi de :

- 12 transects horizontaux, 10 verticaux à Beaune
- 10 transects horizontaux, 9 verticaux au Thyl

Tous les mètres, le long de chaque transect, sont répertoriées les classes physiologiques. A chaque transect est donc associée une "phrase" d'un millier de physiologies végétales en moyenne. Le calcul de l'hétérogénéité du paysage (voir la première partie pour le principe) sera effectué pour :

- Chaque site et chaque année sur l'ensemble des transects
- Chaque site et chaque orientation (horizontale et verticale) sur l'ensemble des quatre années.

Ce même calcul sera effectué avec une maille variant tous les mètres de 1m à 150m (soit un calcul à 1m, 2m, 3m, ..., 149m, 150m). A chaque mesure, sera noté le grain du paysage, c'est-à-dire la maille présentant la plus forte hétérogénéité (rappelons au passage que dans tous les cas, l'hétérogénéité varie potentiellement entre 0 et 1).

Seront enfin effectués sur chaque site, à chaque année, et à chacune des deux orientations un calcul de l'hétérogénéité à 10m et une mesure du grain.

α) Evolution de l'hétérogénéité et du grain au cours du temps

Les courbes d'hétérogénéité (hétérogénéité en fonction de la maille) sont représentées sur la *figure 3.52*. Le grain du paysage est reporté sur la *figure 3.53*.

Les premiers constats sont les suivants :

- Dans les deux cas, une hétérogénéité nettement plus forte en 1953, quelle que soit la maille, et sensiblement égale sur les deux sites cette année-là. Il y a augmentation de l'hétérogénéité jusqu'en 1953, et diminution par la suite.
- L'amplitude des variations au cours du temps est plus importante au Thyl qu'à Beaune, surtout dans les dernières années d'observations ; en 1988, l'hétérogénéité chute fortement au Thyl, alors qu'elle se stabilise quelque peu à Beaune. Ceci n'est pas sans rappeler l'évolution de la diversité physiologique ou de l'ensemble des lisières.
- Le grain du paysage à Beaune et au Thyl suit la même logique d'évolution que l'hétérogénéité : il diminue quand l'hétérogénéité augmente, et réciproquement. Au Thyl, le grain est à toujours plus petit qu'à Beaune, mais croît plus rapidement au cours des dernières années.

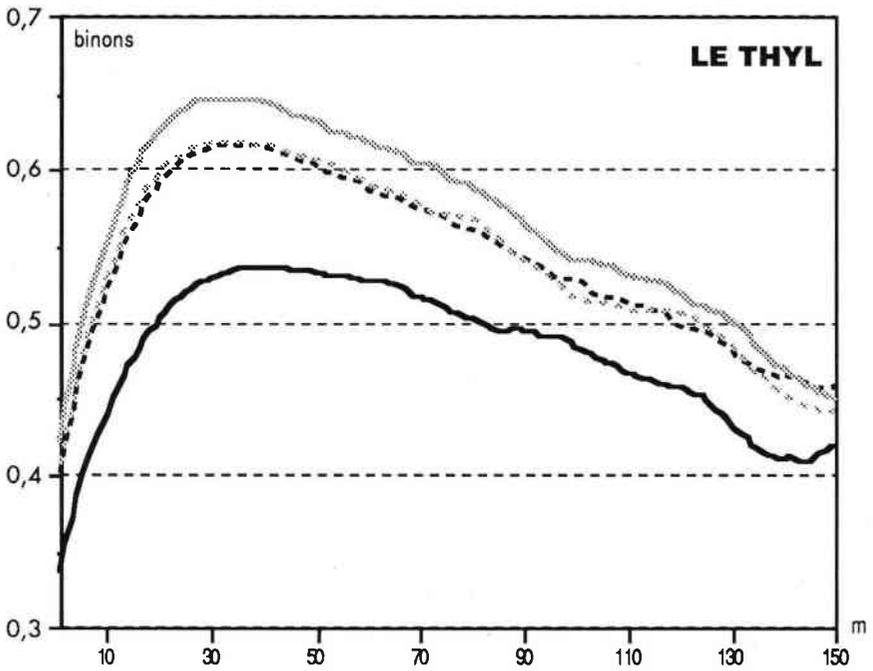
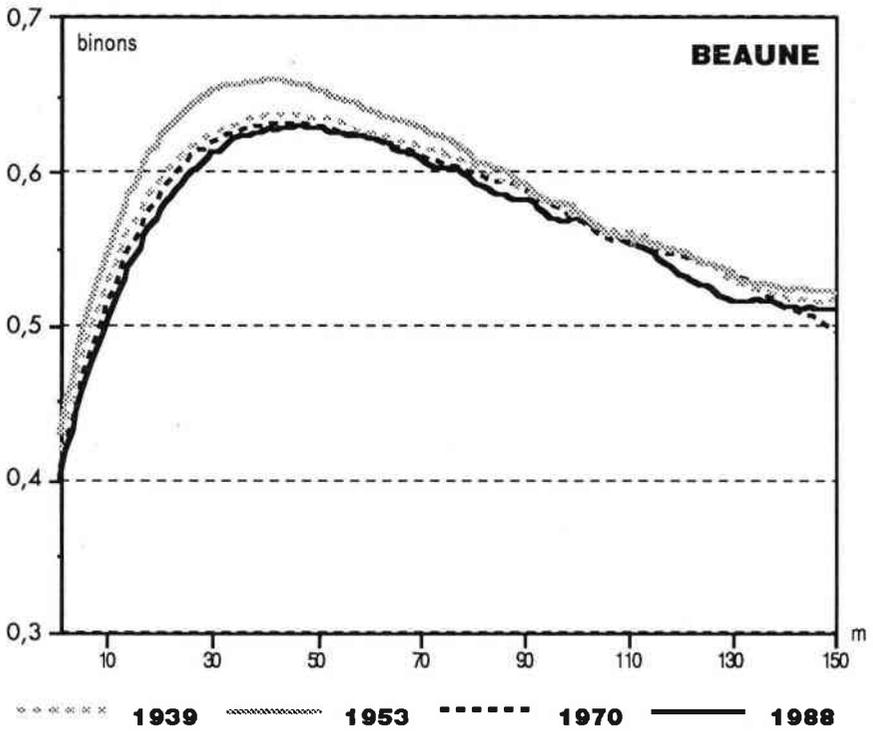


Figure 3.52 : Hétérogénéité en fonction de la maille à Beaune et au Thyl

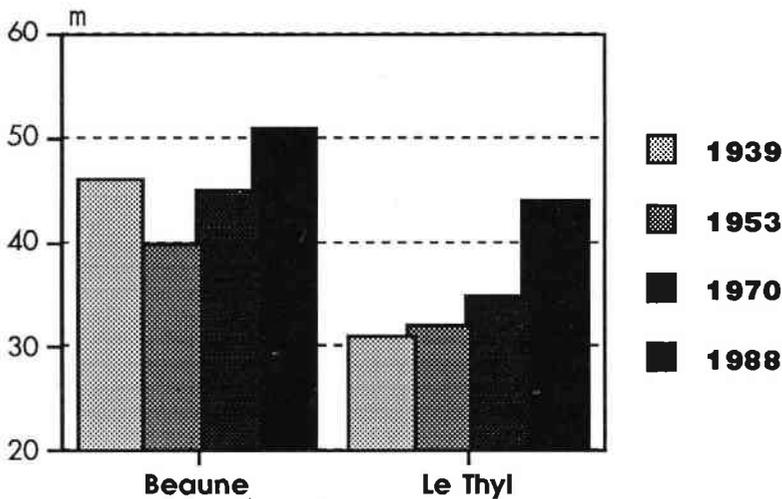


Figure 3.53 : Grain du paysage à Beaune et au Thyl

Si l'évolution de l'hétérogénéité suit les mêmes variations que nombre de descripteurs déjà rencontrés, et particulièrement la diversité spatiale, ce résultat n'était pas forcément prévisible. Nous avons déjà évoqué précédemment des exemples montrant l'indépendance entre diversité et hétérogénéité. Cette similitude n'est donc pas une redondance d'information, mais un résultat en soi, mettant en évidence une concordance **sur nos sites, suivant nos critères d'observation** (physionomie végétale) de ces descripteurs structuraux.

Une hétérogénéité maximale théorique (valant 1) à une maille l donnée signifie qu'en partant sur le terrain d'une classe physionomique donnée et en effectuant un pas de l mètres, les probabilités de tomber sur n'importe quelle classe physionomique sont égales (le paysage est totalement désordonné). Concrètement, pour une valeur de l égale au grain du paysage, on se rapproche de cet état de désordre (sans toutefois jamais l'atteindre, ce qui signifie que le paysage est toujours quelque peu ordonné). Ce grain du paysage propose donc en quelque sorte la meilleure échelle d'étude possible d'un site.

On ne peut pas ne pas comparer la taille du grain à la dimension moyenne des taches du paysage, et ce d'autant plus que FORMAN & GODRON (1986) définissent le grain comme étant *raisonnablement* le diamètre moyen des taches. Il est certain que ces deux descripteurs suivent la même évolution, mais le grain mesuré à partir de l'hétérogénéité nous semble toutefois conceptuellement plus judicieux, d'autant plus qu'on ne saurait vraiment mesurer un diamètre moyen de taches (la seule solution consisterait à assimiler les taches à des cercles).

Un grain du paysage estimé au moyen de l'hétérogénéité permet, contrairement à un diamètre moyen des taches, une mesure combinant à la fois la taille des taches et la variance de cette taille.

β) Hétérogénéité et grain fonctions de l'orientation

Nous pouvons profiter de l'existence sur chaque carte de transects horizontaux et verticaux pour mettre en évidence d'éventuelles variations du grain et de l'hétérogénéité en fonction de la direction de ces transects. En effet, ne perdons pas de vue que le travail est effectué en zone de montagne, et, si l'on se réfère à la carte de localisation des deux secteurs d'étude, on s'aperçoit que les transects horizontaux suivent globalement les courbes de niveau, et les transects verticaux leur sont orthogonaux.

Les courbes d'hétérogénéité ont été dressées (*fig. 3.54*) pour chaque site et chaque direction, toutes années confondues. Ce graphique montre à nouveau une hétérogénéité supérieure à Beaune par rapport au Thyl, mais surtout, de fortes différences sur un même site entre les transects horizontaux et verticaux.

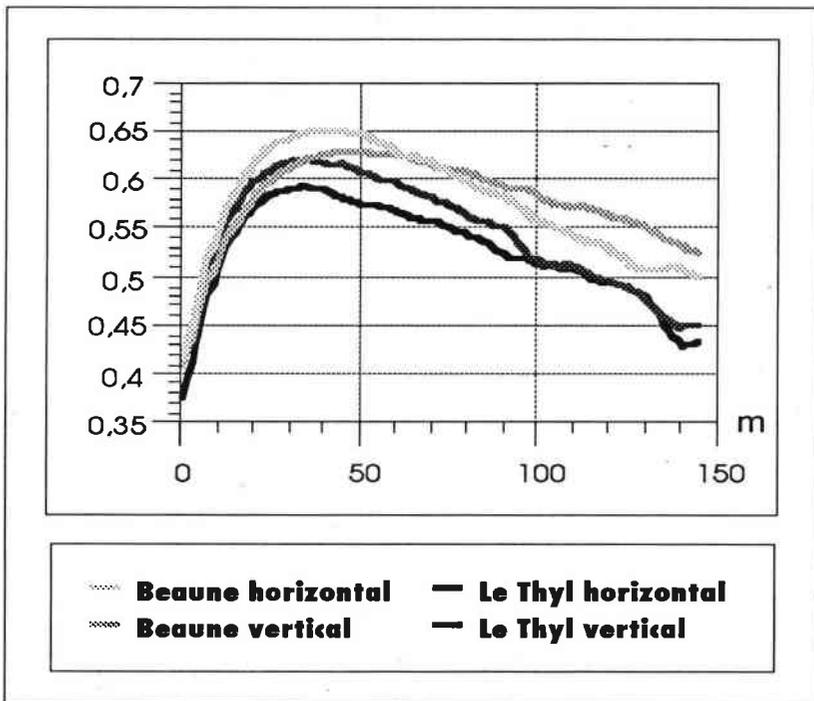


Figure 3.54 : L'hétérogénéité à Beaune et au Thyl en fonction de l'orientation des transects (sur les quatre années d'observation)

Dans les deux cas, on remarquera une hétérogénéité horizontale sensiblement plus forte, ce qui laisse penser que la structure horizontale (donc sensiblement à altitude constante) du paysage est nettement moins ordonnée que la structure verticale. Le grain n'a lui que peu de signification dans un tel cas (il n'est pas mesuré sur une carte mais sur un ensemble de cartes). On notera néanmoins la valeur du grain mesurée sur les transects verticaux de Beaune nettement plus forte que sur les autres transects.

Afin de mieux saisir le rôle de cette orientation verticale ou horizontale, nous avons effectué des mesures sur chaque site, pour chaque orientation et chaque année. Ne seront représentées par souci de clarté que les valeurs du grain et de l'hétérogénéité à 10m. Nous estimons que cette indication suffit : l'expérience montre que pour des mailles inférieures au grain, les hétérogénéités mesurées sont toujours ordonnées dans le même sens (c'est-à-dire que les courbes ne se croisent pas ; elles sont dans le même ordre).

Cette observation ne serait bien sûr pas valable dans des situations où les grains des différentes cartes présenteraient de grosses variations. Signalons enfin que nous avons arbitrairement choisi 10m, puisque le calcul, portant sur une quantité importante de couples de points, est relativement précis. Nous aurions pu choisir 1m, 5m ou 20m ; c'est moins leur valeur absolue que leur valeur relative qui nous intéresse.

Les figures 3.55 et 3.56 présentant les évolutions de l'hétérogénéité à 10m et du grain nous montrent principalement deux particularités, c'est-à-dire deux évolutions non conformes à celles observées généralement :

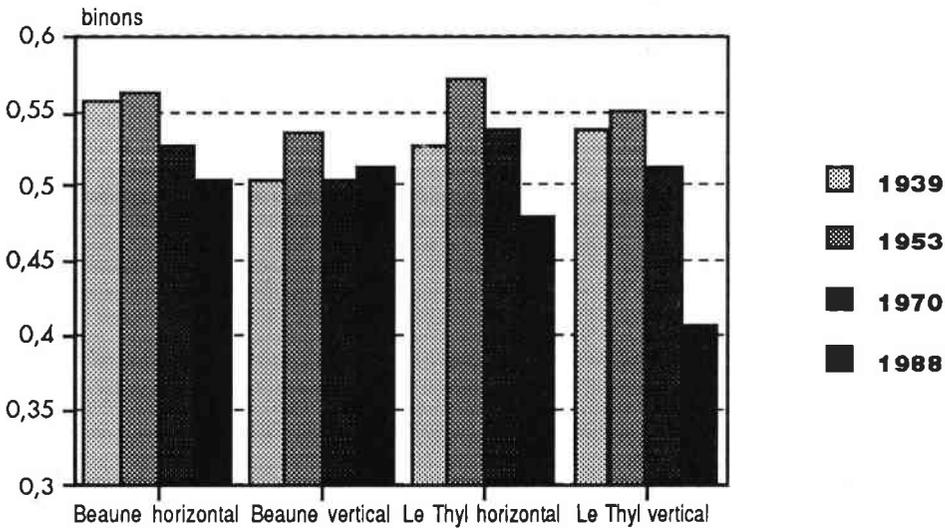


Figure 3.55 : L'hétérogénéité à 10m en fonction de l'orientation des transects

— L'hétérogénéité verticale de Beaune ; elle présente une nouvelle augmentation entre 1970 et 1988

— Le grain horizontal de Beaune, qui se réduit entre 1970 et 1988

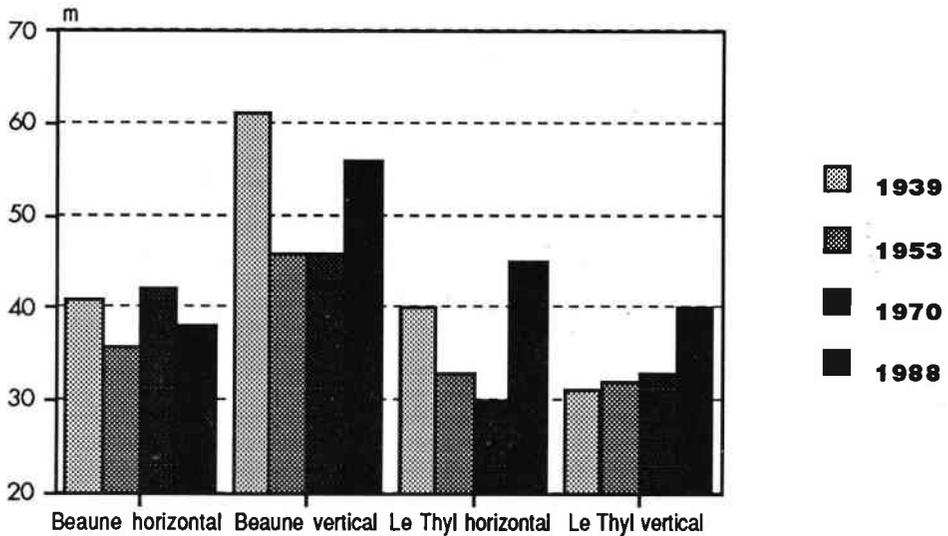


Figure 3.56 : Le grain du paysage en fonction de l'orientation des transects.

b) Représentation spatiale de l'hétérogénéité

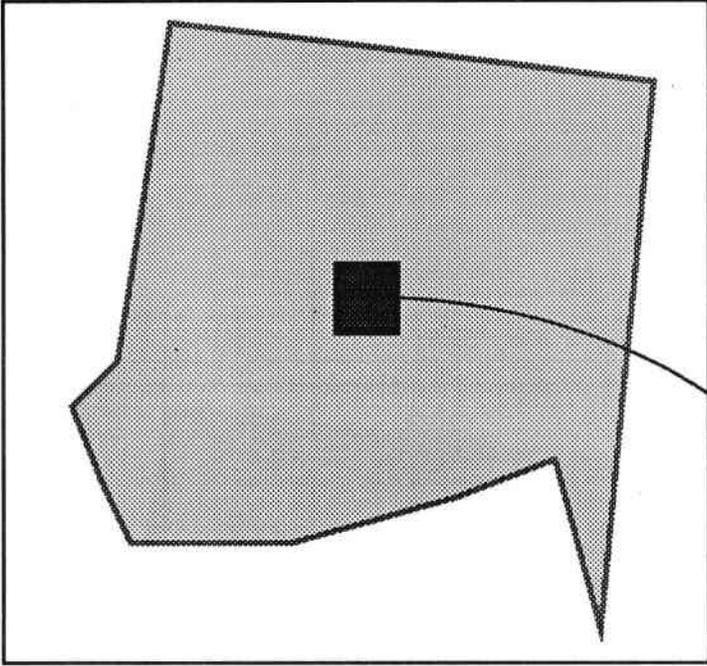
Des variations de l'hétérogénéité du paysage au sein même des secteurs d'étude ne sont plus à mettre en doute : la comparaison de l'hétérogénéité sur transects horizontaux et verticaux nous a déjà fourni des résultats allant dans ce sens. C'est la raison pour laquelle nous avons développé une méthode de mesure et de représentation de l'hétérogénéité au niveau spatial, conservant les principes du calcul de l'hétérogénéité sur transect, et utilisant les techniques de filtre d'images en mode raster (utilisées particulièrement en traitement d'images satellitaires)¹.

α) Méthode, techniques, et procédures informatiques

A partir des cartes de physionomie végétale converties en mode raster, le calcul de l'hétérogénéité ne s'effectue pas sur des transects, mais pour chaque pixel (i,j) de l'image possédant l'attribut "physionomie végétale" a_{ij} , à partir des données de physionomie végétale contenues dans les pixels appartenant à une fenêtre carrée tracée autour du pixel (i,j) (figure 3.57, avec une taille de fenêtre de 21×21 et un pixel de $10m$). Ainsi, si l'on veut établir une analogie avec l'hétérogénéité mesurée sur transect, la maille correspond ici à la résolution des pixels, et la "phrase" de caractères physiologiques (cf. première partie) à partir desquels est mesurée l'hétérogénéité correspond ici à toutes les "petites" phrases verticales et horizontales mises bout à bout.

¹ Cette méthode de mesure de l'hétérogénéité du paysage au niveau spatial a été présentée au colloque d'écologie du paysage à Nancy, les 25 et 26 Juin 1992.

X lignes (points espacés de 10m)



Y colonnes (points espacés de 10m)

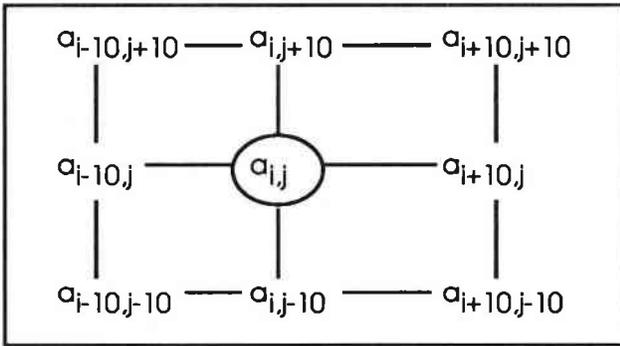


Figure 3.57 : Principe de calcul de l'hétérogénéité spatiale

Un simple calcul montre qu'à partir d'une fenêtre de n pixels de côtés (on notera que n doit être impair pour que la fenêtre puisse contenir un pixel central), on obtiendra $2n(n-1)$ couples de points qui seront utilisés pour le calcul de l'hétérogénéité¹. Cette valeur d'hétérogénéité est attribuée au pixel central de la fenêtre (i_j), et la procédure est répétée pour chacun des pixels associés à une physionomie végétale².

Afin d'être encore plus clairs, envisageons un exemple trivial : une fenêtre de trois pixels de côté, centrée sur un pixel de classe physiologique "B", et où les autres classes de physiologie végétale se répartissent de la façon suivante :

A	A	A
A	B	C
C	B	A

On obtient $n(n-1)$ soit 6 couples horizontaux : 2AA, 1AB, 1BC, 1CB et 1BA, et $n(n-1)$ soit 6 couples verticaux : 1AA, 2AC, 1AB, 1CA et 1BB.

Si l'on considère que dans tout l'espace on ne retrouve pas d'autres classes que A,B,C, la population de couples utilisée pour le calcul de l'hétérogénéité, ainsi que les proportions p_i sont les suivantes :

AA	3/12	BA	1/12	CA	1/12
AB	2/12	BB	1/12	CB	1/12
AC	2/12	BC	1/12	CC	0

L'hétérogénéité (formule de Shannon) normalisée (divisée par $\log 9$) est alors $H=0,90$. Cette valeur est attribuée au pixel central de la fenêtre³.

Enfin, il est souhaitable de remarquer que cette technique de calcul de l'hétérogénéité est fondée sur les mêmes principes que les filtres appliqués aux images satellitaires (c'est-à-dire le déplacement d'une fenêtre), elle présente une remarquable qualité que n'ont pas ces filtres : elle peut s'appliquer (et c'est d'ailleurs notre cas) à des cas où l'information descriptive des cartes n'est pas quantitative (e.g. l'imagerie satellitaire) mais **qualitative**.

¹ Sauf sur les bords des cartes de physiologie végétale, ou aux abords des hameaux, où ce nombre de couple sera moindre (au pire, il sera environ quatre fois plus petit aux coins des cartes).

² Pour des raisons informatiques, l'image raster est un grand carré englobant les cartes de physiologie végétale. L'hétérogénéité n'est pas calculée à l'extérieur des secteurs et au sein des hameaux.

³ Détail du calcul :

$$H = \frac{\left[\frac{3}{12} \log \frac{3}{12} + 2 \frac{2}{12} \log \frac{2}{12} + 5 \frac{1}{12} \log \frac{1}{12} \right]}{\log 9}$$

β) Le choix des paramètres

Cette procédure de mesure de l'hétérogénéité spatiale a été appliquée sur les huit cartes de physionomie végétale (1939, 1953, 1970 et 1988 ; pour Beaune et pour Le Thyl). Les deux paramètres clés ont été définis ainsi :

- Taille du pixel = 10m
- Taille de la fenêtre = 21 points x 21 points (soit 200m x 200m).

Une discussion fort intéressante peut être menée sur le choix de ces paramètres. Nous n'avons pas eu la possibilité pour l'instant d'effectuer ces mesures de l'hétérogénéité avec un autre paramétrage. Ce sont essentiellement des raisons informatiques et de bon sens qui ont motivé ce choix.

• La résolution de l'image

En ce qui concerne la limite inférieure de la résolution de l'image, c'est-à-dire la taille du pixel, elle résulte de contraintes informatiques : il faut savoir dans notre cas que le calcul de l'hétérogénéité sur des images de 10m de résolution a nécessité des fichiers d'environ 10 méga-octets, ce qui est à la limite du supportable pour un compatible PC, et des temps de calcul d'environ quinze heures pour une carte d'hétérogénéité. Un calcul avec un grain de 1m ou même 5m aurait été impossible.

Ceci dit, la résolution de l'image doit être inférieure au grain du paysage, afin que le calcul soit statistiquement le plus fiable possible. Cela nous renvoie aux courbes d'hétérogénéité du chapitre précédent, où l'on a vu que le calcul sur différents transects conservait avec certitude l'ordre des valeurs d'hétérogénéité, tout simplement parce que la population de couples de points était suffisamment importante pour que le calcul soit statistiquement fiable.

En d'autres termes, des résolutions supérieures à 10m allégeraient peut-être les procédures informatiques, mais le calcul y perdrait en fiabilité. Des résolutions inférieures à 10m, si tant est qu'elles eût été envisageables au point de vue informatique, n'auraient pas changé l'allure du résultat final ; l'ensemble des valeurs d'hétérogénéité mesurées sur la carte aurait juste subi une translation vers des valeurs plus faibles (si l'on se réfère au phénomène observé sur les courbes d'hétérogénéité : pour des mailles inférieures au grain du paysage, plus la maille est petite, plus l'hétérogénéité est faible). Les périmètres les plus hétérogènes seraient restés les plus hétérogènes¹.

• La taille de la fenêtre

Le choix de la taille est beaucoup plus subjectif. Certes, il faut que la taille de la fenêtre soit assez grande pour que, une fois la résolution choisie, on soit statistiquement en possession d'un nombre suffisant de points. Mais ceci ne fut pas un problème dans notre cas ; avec des fenêtres de 21 points de côté (200m), nous disposons de 840 couples de

¹ Il va sans dire que ceci est vrai à condition que le calcul s'effectue sur toutes les cartes avec la même résolution. Il en est d'ailleurs de même en ce qui concerne la taille de la fenêtre.

points, ce qui est très satisfaisant. Ainsi, nous aurions eu le loisir de choisir des fenêtres de 100m ou 400m de côté, sans que cela nuise à la qualité statistique de la population, ou encore pose des problèmes de capacité informatique.

Par conséquent, le choix de fenêtres de 200m demeure subjectif. En quelque sorte, nous redonnons au paysage une dimension humaine. Un périmètre de 200m de côté représente un espace qu'un homme peut percevoir instantanément en regardant autour de lui (ce qui n'est pas trop éloigné d'un cercle de 100m de rayon autour d'un observateur). Bien sûr, les espaces perçus par un micro-mammifère ou par oiseau ne seront pas les mêmes, et les tailles des fenêtres seraient plus petites dans le premier cas, plus grandes dans le second. Mais, dans ces cas-là, nous n'aurions pas travaillé sur 150ha...

Bref, bien que l'échelle de travail soit inféodée à la problématique, on peut considérer qu'il existera toujours une relation entre d'une part la résolution de la carte et le grain du paysage, et, d'autre part entre la taille de la fenêtre et le grain du paysage, donc, par voie de conséquence, entre la résolution et la taille de la fenêtre. Cette relation n'est pas obligatoirement précise, comme un rapport de vingt dans notre cas, mais ne doit tout de même pas trop s'éloigner de cet ordre de grandeur. Nous n'avons pas de résultats avec des tailles de fenêtres de 100m ou 400m, qui n'atteignent pas encore des proportions inacceptables, mais l'on peut s'attendre à ce que plus la taille de la fenêtre est réduite, plus on distingue de petites nuances dans la carte de l'hétérogénéité. Le fait de faire apparaître plus ou moins de nuances est indépendant de la qualité du résultat. C'est une manière de traduire un phénomène (l'hétérogénéité du paysage) selon une échelle de perception légèrement variable.

γ) Résultats : les cartes d'hétérogénéité de Beaune et du Thyl.

Les cartes d'hétérogénéité élaborées à Beaune et au Thyl suivant la procédure décrite précédemment sont reportées sur les figures 3.58 et 3.59.

Si l'on considère d'une façon générale sur chacune de ces cartes le niveau du grisé, on retrouvera des informations déjà obtenues lors de la mesure de l'hétérogénéité sur transect, à savoir que :

— Les cartes de 1953 sont les plus "foncées", donc globalement les plus hétérogènes.

— Il y a un intense "éclaircissement" de la carte du Thyl en 1988 par rapport à 1970, donc une chute brutale de l'hétérogénéité.

Certes, ces confirmations sont rassurantes, mais, ce qui nous intéresse bien sûr ici, c'est l'évolution de la répartition de l'hétérogénéité dans l'espace. Rien ne nous empêchait *a priori* de penser que l'hétérogénéité croissait et décroissait uniformément au cours du temps. Ces cartes nous montrent bien le contraire, et mettent en évidence des logiques de dynamique de l'hétérogénéité localisée sur les deux secteurs :

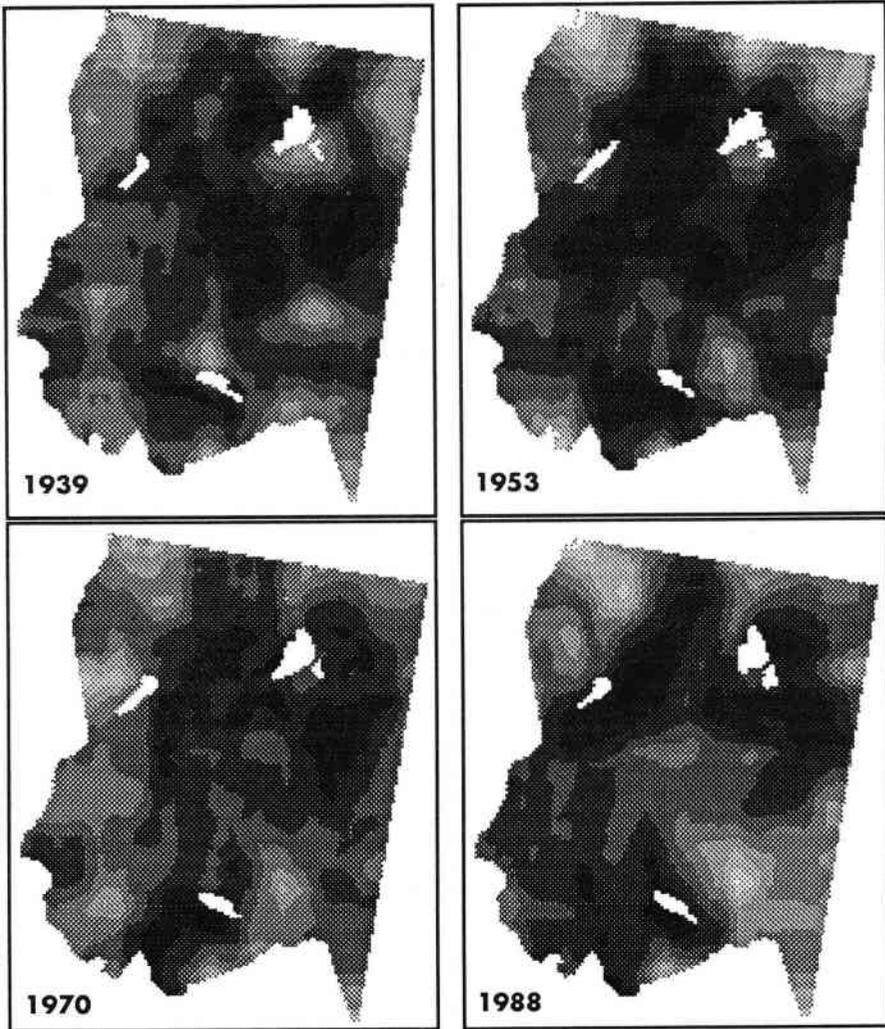


Figure 3.58 : Cartes d'hétérogénéité sur le secteur de Beaune

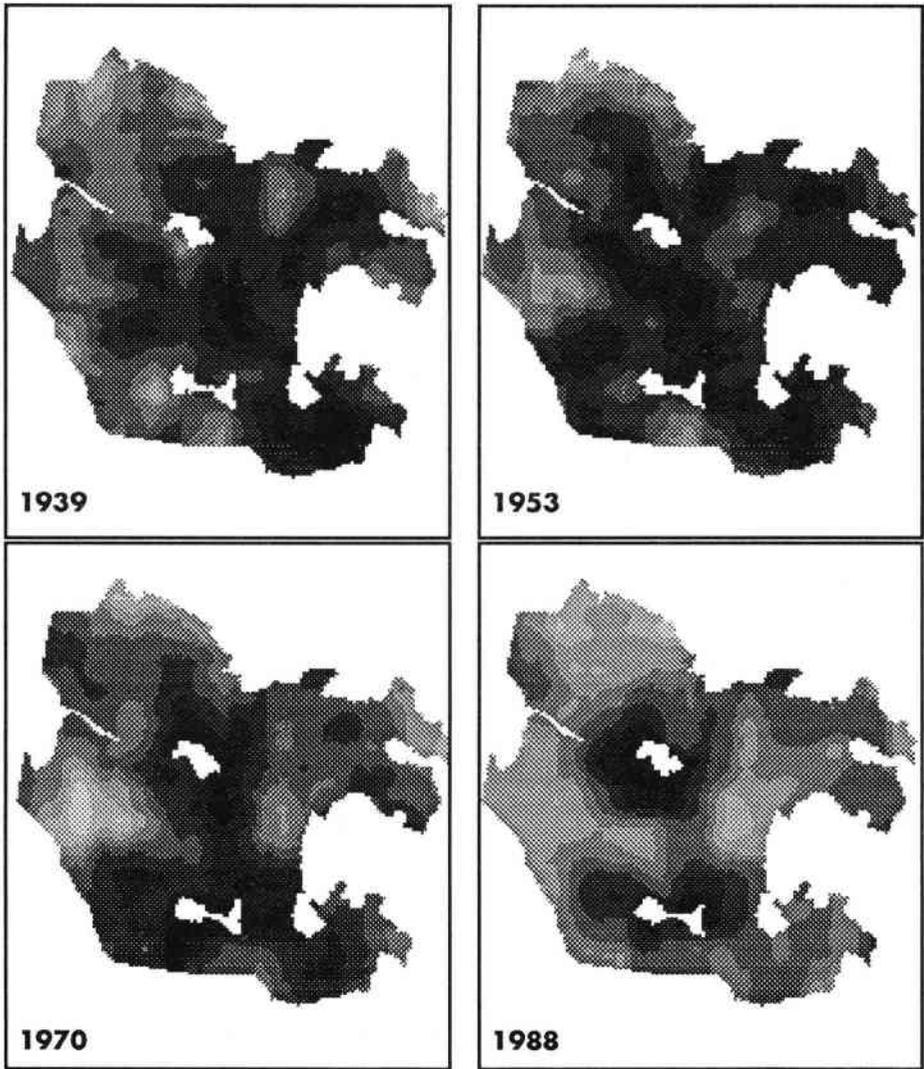


Figure 3.59 : Cartes d'hétérogénéité sur le secteur du Thyl

— Les secteurs éloignés des hameaux et des zones facilement accessibles¹ s'homogénéisent au cours du temps.

— A l'inverse, les secteurs à proximité des hameaux et des voies de communication acquièrent une configuration de plus en plus hétérogène entre 1939 et 1988.

En voyant la chose sous un autre angle, on peut dire que les secteurs homogènes s'éloignent progressivement des hameaux au cours du temps, et, bien sûr, inversement pour les secteurs hétérogènes.

De plus, connaissant l'évolution générale de l'hétérogénéité au cours du temps, on peut constater qu'à partir de 1953, les secteurs éloignés des hameaux (et des voies de communication) s'homogénéisent plus rapidement que les secteurs proches des hameaux ne s'hétérogénéisent, puisque les secteurs dans leur globalité voient leur hétérogénéité décroître à partir de cette date. Le raisonnement inverse peut être tenu lors de la période 1939-1953.

En mettant ces résultats en relation avec les physionomies végétales observées au cours du temps, on comprendra alors qu'en 1939, période où la déprise agricole commença à se faire sentir, les zones autour des hameaux et des voies de communication étaient homogènes, parce qu'intégralement cultivées et fauchées, alors que les périmètres éloignés étaient composés d'une mosaïque désordonnée de cultures, fauches mais aussi friches, forêts ouvertes et quelques unités de forêts fermées, conséquences de la déprise qui a d'abord touché les parcelles les plus éloignées et les moins accessibles. En 1988, la tendance s'est inversée, parce que les secteurs éloignés ne sont quasiment plus entretenus par l'homme, sont essentiellement forestiers ou préforestiers (donc plus homogènes), tandis que, autour des hameaux, les parcelles abandonnées cohabitent encore avec des parcelles cultivées ou fauchées. On y trouve alors pêle-mêle toutes sortes de physionomie. Le paysage est hétérogène.

4° Conclusion : structure du paysage et dynamique du paysage

Au cours de ce chapitre, nous avons choisi de considérer la structure du paysage selon trois composantes que sont la diversité, la complexité, et l'hétérogénéité, chacune de ces composantes étant appréhendées suivant des indices complémentaires. Cette étude de la structure du paysage fut entreprise sur chacun de nos deux secteurs de référence (Beaune et Le Thyl), et, quand cela nous était possible, sur l'ensemble des deux secteurs afin d'établir des lois générales d'évolution. Nous nous proposons dans cette synthèse de récapituler ces résultats, et de les mettre en relation avec la dynamique de la mosaïque paysagère étudiée dans le chapitre précédent.

De même que lors de l'étude de la dynamique paysagère, nous avons dans tous les cas mis en évidence des règles d'évolution de la structure du paysage généralisables sur les deux secteurs. Néanmoins, Beaune et Le Thyl ne présentent pas des évolutions de

¹ Il y a par exemple, sur les cartes du Thyl, une voie de communication reliant en ligne droite les deux hameaux : Le Thyl et Le Thyl-dessous.

structures identiques. Pour utiliser une parabole mathématique, disons que l'on a établi des équations paramétriques valables pour chacun des deux secteurs, mais les valeurs numériques des paramètres ne sont pas similaires à Beaune et au Thyl.

• La diversité de la mosaïque paysagère

La règle qui régit l'évolution de la diversité paysagère est :

— Maximum de diversité globale en 1953.

— Incessantes diminution de la diversité des cultures et augmentation de la diversité des formations forestières ouvertes.

— Evolutions "en cloche" de la diversité des classes intermédiaires : prés de fauche, friches et forêts ouvertes, donc présence d'un maximum. Chacun de ces maxima est décalé dans le temps suivant l'ordre précité.

Bien entendu, il ne faut pas perdre de vue que nous avons travaillé sur un intervalle de temps fini. Le monde ne s'est pas créé en 1939, et la terre ne s'est pas arrêté de tourner en 1988 ! C'est la raison pour laquelle tous ces extrema n'apparaissent pas forcément durant ce demi-siècle d'investigation. Certains sont apparus avant 1939, d'autres apparaîtront après 1988...

L'évolution de la diversité montre aussi bien à Beaune et au Thyl un maximum, donc un pivot central en 1953, mais elle croît plus rapidement entre 1939 et 1953, et surtout décroît plus rapidement entre 1953 et 1988 au Thyl. Lorsque l'on se réfère aux dynamiques paysagères étudiées sur les deux secteurs, et où l'on a montré une dynamique de la recolonisation de plus en plus rapide à Beaune, cela peut sembler paradoxal. En fait, il n'en est rien.

En effet, l'abandon brutal au Thyl et la faible vitesse de recolonisation ligneuse engendre rapidement un paysage peu diversifié dominé par les friches et les formations forestières ouvertes. A Beaune, la constance et l'étalement dans le temps des processus d'abandon, ajoutés à une dynamique plus rapide, proposent plus longtemps un paysage diversifié, où l'on trouve encore des parcelles agricoles, des formations forestières fermées, et aussi des stades d'enfrichement intermédiaires provenant d'abandons plus récents. Néanmoins, si l'abandon de l'agriculture et l'accélération de la dynamique post-culturelle se confirment par la suite à Beaune, la diversité du paysage, à n'en pas douter, diminuera fortement.

Enfin, en s'intéressant plus particulièrement aux diversités induites par chacune des unités paysagères au moyen de l'indice de diversité de Baudry, nous avons interprété les physionomies induisant la plus forte diversité comme constituantes de la matrice du paysage. Il est alors très encourageant de constater l'excellente corrélation entre l'évolution et les valeurs relatives des indices de dynamique paysagère d'une part, et les indices de diversité d'autre part. Les physionomies induisant la plus forte diversité sont aussi celles contribuant le plus à la dynamique paysagère au même instant. Nous pouvons par conséquent en déduire que les physionomies présentant à la fois les plus grandes surfaces, les meilleures connectivité et dispersion, sont aussi celles qui contribuent le plus à la dynamique végétale. Cette très importante corrélation apporte donc concrètement une dimension *fonctionnelle* indispensable à la définition de la matrice du paysage.

• La complexité

La complexité des formes fut le descripteur de la structure du paysage le plus difficile à appréhender, pour des raisons citées auparavant. D'un point de vue écologique, la complexité ne peut pas être mieux approchée que par la longueur des contacts entre unités paysagères, qui correspondent à des écotones.

Nous avons mis en évidence que, sur le secteur du Thyl, les surfaces agricoles (cultivées ou fauchées), donc, à terme, des points de départs potentiels d'une recolonisation ligneuse, étaient préférentiellement en contact avec des physionomies de friche. En revanche, à Beaune, ces mêmes périmètres agricoles étaient préférentiellement en contact avec des formations forestières ouvertes. En effet, la dynamique de transformation des friches est nettement plus rapide à Beaune, et ces friches apparaissent donc comme un stade assez fugace.

Il faut savoir que d'un point de vue écologique, les friches sont composées d'herbacées, d'épineux, ou d'essences forestières trop jeunes pour assurer une dissémination de graines, alors que les formations forestières ouvertes peuvent "contaminer" les parcelles voisines. C'est la raison pour laquelle (ou, du moins, une des raisons pour lesquelles) les parcelles abandonnées à Beaune vont être colonisées plus facilement par des essences forestières, donc traverser plus rapidement le stade de friche, et ensuite vont pouvoir contaminer à leur tour les parcelles abandonnées voisines, et ainsi de suite... On rentre donc préférentiellement à Beaune dans une spirale d'accélération des processus de recolonisation ligneuse. Quant à savoir, à l'instar de la poule et de l'œuf, si ce fut d'abord la dynamique qui a été rapide ou bien d'abord une proximité entre périmètres agricoles et forêts favorisée. En réalité, il y a un peu des deux :

— Les conditions du milieu sont, d'une façon générale, plus favorables à Beaune (Bozon, 1989 ; Grossi, 1991) pour un développement rapide des ligneux. Nous aurons l'occasion, dans la partie consacrée à la phytoécologie, à la fois de confirmer et de nuancer ce fait.

— En 1939, à Beaune, se trouvent déjà d'anciens îlots de formations forestières fermées, et, plus particulièrement, une ripisylve (du torrent de la Grollaz) correspondant à un corridor, qui traverse le secteur d'étude du Nord au Sud. Cette ripisylve, parce que c'est un corridor, présente donc une longue lisière, en rapport avec sa superficie. Les contacts entre formations forestières fermées et périmètres agricoles sont trois fois plus longs à Beaune qu'au Thyl en 1939.

• L'hétérogénéité

L'hétérogénéité des paysages de Beaune et du Thyl montrent la même logique que la diversité : présence d'un maximum en 1953, et décroissance après cette date beaucoup plus marquée au Thyl. Le grain du paysage présente une évolution similaire, en ce sens qu'il est le plus fin en 1953.

La représentation spatiale de ce descripteur de la mosaïque paysagère a, quant à elle, montré une hétérogénéité de l'hétérogénéité. Il y a glissement des périmètres hétérogènes depuis les zones éloignées des hameaux (1939) vers les zones proches de ces hameaux (1988) et des voies de communication. Si l'on se place dans une dimension temporelle

beaucoup plus large, on peut imaginer il y a un siècle un paysage homogène de cultures et de prés de fauche, et dans un siècle un paysage homogène de formations forestières. Entre ces deux stades extrêmes, il y a eu naissance et disparition d'une hétérogénéité loin des hameaux, et, avec un décalage d'une cinquantaine d'année, naissance et disparition d'une hétérogénéité autour des hameaux.

On est alors en mesure d'établir une bonne corrélation entre la dynamique de la végétation et l'hétérogénéité du paysage, aussi bien d'une façon globale que géographiquement localisée. En effet, d'une part, la dynamique de la végétation, dynamique de l'abandon et de la recolonisation confondues, observée sur les matrices de transition, montre également un maximum correspondant à cette période charnière des années cinquante. D'autre part, jusqu'en 1953, la dynamique de la végétation était localisée à cette époque loin des hameaux (forte hétérogénéité), puisque l'agriculture se maintenait à proximité des habitations. Après 1953, cette dynamique de l'abandon se ralentit dans les zones lointaines (faible hétérogénéité) parce que l'on atteint des stades physiologiques de plus en plus avancés dans la trajectoire dynamique, et les matrices de transition nous ont montré que les vitesses de transformation d'une physiologie vers une autre allaient en décroissant au cours de cette trajectoire.

En revanche, une vitesse d'abandon de plus en plus rapide à proximité des hameaux, associée à des processus de recolonisation également plus rapides pour les raisons que l'on sait (phénomènes de contagion, meilleur contexte mésologique, éventuellement moindre effet de la pollution fluorée) entraînent une explosion dynamique dans ces périmètres.

Néanmoins, en terme de surfaces, cette formidable accélération de la dynamique végétale à proximité des hameaux à partir des années cinquante ne "pèse pas lourd" face au ralentissement de la dynamique recensé partout ailleurs. C'est la raison pour laquelle l'hétérogénéité et la dynamique physiologique considérée dans sa globalité (abandon et recolonisation) décroissent à partir de 1953.

• En conclusion

Comme nous venons de l'évoquer, nous constatons à Beaune et au Thyl, grâce au cadastre Sarde de 1732, des paysages uniformément agricoles présentant de faibles hétérogénéités, complexités, diversités, avec une dynamique physiologique quasi nulle. Ces mêmes caractéristiques seront attribuées aux mêmes paysages uniformément forestiers dans quelques décennies. Le bon sens nous montre donc que s'il y a eu augmentation de ces paramètres à un moment ou un autre, c'est qu'ils sont passés par au moins un maximum au cours du temps.

Nous avons eu de la "chance" ; nous avons été les témoins privilégiés de ces maxima, en particulier observés en 1953. Nous avons en somme étudié la période au cours de laquelle s'est produit le basculement attendu, où l'on est passé d'un paysage anthropisé, à matrice agricole, vers un paysage préforestier et forestier. Et notre "chance" ne s'arrête pas là : même si les dynamiques de la végétation et l'évolution de la structure du paysage s'effectuent à des rythmes différents au Thyl et à Beaune (nous avons eu maintes fois l'occasion de le vérifier), les actions combinées et antagonistes d'un abandon plus rapide au Thyl, et d'une recolonisation plus rapide à Beaune ont finalement, peut-être par coïncidence, provoqué le basculement à la même période.

II/ ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE DES GROUPEMENTS VÉGÉTAUX POST-CULTURAUX

A/ L'ÉCHANTILLONNAGE

1° Les objectifs et le plan d'échantillonnage

a) Problématique et rappel des travaux effectués sur le site d'étude

Les approches phyto-écologiques réalisées dans les études de successions végétales post-culturelles en zone de montagne (DOCHE, 1986 ; DASNIAS, 1987 ; BALENT, 1987 ; DARRACQ, 1992 ; TATONI, 1992) proposent véritablement une analyse synchronique des successions végétales où les trajectoires évolutives sont peu nombreuses (DASNIAS, 1987), voire uniques (DOCHE, 1986), avec éventuellement quelques perturbations (incendies : TATONI, 1992). Cette relative simplicité des trajectoires évolutives est due à l'ancienneté de l'abandon (donc pas de focalisation sur les nombreuses trajectoires possibles immédiatement après l'abandon, trajectoires susceptibles de converger par la suite), et/ou à l'homogénéité du contexte mésologique, induisant des trajectoires uniques.

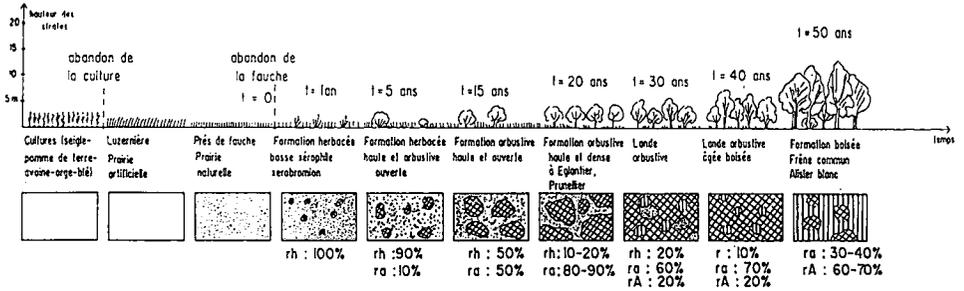
L'analyse phyto-écologique de relevés effectués suivant un plan d'échantillonnage judicieusement stratifié (physionomie végétale : DASNIAS, 1987 ; ou encore géomorphologique : TATONI, 1992) conduit alors à la mise en évidence des groupements végétaux et à leur logique de succession.

Le site de Saint-Michel-de-Maurienne et plus particulièrement les deux secteurs d'étude de Beaune et du Thyl, présentent *a priori* une bonne homogénéité des conditions mésologiques (même exposition, faible amplitude altitudinale, même roche-mère, le tout accentué par les dimensions réduites des sites d'études : environ 150 hectares).

Nous n'ignorons néanmoins pas que l'arbre que constitue cette homogénéité cache une forêt de variations sur la tranche montagnarde de l'adret. Les récentes recherches menées par la division E.N.P. du CEMAGREF Grenoble sur ce site et traitant de la dynamique de la végétation et du contexte édaphique ont apporté les informations suivantes¹ :

¹ Bien sûr, les travaux de mes collègues ne se sont pas résumés à ces quelques lignes. Qu'ils veuillent bien m'excuser pour ces raccourcis qui ne mettent peut-être pas en valeur la quantité et la qualité de leurs études...

Zone sèche (le Thyl)



Zone humide (Beaune)

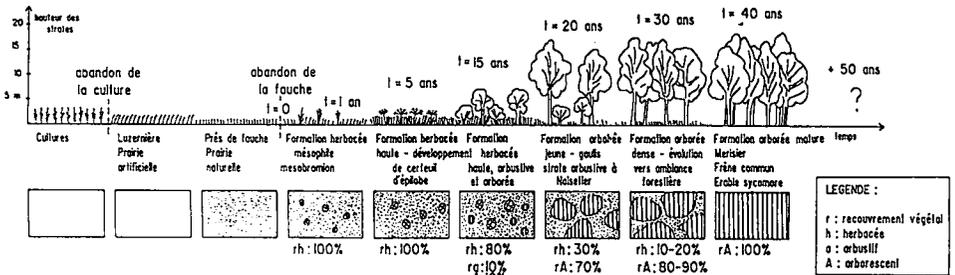


Figure 3.60 : Séquences du dynamisme de la végétation (étage montagnard de l'adret, d'après BOZON, 1989)

• Dynamique de la végétation post-culturale

Suite à une étude sur l'ensemble de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne, BOZON (1989) a mis en évidence plus particulièrement sur Beaune et sur le Thyl deux séquences du dynamisme de la végétation dans l'étage montagnard (*figure 3.60*), Beaune étant qualifié de zone "humide", et le Thyl de zone "sèche". Le travail de Nathalie BOZON ayant été effectué à plus petite échelle, ces deux trajectoires évolutives sont par conséquent modales. Ce sont sans doute les plus fréquemment rencontrées sur les deux secteurs étudiés, mais sans doute pas les seules.

GROSSI (1991) a également contribué à la description de deux trajectoires évolutives modales sur Charbutan¹, sur Beaune et sur Le Thyl (*figure 3.61*) dans une optique phytosociologique, et échantillonnées sur des formations forestières anciennes.

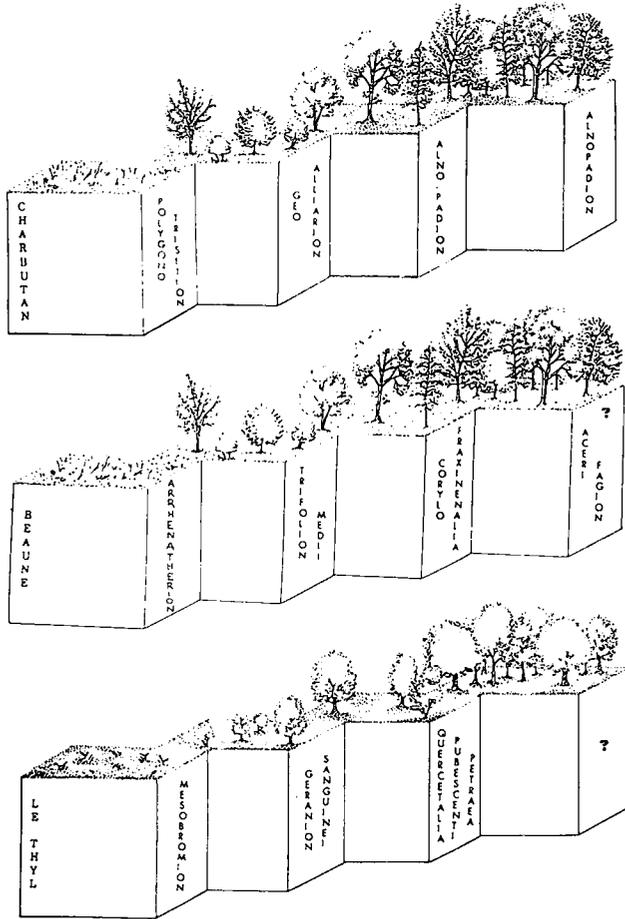


Figure 3.61 : Trajectoires évolutives et affinités phytosociologiques (GROSSI, 1991)

¹ Charbutan est un troisième secteur étudié par GROSSI (1991), à l'ouest de Beaune, présentant de nombreuses ressemblances avec la partie ouest de Beaune (voir chapitres suivants)

• Description pédologique et biodynamique des humus

Au niveau pédologique, GROSSI (1991) a différencié les sols de Beaune de ceux du Thyl (figure 3.62). Les sols de Beaune sont définis comme des sols bruns jeunes humifères, “qui constituent le degré maximum d’évolution sur l’ensemble du site” (GROSSI, 1991). Les sols du Thyl, ou plus précisément, les sols peu profonds sur forte pente fréquemment rencontrés sur ce secteur sont bien drainés. “On assiste à la genèse de sols colluviaux de type AC jusqu’à A(B)C suivant le régime hydrique” (GROSSI, 1991). Ce sont des sols évoluant depuis le sol brun jusqu’au ranker brunifié. Ces sols présentent également une moindre réserve utile que ceux de Beaune.

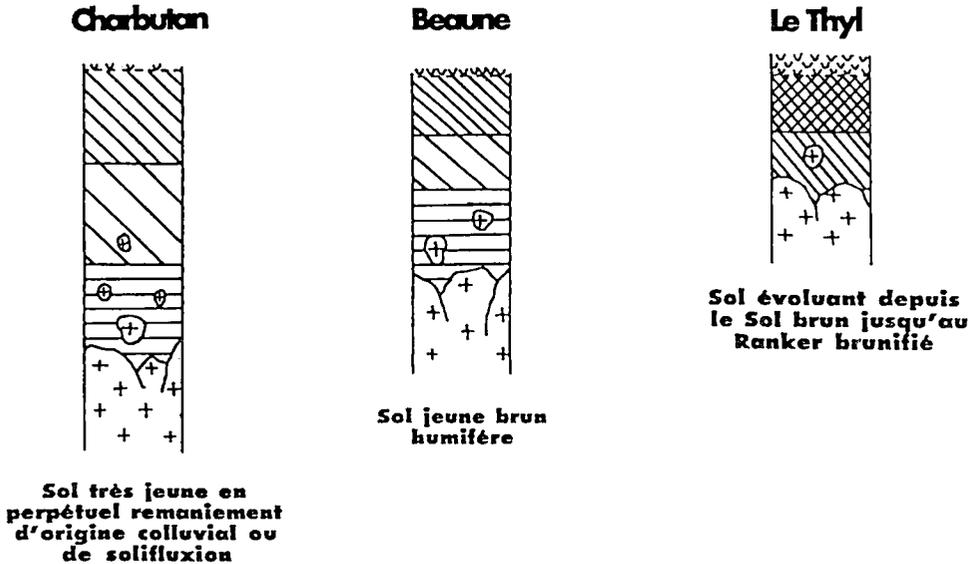


Figure 3.62 : Les sols de l’étage montagnard de l’adret (GROSSI, 1991)

La majorité des humus de Beaune présentent les caractéristiques suivantes (GROSSI, 1991) :

- Humus hyper-actifs de type Eumull
- Litière peu épaisse (inférieure à 2 cm)
- Pas de mycélium
- Structure grumeleuse, due à l’abondance des vers de terre (dégradation des litières et incorporation à l’horizon organominérale)
- Pierrosité régulièrement répartie, entre 5 et 35%
- Racines uniformément réparties.

GROSSI (1991) a également relevé des cas particuliers d'humus hygrophiles de type Hydromull, sous faciès à *Filipendula ulmaria*, et même une "remarquable" (sic) station à Hydromull semi-tourbeux.

Il n'a pu en revanche définir de cas général d'humus au Thyl, insistant particulièrement sur l'extrême variabilité des stations de ce secteur. Tout ce qu'on peut dire, c'est que la pierrosité et la porosité y sont généralement plus importantes qu'à Beaune, et la texture plus sableuse. La litière est plus épaisse, et on note la présence de mycelium de pourriture blanche (GROSSI, 1991). Grossi a relevé au Thyl des humus allant du Xéromoder au Mull hyperactif.

Plus particulièrement, on notera l'existence de stations à Eumull saturé et Mésomull dans le pôle humide, et des Xéromoders (sur "pseudo-ranker brunifié") et des Oligomulls dans le pôle xérique (plus fréquents).

Enfin, au niveau de la faune du sol, si l'abondance des vers de terre est globalement la même à Beaune et au Thyl, il est important de noter que l'abondance maximale à Beaune se situe dans les stations de type "forêt ouverte", et au Thyl dans les stations de type "friche". En effet, Grossi constate que les formations forestières ouvertes de Beaune sont essentiellement constituées de feuillus précieux, qui, combinées à un régime hydrique favorable, fournissent des litières se décomposant plus facilement. Les forêts ouvertes du Thyl, où l'on trouve davantage de *Sorbus aria* ou *Quercus pubescens*, ne présentent pas ces caractéristiques.

b) Le plan d'échantillonnage

Ainsi, nous sommes en présence de deux milieux (Beaune et Le Thyl) composés d'une mosaïque de petites placettes ayant en quelque sorte leurs dynamiques post-culturelles propres et souvent différentes pour des raisons diverses (hydriques, pédologiques, anthropiques, environnementales). De surcroît, l'abandon de l'activité agricole peut être très ancien (supérieur à un siècle) ou très récent (un an), ce qui apporte une dimension temporelle supplémentaire à ces dynamiques de placettes.

Nous en concluons qu'une analyse provenant d'un échantillonnage probabiliste aléatoire, systématique, ou même stratifié selon la physionomie végétale que nous avons cartographiée nous permettrait certes d'identifier un certain nombre de groupements végétaux, mais cette identification demeurerait anonyme, c'est-à-dire que nous ne serions pas capables de déterminer qu'est-ce qui provient de quoi. C'est la raison pour laquelle nous avons opté pour un échantillonnage qualifié d'**orienté**¹ sur le critère de la date d'abandon.

¹ Nous préférons le terme "orienté" à "stratifié" ; le lecteur se rendra compte par la suite que notre plan d'échantillonnage n'est pas à cent pour cent probabiliste. Le terme "stratifié", associé à un échantillonnage strictement probabiliste serait légèrement usurpé...

Avec ce type d'échantillonnage, notre objectif général est le suivant :

- 1° Identifier, pour une même date d'abandon la plus constante possible, les différents groupements végétaux post-cultureux que l'on observe aujourd'hui.
- 2° Déterminer les facteurs du milieu qui caractérisent le mieux ces groupements végétaux.
- 3° Identifier d'autres groupements végétaux à d'autres dates d'abandon, et les relier en terme de succession aux premiers décrits, par le biais de la similarité des facteurs du milieu caractéristiques.

Les deux premières étapes ont pour l'instant pu être menées à terme. Nous sommes ainsi en mesure d'identifier et de décrire un certain nombre de groupements floristiques post-cultureux, provenant de parcelles abandonnées à des dates sensiblement proches, mais ces groupements ne sont *a priori* pas reliés entre eux dans un processus dynamique. Ils ne seront chacun pour l'instant que la photographie unique d'une trajectoire évolutive.

2° L'obtention des cartes d'échantillonnage

Au moyen du S.I.G. Arc/Info, nous avons été en mesure de sélectionner sur Beaune et sur Le Thyl les parcelles abandonnées entre 1939 et 1953. Nous avons choisi cet intervalle pour deux raisons :

— Il s'agit de la plus ancienne tranche d'abandon que nous étions en mesure de sélectionner. Nous pouvons ainsi souhaiter que ce sont ces parcelles sur lesquelles les différences de dynamique s'exprimeront le mieux, notamment au niveau du développement des ligneux.

— Il est clair que la date d'abandon n'est pas constante ; elle s'étale ici sur 14 ans, ce qui, sur un recul de 45 ans en moyenne, constitue une marge d'erreur acceptable. Tel n'aurait pas été le cas si nous avions étudié les parcelles abandonnées entre 1953 et 1970 (marge d'erreur de 17 ans sur un recul de 29 ans) ou, pire encore, entre, entre 1970 et 1988 (marge d'erreur de 18 ans sur un recul de 12 ans). Nous reviendrons d'ailleurs, dans la discussion sur cette partie phyto-écologique, sur le problème lié à ce flou de 14 ans dans la date d'abandon.

Concrètement, la procédure informatique a consisté, sur chacun des deux secteurs de Beaune et du Thyl, à :

1° Croiser les quatre cartes de physiognomie végétale (1939, 1953, 1970, 1988)

2° Effectuer dans la table attributaire des polygones de la couverture résultant du croisement la requête suivante :

— Sélectionner les polygones en terres cultivées ou prés de fauche en 1939, et en friches, formations forestières ouvertes ou formations forestières fermées en 1953, 1970 et 1988.

3° Identifier, sur chacun des polygones ainsi sélectionné, la physionomie végétale en 1988 et attribuer les descriptions :

- Dynamique lente s'il s'agit de friches
- Dynamique modérée s'il s'agit de formations forestières ouvertes
- Dynamique rapide s'il s'agit de formations forestières fermées

4° Imprimer la carte résultante à l'échelle précise du 1/10.000e sur transparent, afin de pouvoir la superposer au fond cadastral. (*figures 3.63 et 3.64*).

On obtient ainsi deux cartes qui, si elles sont fort dénudées, n'en constituent pas moins notre document de base pour l'échantillonnage de terrain. Environ 10% de la surface se trouvent ainsi concernés.

3° Les relevés de végétation et les descripteurs

L'objectif de la méthode de relevés étant de décrire simultanément les milieux et les processus d'enrichissement (recolonisation ligneuse), trois catégories de descripteurs ont été retenues : les descripteurs du milieu, les descripteurs de la végétation et les descripteurs anthropiques. Par souci d'équité, indispensable pour une analyse statistique comparative entre Beaune et Le Thyl, nous avons effectué le même nombre de relevés sur les deux secteurs, à savoir cinquante. Nous disposons par conséquent de cent relevés. Comme nous l'avons précisé auparavant, l'échantillonnage n'est pas strictement probabiliste. Il l'est cependant presque. Lorsque nous avons échantillonné sur les périmètres abandonnés entre 1939 et 1953, nous avons régulièrement constaté une certaine homogénéité du couvert végétal au sein d'une parcelle, et fréquemment observé des différences notables entre deux parcelles contiguës. A chaque changement de végétation nous avons effectué un relevé.

a) Le relevé floristique

Sur chaque parcelle entrant dans le cadre de notre plan d'échantillonnage, nous avons relevé la végétation herbacée, la végétation ligneuse basse (inférieure à 2m) et la végétation ligneuse haute (supérieure à 2m). Une même espèce ligneuse présente dans les deux strates fut répertoriée deux fois¹. A chaque espèce est attribuée une valeur d'abondance (système Braun-Blanquet), avec cependant un léger réajustement : le code "+" a été supprimé. Les cotations s'échelonnent de "1" (plante unique ou très rare) à "5" (recouvrement continu).

¹ En effet, la présence d'espèces ligneuses juvéniles montre sans doute un potentiel de germination, mais pas encore un potentiel de croissance et de maturation (par rapport à la lumière, par exemple).

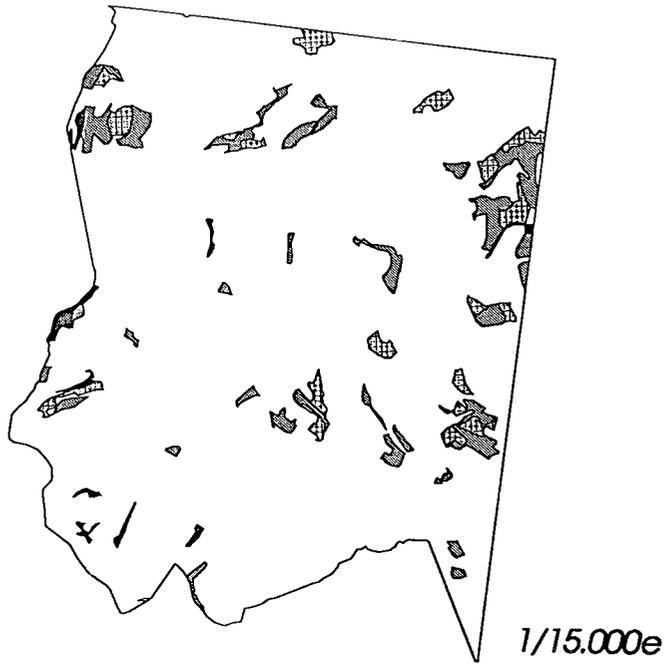


Figure 3.63 : Carte d'échantillonnage sur Beaune

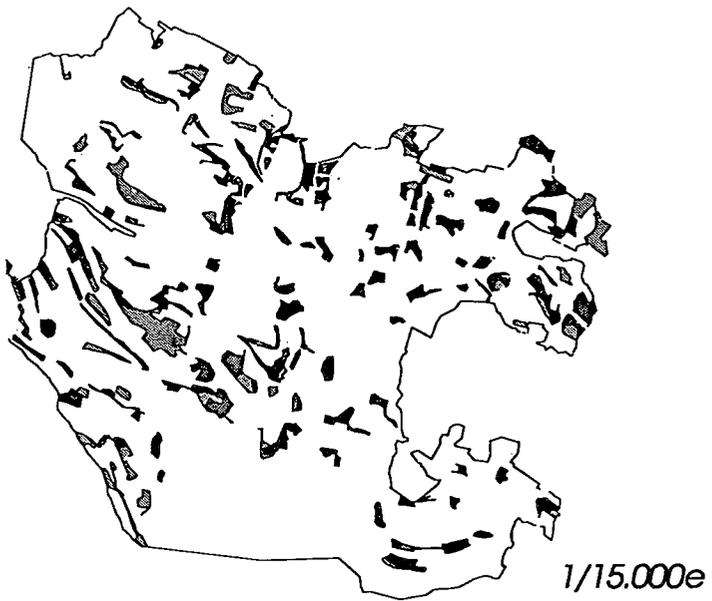


Figure 3.64 : Carte d'échantillonnage sur Le Thyl

A partir de ce code d'abondance pourront être estimés, si nécessaire (figure 3.65) :

- Un code de présence/absence
- Une valeur de recouvrement, davantage en accord avec la réalité (DAGET & GODRON, 1982)

	Valeur des indices					
<i>Abondance</i>	0	1	2	3	4	5
<i>Présence</i>	0	1	1	1	1	1
<i>Recouvrement</i>	0	1	4	9	16	25

Figure 3.65 : Correspondances entre codes d'abondance, présence et recouvrement

En effet, on sait à quel point les processus d'étouffement et de concurrence pour la lumière sont des phénomènes déterminants dans l'évolution des espaces enrichis (VABRE, 1986).

Ne sont pas répertoriées dans ces données végétales les essences des haies, présentes bien sûr avant l'abandon. Elles ont néanmoins été inventoriées indépendamment du relevé phyto-écologique pour étudier les pouvoirs germinatifs de ces essences (*chapitre D1*).

b) Les descripteurs du milieu

Afin de caractériser au mieux chacun des relevés floristiques effectués, et, à terme, les groupements végétaux, il s'agit de définir un certain nombre de descripteurs du milieu. Ils sont en effet susceptibles de jouer un rôle plus ou moins important dans la dynamique de la végétation ; de toute façon il ne faut pas craindre d'en relever le plus grand nombre. Il est préférable de prendre en compte quelques descripteurs non significatifs, plutôt que de passer à côté de descripteurs explicatifs des différences de dynamique de recolonisation.

α) Les types de descripteurs

Nous avons classé nos descripteurs en deux catégories :

• Les descripteurs du milieu proprement dit

Il s'agit des descripteurs topographiques (pente, altitude, exposition), anthropiques (présence de haies, de murettes, de terrassement des parcelles, proximité aux villages, accessibilité), environnementaux (proximité de semenciers sur la parcelle), pédologiques ou climatiques. Ces descripteurs ont tous *potentiellement* un rôle **explicatif** dans les différences entre groupements végétaux. Par la suite, nous distinguerons plus précisément les descripteurs mésologiques et les descripteurs anthropiques.

• Les descripteurs de la végétation

Ce sont des descripteurs qui ont pour fonction de **caractériser** le contexte floristique des relevés : richesse spécifique, abondance, diversité floristique, degré de fermeture ligneuse ou épineuse, physionomie végétale, valeurs de lumière moyenne des espèces, mais ne prétendent pas expliquer les différences entre les groupements végétaux.

β) L'origine des descripteurs

• Origine cartographique

C'est le cas de la physionomie végétale, de la proximité aux villages, ou de l'altitude lorsque nous ne disposons pas d'un altimètre.

• Descripteurs terrain

Les descripteurs relevés directement sur le terrain furent la pente, l'exposition, l'environnement de la parcelle (soit les ligneux constitutifs des haies), l'accessibilité (distance à la voie d'accès la plus proche), le niveau d'anthropisation de la parcelle, éventuellement l'altitude.

• Descripteurs calculés à partir des données floristiques

Ces descripteurs furent

- La richesse spécifique (nombre d'espèces par relevés)
- Le recouvrement (somme des carrés des coefficients d'abondance/dominance)
- La diversité floristique ou spécifique :

$$- \sum_{\text{espèces}} p_i \ln_2 p_i$$

où p_i est la proportion d'abondance de l'espèce i sur le relevé.

- L'indice de diversité, moyenne des indices de diversité fournis par GRIME & al. (1988), rebaptisé "tolérance" pour éviter toute confusion avec la diversité spécifique définie ci-dessus. Que les auteurs nous en excusent. Cet indice traduit la tolérance des plantes à la présence d'autres espèces.
- Degré de fermeture ligneuse = taux de ligneux
- Taux d'épineux
- Valeur moyenne de lumière : moyenne des valeurs de lumière fournies par LANDOLT (1977) des espèces du relevé, pondérées du coefficient d'abondance.
- Valeur moyenne de température : cf. valeur moyenne de lumière.

— Valeur moyenne de continentalité : cf. valeur moyenne de lumière.

Restent enfin certains descripteurs du sol fournis une fois de plus par les valeurs indicatrices des plantes (LANDOLT, 1977) sur le même principe :

— Humidité

— Acidité (“valeur de réaction”)

— Substances nutritives

— Humus (il s’agit plutôt, comme nous le verrons de l’épaisseur de l’horizon organique A)

— Granulométrie (“valeur de dispersité”)

γ) Validité et limites des descripteurs du sol calculés

La méthode utilisée ici pour appréhender les caractéristiques édaphiques des parcelles peut surprendre. Elle repose sur un choix motivé par deux raisons principales :

- Les variations pédologiques sur les deux secteurs, et, *a fortiori*, sur chacun des deux secteurs, sont assez faibles **mais** cependant ces variations s’opèrent sur des distances très brèves. De plus, l’utilisation du sol par l’agriculteur en a bouleversé certaines composantes (richesse en éléments nutritifs, augmentation de la profondeur du sol suite à un terrassement, épierrage) et les logiques de variation spatiale de ces composantes demeurent aléatoires. Ainsi, saisir toutes ces variations nécessiterait une analyse de sol par relevé.

- Un travail de thèse traitant de la biodynamique des humus dans les systèmes écologiques post-cultureux sur notre zone d’étude a été engagé parallèlement à nos travaux par Jean-luc GROSSI. Il sera mieux à même d’aborder spécifiquement les problèmes pédologiques de ces milieux.

Ceci dit, l’utilisation des valeurs indicatrices des espèces présentes sur les relevés, fournies soit par ELLENBERG (1979) en Europe Centrale (notes de 1 à 9), soit par LANDOLT (1977) en Suisse (notes de 1 à 5), peut s’avérer judicieuse sous réserve de certaines conditions :

— Connaître ces valeurs indicatrices pour un maximum d’espèces végétales. Le système d’évaluation d’ELLENBERG, même s’il présente un meilleur étalement des valeurs (1 à 9), souffre du manque d’information relative aux plantes rencontrées. En revanche, la base de données de LANDOLT est quasiment parfaite, puisque seules deux espèces n’ont pu être renseignées.

— S’assurer d’une relative proximité géographique. “Il faut tenir compte du fait que beaucoup d’espèces forment des races géographiques-écologiques qu’on ne peut distinguer morphologiquement qu’avec difficulté, mais auxquelles il faut attribuer d’autres valeurs indicatrices” (LANDOLT, 1977). Nous pouvons nous satisfaire des données de LANDOLT, établies en Suisse, préférables encore une fois à celles d’ELLENBERG, établies en Europe Centrale.

— La valeur indicatrice n'est pas systématiquement significative, surtout lorsque la richesse spécifique de la station est faible. "Aux endroits à faible concurrence, la plante peut se comporter différemment que le suggérait sa valeur indicatrice" (LANDOLT, 1977). Nous aurons l'occasion d'observer ce genre de digression.

— La valeur numérique de l'indicateur, surtout lorsqu'elle résulte d'une moyenne, ne peut fournir une indication absolue concernant tel ou tel descripteur. Elle aura essentiellement un intérêt comparatif entre les différents groupements végétaux. En d'autres termes, on pourra dire par exemple que tel groupement est sur un milieu plus humide que tel autre, mais sans pouvoir quantifier cette humidité.

— En rapport avec le point précédent, l'écart-type des valeurs indicatrices d'un groupement présente un intérêt capital : s'il est trop élevé, cela signifie que la valeur moyenne indicatrice n'a que peu de signification. Il conviendra alors de regarder plus en détail les valeurs indicatrices des plantes des relevés du groupement, afin d'interpréter cette grande variabilité.

— Enfin, bien comprendre la définition des termes utilisés par l'auteur. Afin d'éviter toute confusion, nous le baptiserons *horizon organique* ou *horizon A* (horizons A0 et A1).

En conclusion, si cette approche détournée du contexte pédologique des relevés est séduisante, il conviendra d'être extrêmement prudent sur le maniement et l'interprétation de ces valeurs, retourner fréquemment "à la plante", et corrélérer ces valeurs avec de réelles mesures pédologiques, en vue d'une validation. Cette corrélation est en cours d'étude (thèse de J.L. GROSSI).

c) Les descripteurs des espèces

A l'instar des relevés, les espèces possèdent leur propre lot de descripteurs. La plupart étant qualitatifs, nous ne pourrions guère les intégrer dans un traitement mathématique, excepté en projection sur une Analyse Factorielle des Correspondances. Ils serviront néanmoins à mieux caractériser les groupements végétaux. Ces descripteurs des espèces sont :

— Les valeurs indicatrices de LANDOLT, qui ont servi via une moyenne à caractériser les relevés de végétation (Humidité, substances nutritives, acidité, horizon A, granulométrie, lumière, température, continentalité).

— La forme biologique selon Raunkiaer, fournie par LANDOLT (1977).

— Les affinités phytosociologiques (RAMEAU & al., 1989)

— Le caractère indicateur (RAMEAU & al., 1989)

— Le biotope (RAMEAU & al., 1989)

— La tolérance ("indice de diversité" de GRIME & al., 1988).

— La stratégie de recolonisation : C/S/R (GRIME & al., 1988).

4° Etude de la recolonisation ligneuse et de la biodiversité

Deux centres d'intérêt tout particulièrement en rapport avec notre problématique seront étudiés de façon constante au cours de cette analyse phyto-écologique, et seront à la fin soumis à une discussion :

• La recolonisation ligneuse

Entre autres au moyen du degré de fermeture ligneuse, nous nous intéresserons aux groupements présentant la meilleure vitesse de recolonisation ligneuse, en étudiant notamment les conditions du milieu favorisant le développement des arbres (feuillus précieux ou non). Parallèlement, nous essaierons de comprendre les phénomènes de blocage (herbacés ou épineux), ou, du moins, de ralentissement, qui entravent ce développement forestier.

• La diversité de la végétation

Dans les Pyrénées, VABRE (1986) écrit : "L'enfrichement provoque, en effet, une diminution du nombre total d'espèces. Cependant, si le nombre d'herbacées décroît, il est souvent compensé par une augmentation de ligneux. [...] De nombreux milieux moyennement en friche présentent donc une diversité floristique aussi grande que celle des prairies de fauche". Sur les groupements post-culturaux que nous étudions en Maurienne, il paraît donc particulièrement intéressant de voir de quelle façon se comporte cette diversité spécifique.

Nous disposons de quatre descripteurs rendant compte de cette diversité :

— La richesse spécifique, que l'on peut, pour chaque groupement, approcher de deux façons : le nombre moyen d'espèces par relevés du groupement, ou bien le nombre total d'espèces différentes recensées dans tous les relevés du groupement.

— L'abondance, qui traduit la richesse en individus

— La diversité *sensu stricto* faisant appel à la formule de Shannon déjà rencontrée lors de l'analyse spatiale du milieu naturel :

$$- \sum_{\text{espèces}} p_i \ln_2 p_i$$

qui rend plutôt compte de l'équité dans la répartition des espèces, ce qui, avec la richesse spécifique, est une autre façon d'approcher la biodiversité.

— La tolérance, mesurée à partir des indices de diversité de GRIME & al. (1988).

Nous tenterons alors grâce à ces descripteurs de définir les conditions du milieu permettant la meilleure diversité végétale.

5° Bilan : la structure de la base de données phyto-écologique

Nous disposons finalement (*Figure 3.66 et Annexe C*) d'un tableau phyto-écologique composé de 100 colonnes (les relevés) et 191 lignes (les espèces, certaines espèces ligneuses étant, rappelons-le, comptabilisées deux fois), rempli de "0" (absence de l'espèce) ou de valeurs entre "1" et "5". Y sont ajoutées :

• Des lignes supplémentaires, correspondant aux descripteurs des relevés :

- La pente
- La richesse spécifique
- Le recouvrement total (somme des valeurs de recouvrement)
- La diversité spécifique (selon la théorie de l'information)
- Les valeurs moyennes d'humidité, substances nutritives, acidité, granulométrie, humus, lumière, température, continentalité, tolérance aux autres espèces
- La trace d'une anthropisation passée (terrassements, murettes, haies)
- La proximité aux hameaux
- L'accessibilité aux parcelles
- La physionomie végétale (= la dynamique physionomique)
- Le taux d'essences forestières nommé taux de ligneux (somme des recouvrements des essences de la strate basse, et du double des recouvrements de la strate haute)
- Le taux d'épineux (recouvrements de *Cratægus lævigata*, *Cratægus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Rubus gr. fruticosus* et *Rubus idæus*).

Ont été finalement exclues :

- L'altitude, d'une part parce qu'elle n'a pas toujours pu être définie avec précision, et, d'autre part parce que la faible amplitude altitudinale sur laquelle nous travaillons ne suffisait pas à mettre en évidence des différences climatiques notables. Nous préférons porter notre attention sur des descripteurs tels que la valeur de température ou la continentalité qui intègrent les éventuelles variations micro-climatiques dont l'altitude n'est qu'une composante.
- L'exposition, ne présentant pas suffisamment de variations (pratiquement toujours Sud)

Ne figurent pas non plus dans ce tableau informatique les essences constituantes des haies sur lesquelles aucun traitement direct ne peut être effectué. Nous les gardons cependant en réserve pour une autre utilisation (existence ou non d'une corrélation entre les espèces ligneuses se développant sur les parcelles et les essences des haies : chapitre D/).

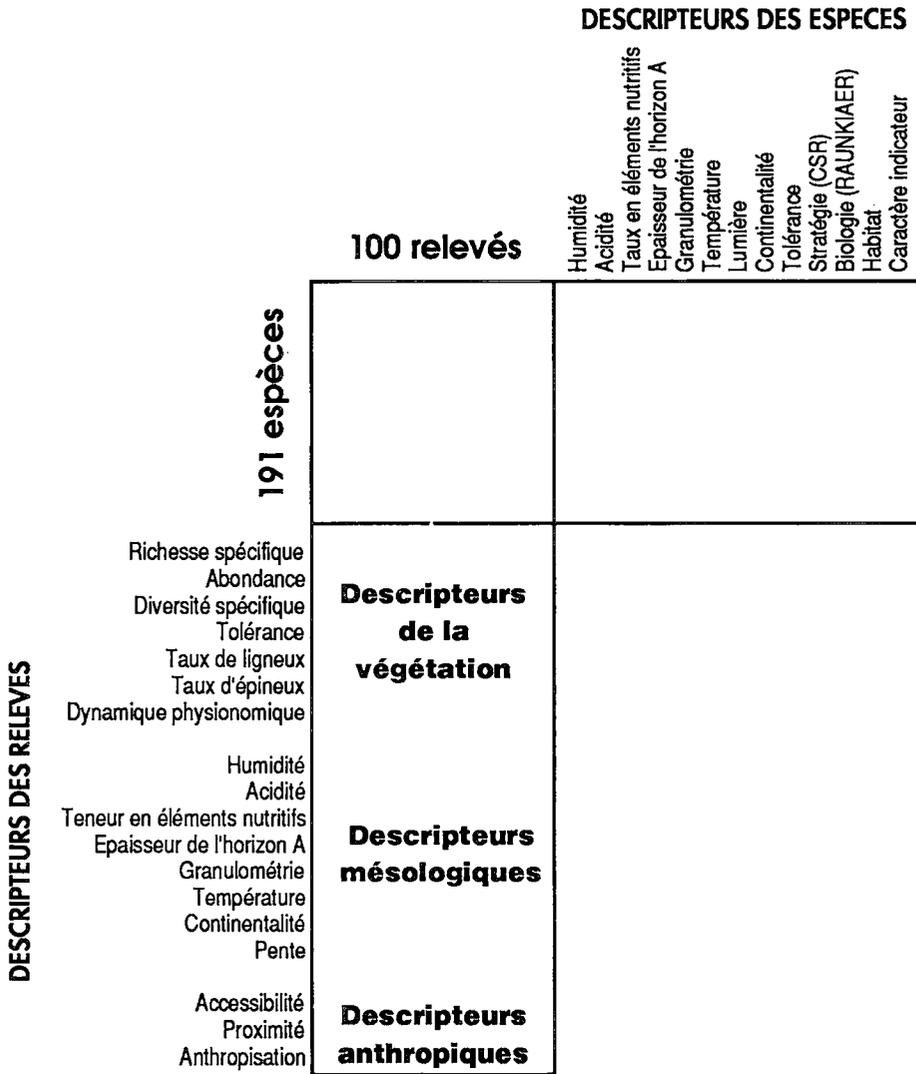


Figure 3.66 : Structure du tableau phytocéologique

Signalons enfin que quelques-uns de ces descripteurs seront appelés à disparaître prochainement des calculs, soit par redondance nette d'information, soit parce qu'ils ne sont pas significatifs.

- Des colonnes supplémentaires, soit les descripteurs des espèces :
 - Valeurs indicatrices (humidité, substances nutritives, acidité, granulométrie, horizon A, lumière, température, continentalité, tolérance)
 - Stratégies C/S/R
 - Habitat (espèces de cultures, prés, friches, forêts...)
 - Forme biologique
 - Caractère indicateur

A l'instar des essences des haies pour les lignes supplémentaires, il n'était pas utile d'intégrer dans ce tableau les affinités phytosociologiques des espèces, diverses et fondamentalement qualitatives. Nous les gardons à disposition.

B/ TRAITEMENTS STATISTIQUES PRÉLIMINAIRES

Avant d'entreprendre rapidement de complexes analyses factorielles et autres classifications, nous avons tenu à effectuer quelques traitements statistiques fort simples, qui présentent l'avantage de nous familiariser en quelque sorte avec les données dont nous disposons, et qui proposeront d'emblée un certain nombre de résultats intéressants.

Dans un premier temps, nous nous proposerons de calculer et d'analyser les corrélations existant entre les descripteurs du milieu et de la végétation. Puis nous effectuerons d'une façon générale une comparaison des populations de relevés de Beaune et du Thyl vis-à-vis seulement des descripteurs.

Ensuite, nous donnerons quelques généralités quantitatives sur la végétation des cent relevés, et nous mettrons déjà en exergue certaines différences entre Beaune et Le Thyl. Enfin, nous effectuerons un certain nombre de mesures relevant de la théorie de l'information, nous permettant de révéler à ce stade de l'étude les descripteurs les plus efficaces.

1° Analyse des corrélations entre descripteurs

A partir du sous-tableau des lignes supplémentaires (*voir figure 3.66*), nous mesurons sur les cent relevés les corrélations entre descripteurs pris deux à deux. Le résultat est le suivant (*figure 3.67*) :

Figure 3.67 : Corrélations entre les descripteurs

<i>Richesse Spécifique</i>	<i>Abondance</i>	<i>Diversité spécifique</i>	<i>Tolérance</i>	<i>Lumière</i>	<i>Taux de ligneux</i>	<i>Taux d'épineux</i>	<i>Humidité</i>	<i>Acidité</i>	<i>Éléments nutritifs</i>	<i>Horizon A</i>	<i>Granulométrie</i>	<i>Température</i>	<i>Continentalité</i>	<i>Pente</i>	<i>Accessibilité</i>	<i>Proximité</i>	
	0,84	0,95	0,53	0,19	0,07	-0,31	-0,21	0,26	-0,47	0,01	0,31	0,01	0,22	0,11	0,00	0,25	<i>Richesse sp.</i>
		0,82	0,50	0,16	0,08	-0,32	-0,08	0,16	-0,32	0,08	0,40	0,00	0,20	0,05	-0,02	0,25	<i>Abondance</i>
			0,49	0,11	0,11	-0,35	-0,21	0,31	-0,45	-0,02	0,34	0,03	0,22	0,12	0,01	0,23	<i>Diversité sp.</i>
				0,53	-0,37	-0,44	-0,40	0,19	-0,51	-0,17	0,26	0,03	0,62	0,00	-0,11	0,17	<i>Tolérance</i>
					-0,53	0,11	-0,67	0,18	-0,54	-0,53	-0,28	0,49	0,64	0,12	-0,37	-0,17	<i>Lumière</i>
						-0,15	0,39	0,16	0,08	0,29	0,24	-0,16	-0,55	0,05	0,20	0,18	<i>Ligneux</i>
							-0,21	0,01	-0,03	-0,24	-0,51	0,28	-0,10	0,24	-0,12	-0,20	<i>Épineux</i>
								-0,41	0,71	0,76	0,53	-0,56	-0,66	-0,32	0,27	0,04	<i>Humidité</i>
									-0,39	-0,21	-0,02	0,51	0,21	0,35	-0,19	-0,05	<i>Acidité</i>
										0,48	0,08	-0,20	-0,45	-0,24	0,20	-0,16	<i>El. nutritifs</i>
											0,49	-0,50	-0,42	-0,25	0,34	0,15	<i>Horizon A</i>
												-0,46	-0,18	-0,22	0,19	0,24	<i>Granulo.</i>
													0,27	0,17	-0,33	-0,32	<i>Tempér.</i>
														0,15	-0,14	-0,06	<i>Continentalité</i>
															-0,04	-0,02	<i>Pente</i>
																0,30	<i>Accessibilité</i>
																	<i>Proximité</i>

Les tests de signification des coefficients de corrélation (test de Snédécors¹) à 5% nous indiquent que la corrélation est significative à partir de $r=0,10$! C'est-à-dire que presque tous les descripteurs sont corrélés.

Mais corrélation ne signifie néanmoins pas dépendance absolue. C'est pourquoi, indépendamment des tests de signification cités ci-dessus, nous pouvons *de visu* noter les plus fortes corrélations, et les comparer entre elles.

Force est de constater dans un premier temps la bonne corrélation positive entre les descripteurs se rattachant à la biodiversité (richesse spécifique, abondance, diversité, et même tolérance). On note également la persistance d'une correcte corrélation négative entre ces descripteurs et la teneur en éléments fertilisants d'une part, et, d'autre part, mais dans une moindre mesure, la granulométrie du sol. Cela signifie que les milieux riches en éléments fertilisants et/ou à granulométrie grossière ne favorisent pas une bonne biodiversité.

Les descripteurs issus des valeurs indicatrices de Landolt, présentent en général de bonnes corrélations entre eux. Ils opposent globalement les milieux :

- humides, acides, riches en éléments nutritifs, à horizon A épais, argileux, sombres, frais, océaniques
- secs, alcalins, pauvres en éléments nutritifs, à horizon A fin, sableux, ensoleillés, chauds et continentaux.

Ce n'est là qu'une tendance qui n'a pas vraiment de signification, puisque lorsque l'on étudie de près les parcelles échantillonnées, cette logique ne se retrouve pas toujours, loin s'en faut.

La pente s'associe plutôt aux milieux secs, pauvres en éléments nutritifs, à horizon A fin et sols grossiers, et aux milieux les moins acides.

Nous ne nous lancerons pas dans des commentaires hasardeux concernant les corrélations des descripteurs anthropiques (proximité, accessibilité). Signalons plutôt les relations entre le taux de fermeture ligneuse et les caractères océanique, humide, peu de lumière (ce qui est évident), et entre le taux de recouvrement épineux et une granulométrie grossière, ainsi qu'une faible biodiversité. On constatera enfin que les ligneux forestiers et les épineux ne s'excluent pas systématiquement.

Il conviendra cependant de ne pas trop accorder d'importance à ces observations. Nous avons peut-être trop insisté sur des corrélations qui, somme toute, n'étaient pas bien importantes (en général autour de 0,3), excepté pour les relations entre descripteurs de la biodiversité.

¹ Sur la quantité

$$\frac{r^2(N-2)}{1-r^2}$$

avec $N = 100$ (après avoir vérifié la normalité des échantillons) et r : coefficient de corrélation.

Il est également intéressant d'étudier les écarts-types des descripteurs issus des valeurs indicatrices de LANDOLT (figure 3.68). En effet, ces valeurs proviennent d'une gigantesque base de données (LANDOLT, 1977), où tous ces paramètres varient de 1 à 5 d'une façon que l'on peut considérer homogène. On peut ainsi mettre en évidence des descripteurs qui varient plus que d'autres sur nos sites.

	Humidité	Acidité	Éléments nutritifs	Horizon A	Granulométrie	Lumière	Température	Continentalité
Ecart-type	3,14	1,54	3,84	1,36	2,18	2,78	1,80	1,47

Figure 3.68: Ecart-types des valeurs indicatrices de Landolt

On constate ainsi que l'acidité, l'horizon A, la température et la continentalité sont bien homogènes sur les secteurs, tandis que la granulométrie, la lumière, l'humidité et surtout les éléments nutritifs (particulièrement au Thyl) présentent de fortes variations. Ce résultat n'est pas une surprise ; l'échelle et la faible amplitude altitudinale n'alliaient pas induire, nous nous en doutions, des variations climatiques ayant des incidences sur les valeurs indicatrices de continentalité et de lumière. De même, la géologie constante du secteur d'étude n'autorisait pas une grande variabilité de l'acidité des sols.

Peut-être plus surprenante est la relative constance des valeurs d'épaisseur de l'horizon A, appelé "humus" par LANDOLT, alors que GROSSI (1991) mit en évidence le caractère variable et même bio-indicateur de ce paramètre sur nos sites. Mais ne nous trompons pas ; d'une part, le système de cotation de Landolt fait appel essentiellement à l'épaisseur de l'humus, et non à d'autres paramètres capitaux tels que la faune du sol et l'activité biologique en général (à partir desquelles notamment Grossi exhuma des différences d'humus). D'autre part, n'oublions pas que nous avons mesuré un écart-type sur des parcelles ayant été abandonnées pendant la même période, ce qui réduit considérablement la variabilité (GROSSI ayant mené son étude sur des sites à dates d'abandon justement très variables).

En revanche, le descripteur lumière fait naturellement apparaître les variations dues à la grande diversité physionomique rencontrée, même à date d'abandon similaire, allant de la prairie à graminées aux stades forestiers avancés. La variabilité de l'humidité se réfère à la géomorphologie changeante et aux actions combinées des paramètres pédologiques et anthropiques (aplanissement des parcelles par terrassement), et celle de l'azote aux pratiques culturales avant déprise, particulièrement par fertilisation (DESMARIS, 1991).

Mais attention ! Une faible variabilité de certains paramètres ne permet néanmoins pas d'affirmer qu'ils ne sont pas significatifs. Un descripteur peut varier faiblement, mais de façon bien ordonnée, alors qu'au contraire, les fortes variations d'un autre peuvent se produire d'une manière totalement anarchique, sans aucun lien avec les processus écologiques.

Précisons également que si nous nous sommes à l'instant intéressés aux écarts-types, nous n'aurons cure ici des moyennes de ces descripteurs, moyennes qui, dans l'absolu, ne signifient rien (par exemple, que conclure du fait que la moyenne du descripteur humidité sur les cent relevés vaut 2,67 ?). Rappelons ce point important : ces estimations à partir des valeurs indicatrices sont à manier et interpréter avec beaucoup de prudence, et nous sommes convaincus qu'elles ont seulement un intérêt comparatif (donc une signification relative et non absolue).

2° Comparaison générale des descripteurs de Beaune et du Thyl

La question que nous nous posons est très simple : les secteurs de Beaune et du Thyl présentent-ils des différences significatives vis-à-vis de chacun des descripteurs utilisés, qu'ils soient potentiellement explicatifs, ou simplement démonstratifs ?

La mesure de cette signification passe par un test de comparaison de deux échantillons normaux, soit la comparaison de deux variances, (test par rapport à la loi de Snedecor) et la comparaison de deux moyennes (test par rapport à la loi de Student-Fischer)¹.

Pour chacun des descripteurs, les résultats sont donnés dans la *figure 3.69*. Nous constatons que les tests sur les descripteurs de la végétation traitant peu ou prou de la biodiversité (richesse spécifique, abondance, diversité spécifique, tolérance) sont négatifs, c'est-à-dire, en le formulant avec la rigueur statistique qui s'impose, que l'hypothèse selon laquelle les populations de relevés de Beaune et du Thyl sont différentes en ce qui concerne ces descripteurs avec 5% de chances de se tromper, est à rejeter.

En revanche, les secteurs de Beaune et du Thyl sont significativement différents² en ce qui concerne la majorité des descripteurs potentiellement explicatifs, mise à part la continentalité. Après examen des moyennes, nous pouvons affirmer que, *globalement*, le secteur du Thyl est :

- Plus sec
 - Moins acide
 - Moins riche en éléments nutritifs
 - A horizon A moins épais
 - A granulométrie plus grossière
 - A température plus élevée
 - A pente plus forte
- que le secteur de Beaune³.

¹ Quelques précisions à propos de ce test que nous utiliserons à plusieurs reprises :

— La normalité a été vérifiée sur ces échantillons. Nous considérerons que les autres échantillons suivent également une loi normale.

— Le véritable test de signification de différence est le test des moyennes (différence significative si la valeur est supérieure au seuil) que l'on ne peut utiliser que si le test des variances est positif (valeur inférieure au seuil). Dans le cas contraire, nous utiliserons le test de la médiane.

² Nous exprimerons dorénavant avec plus de simplicité les résultats des tests, sans perdre de vue les aspects "hypothèses", "5%" qui s'y rapportent...

³ Ici également nous faisons un raccourci dans les tournures de phrases ; il faut bien sûr se souvenir que ces résultats concernent les parcelles abandonnées entre 1939 et 1953, et non l'ensemble de la surface.

Descripteur	Site	Moyenne	Ecart-type	Test des variances		Test des moyennes	
				valeur (seuil : 1,60)	Significatif	Valeur (seuil : 1,99)	Significatif
Richesse spécifique	Beaune	18,94	7,36	1,03	oui	0,07	non
	Le Thyl	19,04	7,18				
Abondance	Beaune	117,70	33,18	1,03	oui	0,65	non
	Le Thyl	113,40	32,16				
Diversité	Beaune	3,85	0,67	1,02	oui	0,03	non
	Le Thyl	3,85	0,66				
Humidité	Beaune	2,79	0,24	1,40	oui	4,24	oui
	Le Thyl	2,54	0,33				
Acidité	Beaune	3,08	0,14	1,02	oui	4,12	oui
	Le Thyl	3,20	0,14				
Éléments nutritifs	Beaune	3,30	0,31	1,34	oui	3,33	oui
	Le Thyl	3,05	0,42				
Humus	Beaune	3,18	0,13	1,24	oui	5,21	oui
	Le Thyl	3,05	0,11				
Granulométrie	Beaune	3,90	0,22	1,17	oui	3,33	oui
	Le Thyl	3,76	0,19				
Lumière	Beaune	3,17	0,21	1,47	oui	2,67	oui
	Le Thyl	3,32	0,32				
Température	Beaune	3,24	0,15	1,28	oui	3,00	oui
	Le Thyl	3,34	0,19				
Continentalité	Beaune	3,00	0,11	1,49	oui	0,95	non
	Le Thyl	3,03	0,18				
Tolérance	Beaune	2,47	0,49	1,11	oui	0,87	non
	Le Thyl	2,56	0,55				
Pente	Beaune	7,70	6,66	1,20	oui	2,54	oui
	Le Thyl	11,44	7,99				
Accessibilité	Beaune	48,00	53,60	1,83	non		oui*
	Le Thyl	15,80	29,28				
Proximité	Beaune	306,00	109,10	1,84	non		non*
	Le Thyl	324,00	200,82				
Taux ligneux	Beaune	11,32	17,61	1,03	oui	0,17	non
	Le Thyl	11,94	18,07				
Taux épineux	Beaune	7,66	10,80	1,26	oui	0,37	non
	Le Thyl	8,38	8,58				

* Réalisé avec le test de la médiane

Figure 3.69 : tests de comparaison entre Beaune et Le Thyl

Nous avons pris la précaution d'utiliser l'adverbe "globalement", parce que cela ne signifie bien sûr pas que par exemple la parcelle la plus humide du Thyl est plus sèche que la plus sèche de Beaune...

Un descripteur de la végétation présente également une différence significative : les espèces du Thyl sont globalement plus héliophiles que celles de Beaune.

Les descripteurs anthropiques connaissent des destins différents : les parcelles du Thyl sont significativement plus accessibles que celles de Beaune, mais on ne peut rien conclure quant à la proximité des parcelles aux villages. Reconnaissons cependant que cet aspect est somme toute peu intéressant et ne signifie pas grand chose. Ces descripteurs anthropiques auront par la suite une meilleure utilité.

Le fait enfin que les secteurs de Beaune et du Thyl ne se différencient pas par leur taux de recouvrement ligneux ou épineux malgré, nous venons de le voir, des différences significatives au niveau des facteurs mésologiques suscite un certain intérêt.

Ces quelques résultats préliminaires sont bien sûr fort intéressants : ils apportent la confirmation que les secteurs de Beaune et du Thyl présentent globalement des différences en ce qui concerne un nombre important de descripteurs mésologiques. Ceci est bien sûr à mettre en relation avec les différences observées lors de l'analyse spatiale des deux sites.

Mais on en voit rapidement les limites. On suppose tout de même des variations internes de ces descripteurs au sein de chacun des sites et ces résultats ne nous permettent pas de les approcher. L'identification des groupements végétaux nous permettra d'aller plus loin.

3° Description générale de la végétation

Nous nous contenterons dans cette partie de répertorier les espèces les plus souvent présentes (somme des indices de présence) et concrètement celles qui recouvrent les plus grandes surfaces (somme des taux de recouvrement), sur l'ensemble des 100 relevés, sur ceux de Beaune et ceux du Thyl.

Sur l'ensemble des 100 relevés, nous avons recensé 191 lignes-espèces, soit 177 espèces effectives, si l'on regroupe les essences forestières comptées deux fois (strate haute et strate basse). La *figure 3.70* présente les espèces les plus fréquentes et les plus abondantes.

On remarque d'emblée la forte prédominance de trois espèces sur les cent relevés : *Chærophyllum aureum* (Chærophyllé doré), ombellifère caractéristique des milieux alcalins riches en éléments fertilisants, *Arrhenatherum elatius* (Avoine élevée), graminée héliophile et nitrocline, et surtout *Geranium sylvaticum* (Géranium des bois), géraniacée de demi-ombre ou héliophile, mésohygrophile et nitrocline. Ces trois espèces, présentes sur plus d'un relevé sur deux, sont donc particulièrement indicatrices de milieux frais à humides, riches en éléments fertilisants.

Espèce	Frequence	Espèce	Abondance
<i>Geranium sylvaticum</i>	63	<i>Geranium sylvaticum</i>	572
<i>Rosa canina</i>	61	<i>Chærophyllum aureum</i>	539
<i>Arrhenatherum elatius</i>	57	<i>Arrhenatherum elatius</i>	517
<i>Festuca paniculata</i>	53	<i>Rosa canina</i>	414
<i>Lathyrus pratensis</i>	50	<i>Bromus erectus</i>	356
<i>Chærophyllum aureum</i>	46	<i>Festuca paniculata</i>	341
<i>Galium mollugo</i>	44	<i>Brachypodium pinnatum</i>	340
<i>Vicia Cracca</i>	43	<i>Vicia Cracca</i>	328
<i>Dactylis glomerata</i>	42	<i>Galium aparine</i>	321
<i>Galium aparine</i>	39	<i>Lathyrus pratensis</i>	243

Figure 3.70 : Espèces les plus fréquentes et les plus abondantes sur les deux secteurs

On notera également la présence d'espèces préférant les milieux plus secs, mésoxérophiles à mésophiles (*Rosa canina*, *Vicia Cracca*, *Bromus erectus*, *Festuca paniculata* et *Brachypodium pinnatum*), et une espèce nitrophile (*Galium aparine*).

Il est important de signaler que les essences forestières présentent naturellement des indices d'abondance moindres que ceux des herbacées (en termes d'individus, il faut moins d'essences forestières pour obtenir un recouvrement forestier que d'espèces herbacées pour un recouvrement herbacé). C'est pourquoi on constate une faible abondance des ligneux forestiers, même en cumulant les deux strates. Le plus abondant est l'Erable Sycomore (*Acer Pseudoplatanus*) présent sur 33 relevés, avec un recouvrement de 217 (strates cumulées). Le seul ligneux trouvé fréquemment est un épineux : *Rosa canina* (églantier). C'est la raison pour laquelle, au cours de cette analyse phyto-écologique, nous considérerons séparément les caractéristiques des différentes strates. Ces caractéristiques ne sont pas directement comparables.

En s'intéressant aux espèces les plus fréquentes et les plus abondantes sur les sites de Beaune et du Thyl (figure 3.71), on constate de très nettes différences : seules quatre espèces sont parmi les dix plus fréquentes et abondantes à la fois sur Beaune et sur Le Thyl : *Geranium sylvaticum*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca paniculata* et *Rosa canina*.

A Beaune, nous retrouvons les trois espèces mésophiles à mésohygrophiles nitroclines prédominantes (*Geranium sylvaticum*, *Arrhenatherum elatius* et *Chærophyllum aureum*), et nombre d'espèces préférant les milieux riches en éléments nutritifs (*Galium mollugo*, *Dactylis glomerata*, *Galium aparine*, *Vicia sepium*, *Knautia arvensis*). Ces plantes ne sont pas particulièrement révélatrices d'un certain pH du sol. On notera néanmoins une légère domination des espèces neutrophiles à acidiclinales.

Beaune

Espèce	Frequence	Espèce	Abondance
<i>Geranium sylvaticum</i>	39	<i>Geranium sylvaticum</i>	430
<i>Chærophyllum aureum</i>	33	<i>Chærophyllum aureum</i>	403
<i>Arrhenatherum elatius</i>	32	<i>Arrhenatherum elatius</i>	290
<i>Lathyrus pratensis</i>	28	<i>Rosa canina</i>	224
<i>Rosa canina</i>	27	<i>Galium mollugo</i>	163
<i>Galium mollugo</i>	27	<i>Dactylis glomerata</i>	158
<i>Festuca paniculata</i>	26	<i>Agrostis capillaris</i>	155
<i>Agrostis capillaris</i>	25	<i>Festuca paniculata</i>	148
<i>Dactylis glomerata</i>	24	<i>Galium aparine</i>	134
<i>Knautia arvensis</i>	24	<i>Vicia sepium</i>	128

Le Thyl

Espèce	Frequence	Espèce	Abondance
<i>Rosa canina</i>	34	<i>Bromus erectus</i>	292
<i>Vicia Cracca</i>	30	<i>Vicia Cracca</i>	261
<i>Achillea Millefolium</i>	28	<i>Brachypodium pinnaum</i>	240
<i>Festuca paniculata</i>	27	<i>Arrhenatherum elatius</i>	227
<i>Bromus erectus</i>	27	<i>Festuca paniculata</i>	193
<i>Arrhenatherum elatius</i>	25	<i>Rosa canina</i>	190
<i>Geranium sylvaticum</i>	24	<i>Galium aparine</i>	187
<i>Salvia pratensis</i>	22	<i>Achillea Millefolium</i>	180
<i>Lathyrus pratensis</i>	22	<i>Prunus spinosa</i>	143
<i>Festuca ovina</i>	21	<i>Geranium sylvaticum</i>	142

Figure 3.71 : Espèces les plus fréquentes et abondantes à Beaune et au Thyl

Cette prépondérance en espèces nitroclines à nitrophiles fait place au Thyl à une domination d'espèces mésophiles à mésoxérophiles (*Bromus erectus*, *Vicia Cracca*, *Brachypodium pinnatum*, *Rosa canina*, *Achillea Millefolium*, *Prunus spinosa*, *Festuca ovina*), ayant des préférences vis-à-vis de la richesse en éléments fertilisants extrêmement variables.

On retrouve quelque peu dans ces résultats qui ne concernent que les espèces les plus abondantes, les conclusions de la comparaison des descripteurs : milieu globalement plus humide, plus riche en éléments nutritifs et plus acide à Beaune.

Au niveau de la richesse spécifique, les deux secteurs présentent, nous l'avons dit, 177 espèces (191 lignes-espèces). On dénombre à Beaune 131 espèces (140 lignes-espèces) et 144 espèces au Thyl (156 lignes-espèces), ce qui reflète une richesse spécifique plus élevée au Thyl, après un demi-siècle de recolonisation post-culturale. Signalons que si les 46 (177-131) espèces présentes exclusivement au Thyl sont en règle générale mésoxérophiles à xérophiles, les 33 (177-144) espèces présentes exclusivement à Beaune ne sont pas caractéristiques de grand-chose, et notamment pas d'une certaine mésohygrophilie.

4° Mise en évidence des descripteurs efficaces

Suivant les principes de la théorie de l'information, nous avons, pour chacun des 19 descripteurs de relevés (certains potentiellement explicatifs, d'autres uniquement descripteurs de la végétation), mesuré l'efficacité des descripteurs suivant un processus en quatre étapes (DAGET & GODRON, 1982) :

- Disjonction des valeurs descriptives
- Mesure des entropies-descripteurs
- Calcul des informations mutuelles espèces/descripteurs
- Calcul de l'efficacité des descripteurs (moyenne des 50 meilleures informations mutuelles).

Nous avons également mesuré les entropies-espèces, c'est-à-dire une évaluation de l'"intérêt" d'une espèce (entropie maximale si l'espèce est présente sur un relevé sur deux, nulle si l'espèce est présente partout ou nulle part).

Toutes ces mesures ont été effectuées sur le tableau des données à partir de programmes écrits en *Basic*.

a) Entropies-espèces et entropies-descripteurs.

Sur une population de n relevés, l'entropie d'une espèce vaut :

$$E.E. = -P \ln_2 P - A \ln_2 A$$

où P est le taux de présence de l'espèce et A son taux d'absence ($P+A=1$).

Les résultats n'apportent pas de réelles nouveautés ; on retrouve dans le désordre les espèces les plus fréquentes (on obtient l'entropie maximale pour *Lathyrus pratensis*, présente effectivement sur un relevé sur deux). Ces entropies d'espèces nous serviront ultérieurement ; lorsque nous remarquerons une espèce révélatrice de tel ou tel descripteur, il sera intéressant de vérifier si son entropie est raisonnablement bonne, afin d'asseoir la signification de cette relation espèce/descripteur.

L'entropie-descripteur est mesurée après disjonction des valeurs des descripteurs, c'est-à-dire le regroupement en classes des valeurs quantitatives ou des variables qualitatives (cas de la dynamique physiologique et du niveau d'anthropisation). Les données des 19 descripteurs ont été séparées à chaque fois en trois classes, excepté le facteur anthropisation en deux classes.

L'entropie-descripteur vaut alors :

$$E.D. = - \sum_{i=1}^m q_i \ln_2 q_i$$

où m est le nombre de classes, et q_i la proportion de relevés dans la classe i .

En quelque sorte, cette entropie-descripteur nous indique si le découpage en classes d'un descripteur a été bien fait ou non (elle est maximale si tous les q_i sont égaux¹). Les valeurs obtenues, divisées par le logarithme du nombre de classes par souci de normalisation, sont reportées un peu plus loin dans la *figure 3.72*.

b) Mesure des informations mutuelles

L'information mutuelle entre les espèces et un descripteur permet de définir les espèces indicatrices (sous réserve qu'elles présentent une entropie convenable) par rapport à un descripteur donné, c'est-à-dire les espèces les plus liées aux différents états du descripteur. Cette information mutuelle vaut :

$$\frac{-1}{U} \sum_{i=1}^n u_i \log_2 \left(\frac{u_i}{r_i} \right) - \frac{1}{V} \sum_{i=1}^n v_i \log_2 \left(\frac{v_i}{r_i} \right)$$

où n est le nombre de classes du descripteur

i représente les différentes classes du descripteur

U le nombre de relevés où l'espèce est présente

V le nombre de relevés où l'espèce est absente

u_i le nombre de relevés de classe i où l'espèce est présente

v_i le nombre de relevés de classe i où l'espèce est absente

r_i le nombre de relevés de classe i .

¹ Ce qui est mathématiquement impossible dans notre cas : 100 n'est pas un multiple de 3 !

c) Les descripteurs efficaces

Dans un graphique reportant en abscisse l'entropie-descripteur normalisée (dont la valeur maximale est toujours 1) et en ordonnée la moyenne des 50 meilleures informations mutuelles des espèces¹, les descripteurs se situant en haut à droite sont efficaces et bien échantillonnés (DAGET & GODRON, 1982), ceux en bas à gauche sont inefficaces et mal échantillonnés. DAGET & GODRON précisent par ailleurs que "les descripteurs les mieux échantillonnés sont en général les plus efficaces". La figure 3.72 fournit ce graphique sur l'ensemble des 100 relevés, pour les 19 descripteurs retenus, les descripteurs mésologiques en caractères gras, anthropiques en caractères italiques, et de la végétation en caractères normaux.

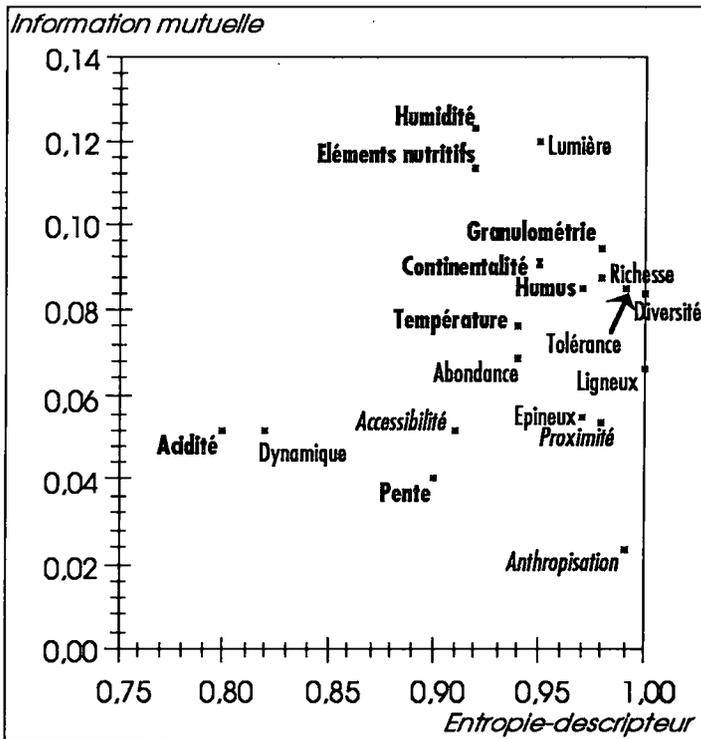


Figure 3.72 : Représentation graphique de l'efficacité des descripteurs

¹ On choisit 50, valeur conseillée par DAGET & GODRON (1982) comme on aurait pu prendre 20 ou 70 ou n'importe quelle valeur. Quoi qu'il en soit, l'ordonnance relative des descripteurs suivant cette moyenne reste la même, et c'est ce qui nous importe (à condition bien sûr d'effectuer toujours la moyenne pour chaque descripteur avec la même quantité d'informations mutuelles).

• Les descripteurs mésologiques

Les deux descripteurs les plus efficaces sont sans conteste l'humidité du sol et la richesse en éléments nutritifs. Cela signifie que la composition floristique des relevés phyto-écologiques dépend largement de ces deux facteurs, et cela malgré une répartition dans les trois classes non optimale (à titre indicatif, et par pure coïncidence, la répartition des relevés dans les trois classes est la même pour les deux descripteurs : 27 relevés dans la classe "humidité faible" et la classe "richesse en éléments fertilisants faible", 53 dans les classes "humidité moyenne et richesse moyenne", 20 dans les classes "humidité élevée et richesse élevée").

Dans une moindre mesure, on notera une certaine efficacité des descripteurs de granulométrie et de continentalité. Ce résultat est à mettre en rapport avec l'observation des écarts-types (*chapitre B-1*⁹) ; On retrouve comme descripteurs les plus efficaces ceux présentant la plus grande variabilité.

A l'opposé, l'acidité et la pente semblent avoir un impact bien moindre sur la composition floristique des milieux.

• Les descripteurs de la végétation

Le descripteur de la végétation le plus efficace est l'héliophilie, bien échantillonné, et bien plus révélateur de l'état de fermeture ligneuse que la dynamique physionomique (mal échantillonnée à cause de la prédominance de relevés en stade "friche", c'est-à-dire dynamique lente). Les indicateurs de biodiversité (richesse spécifique, abondance, tolérance, diversité) sont proches (on pouvait s'en douter ; ils sont fortement corrélés), et, somme toute, assez significatifs.

Ce n'est pas tout à fait le cas en ce qui concerne les taux de présence des ligneux et des épiphytes, ce qui sous-entend que les espèces constitutives des groupements forestiers ou des taillis d'épiphytes se retrouvent fréquemment dans d'autres faciès, en moindre abondance. Rappelons en effet que ces calculs sont effectués à partir de la présence ou de l'absence des espèces dans un relevé, et non de leur recouvrement. Ainsi, par exemple, *Rosa canina* est certes une espèce caractéristique des formations à épiphytes, avec un recouvrement très important, mais on la trouve néanmoins fréquemment dans d'autres faciès, avec une faible abondance.

• Les descripteurs anthropiques

Il est clair que les descripteurs anthropiques, tels que l'accessibilité, la proximité aux villages, ou encore la présence de traces d'anthropisation marquée sur une parcelle (qui revêt un caractère fort subjectif) ne sont pas du tout significatifs. Ils pourront cependant jouer un rôle ponctuel lors de l'identification de quelques groupements de végétation.

⁹ Ces adjectifs "faible", "moyenne", "élevée" ont bien entendu une valeur relative et non absolue. C'est-à-dire que la classe "humidité faible" n'est pas forcément synonyme de xéricité, mais simplement elle regroupe des relevés moins humides que ceux de la classe "humidité moyenne".

C/ L'IDENTIFICATION DES GROUPEMENTS VÉGÉTAUX

Afin de mettre en évidence des groupements végétaux homogènes, deux stratégies peuvent être utilisées : soit effectuer des associations à l'intuition, ce qui nous semble mal à propos, soit procéder d'une manière objective par le biais de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) ou de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

L'AFC propose entre autres une représentation des relevés dans un plan, c'est-à-dire dans un espace à 2 dimensions, alors qu'une CAH dispose les points-relevés suivant un arbre hiérarchique en fonction des "distances" entre ces relevés, distances mesurées dans un espace pluri-dimensionnel. Si, dans certaines études, la représentation des points relevés dans un plan suivant les deux axes principaux de l'AFC suffit à repérer avec certitude des groupements végétaux, il n'en est pas de même dans notre cas, où l'AFC, nous le verrons, propose sauf exception un nuage de points assez homogène où il est bien délicat de délimiter des groupes.

Nous procéderons à partir de l'arbre d'une CAH. La question reste de savoir jusqu'à quel point doit-on séparer et associer les relevés. En effet, entre les deux extrêmes (un groupement unique composé de l'intégralité des relevés, et autant de groupements végétaux qu'il y a de relevés), il s'agira de trouver le seuil judicieux. Il ne serait pas scientifique de se fixer *a priori* un nombre de groupements donné. Nous avons donc décidé de descendre la classification (c'est-à-dire individualiser deux, puis trois, puis quatre groupements, et ainsi de suite...), puis, pour chaque groupement ainsi constitué, de mesurer moyennes et écarts-types des descripteurs potentiellement explicatifs et de continuer la descente tant que les groupements présenteraient au moins une différence significative sur un descripteur, via un test statistique (en général test de comparaison de deux échantillons "normaux" à 5% ou, éventuellement, test de la médiane).

Ces groupements individualisés en fonction des descripteurs du milieu seront localisés sur la représentation graphique de l'AFC afin de mettre en évidence leurs plus ou moins grandes proximités, leurs étendues, ou leurs positionnements par rapport à certains descripteurs des espèces. Nous serons ensuite en mesure d'en donner les descriptions détaillées.

1° La Classification Ascendante Hiérarchique

Le logiciel d'analyse de données *BIOMECO* permet la réalisation d'une CAH du moment d'ordre deux dont le résultat, sur les cent relevés est retranscrit sur la *figure 3.73*.

Nous ne nous priverons pas d'effectuer également les tests statistiques sur les paramètres non explicatifs, mais descriptifs de la végétation, tests qui permettront de mieux caractériser les groupements. Nous devons d'autre part nous séparer à ce stade des deux descripteurs qualitatifs que sont la dynamique physionomique et le niveau d'anthropisation, auxquels les tests quantitatifs ne peuvent être appliqués. Cette séparation s'effectue néanmoins sans le moindre regret, le premier étant mieux appréhendé par le descripteur lumière, et le second n'étant pas du tout efficace.

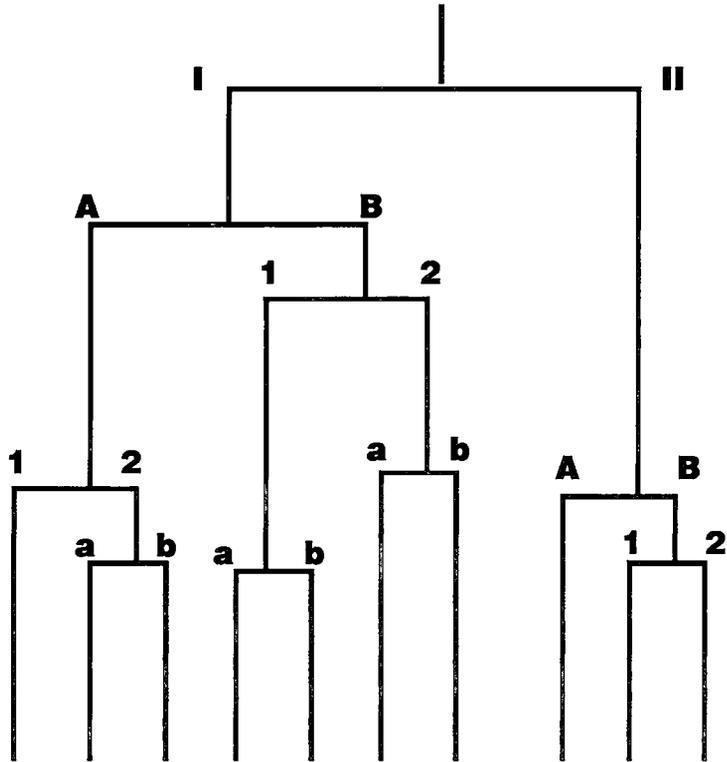


Figure 3.73 : Représentation schématique de la CAH sur les cent relevés

a) Première dichotomie

La première dichotomie propose la séparation des cent relevés en deux groupes :

- **Groupe I** : 77 relevés, 48 de Beaune et 29 du Thyl, donc à dominante "Beaune".
- **Groupe II** : 23 relevés, 2 de Beaune et 21 du Thyl, donc très nettement "du Thyl".

Une grande majorité des descripteurs présente des différences significatives entre ces deux premiers groupes. Seul le paramètre mésologique de la granulométrie n'est pas significatif, mais peu s'en faut...Il devient significatif avec un test à 10% ! Les descripteurs de la végétation "épineux" et "ligneux" ne sont pas non plus significatifs, ainsi que le descripteur anthropique de la proximité aux villages. On peut donc dire que le groupe I est composé de parcelles sur milieu :

- Plus humide
 - Plus riche en éléments nutritifs
 - Plus acide
 - A horizon A plus épais
 - Eventuellement à granulométrie plus fine
 - Plus froid
 - Plus “océanique”
 - Moins pentu
- que le groupe II.

La végétation y est :

- Davantage diversifiée en général (richesse spécifique, abondance, diversité, tolérance plus fortes)
- Moins héliophile.

Les parcelles y sont aussi moins accessibles.

b) Deuxièmes dichotomies

Les 77 relevés du groupe I sont séparés en deux groupes :

- **Groupe I-A** : 24 relevés, 17 de Beaune, 7 du Thyl, donc à dominante “Beaune”
- **Groupe I-B** : 53 relevés, 31 de Beaune et 22 du Thyl, également à dominante “Beaune”

Les tests réalisés sur les descripteurs montrent que dans le groupe I-A :

- Le milieu est composé d’un horizon A plus profond, il est plus froid, mais, surtout, **moins riche en éléments nutritifs, et la structure du sol est plus fine.**
- Les parcelles sont **plus éloignées des villages, et la biodiversité est meilleure** (richesse, abondance, diversité, tolérance). Les épineux y sont significativement moins abondants.

Les 23 relevés du groupe II sont séparés en deux groupes :

- **Groupe II-A** : 10 relevés, 2 de Beaune et 8 du Thyl (dominante “Thyl”)
- **Groupe II-B** : 13 relevés, tous du Thyl.

Sur le groupe II-A :

— Le milieu est **plus riche en éléments nutritifs**, et éventuellement moins sec (test validé à 10% pour l'humidité)

— Mise à part une tendance à une moindre héliophilie (test à 10%), les descripteurs de la végétation et de l'anthropie sont constants.

Signalons que le groupe II-A est considéré comme homogène, c'est-à-dire que la dichotomie suivante proposée par la CAH sur ce groupe ne présente pas de variations significatives concernant les descripteurs.

c) Troisièmes dichotomies

Les 24 relevés du groupe I-A sont répartis en deux groupes :

- **Groupe I-A-1** : 6 relevés, 5 de Beaune et 1 du Thyl (forte dominante "Beaune")
- **Groupe I-A-2** : 18 relevés, 12 de Beaune et 6 du Thyl (dominante "Beaune")

Sur le groupe I-A-1,

— L'horizon A est plus profond, et la structure du sol plus fine

— **La biodiversité est bien supérieure** (pour les quatre paramètres), et nous avons affaire à un cortège d'espèces héliophiles. Les parcelles y sont également plus accessibles.

Ce groupe I-A-1, homogène, termine la dichotomie à ce stade.

Les 53 relevés du groupe I-B se répartissent de la façon suivante :

- **Groupe I-B-1** : 23 relevés, 8 de Beaune et 15 du Thyl (dominante "Thyl")
- **Groupe I-B-2** : 30 relevés, 23 de Beaune et 7 du Thyl (dominante "Beaune")

Sur le groupe I-B-1,

— **Une structure du sol plus grossière**, et un horizon A moins profond.

— **Une bien moindre biodiversité, beaucoup plus d'épineux et beaucoup moins de ligneux**, et, par conséquent, des espèces plus héliophiles. Ces parcelles sont plus proches des routes et des villages.

Les 13 relevés du groupe II-B sont assemblés en deux groupes, tous deux homogènes :

- **Groupe II-B-1** : 5 relevés, tous du Thyl
- **Groupe II-B-2** : 8 relevés, tous du Thyl.

Sur le groupe II-B-1,

— Le milieu est franchement **plus sec**, la **structure du sol est grossière**, et la température plus élevée.

— Les espèces sont **plus héliophiles**, et présentent éventuellement une moindre diversité et une moindre richesse (test à 10%) ; les parcelles sont plus proches.

d) Quatrièmes et dernières dichotomies

Tous les groupes issus de ces trois dernières dichotomies de rang quatre sont homogènes vis-à-vis des descripteurs.

Les 18 relevés du groupe I-A-2 se répartissent ainsi :

- **Groupe I-A-2-a** : 6 relevés, 3 de Beaune et 3 du Thyl
- **Groupe I-A-2-b** : 12 relevés, 9 de Beaune et 3 du Thyl (dominante "Beaune")

Le groupe I-A-2-a est

— **Plus humide et plus "océanique"**

— Moins lumineux, et surtout **nettement plus forestier** (taux de ligneux plus élevé). Les espèces y sont quelque peu moins tolérantes à la présence d'autres espèces.

Les 23 relevés du groupe I-B-1 se répartissent toujours en deux groupes :

- **Groupe I-B-1-a** : 17 relevés, 5 de Beaune, 12 du Thyl (dominante "Thyl")
- **Groupe I-B-1-b** : 6 relevés, 3 de Beaune, 3 du Thyl.

Le groupe I-B-1-a est :

— sur un milieu **plus sec, plus riche en bases, plus chaud**, moins riche en éléments nutritifs, à horizon A moins épais, et éventuellement, sur pente éventuellement plus forte (test à 10%).

— **Très riche en épineux**, à cortège floristique moins divers et éventuellement moins riche (test à 10%) en espèces (de toute façon, ces deux groupes sont de loin les plus pauvres sur le plan de la biodiversité).

Enfin, les 30 relevés du groupe I-B-2 se répartissent de la façon suivante :

- **Groupe I-B-2-a** : 10 relevés, 5 de Beaune et 5 du Thyl
- **Groupe I-B-2-b** : 20 relevés, 18 de Beaune et 2 du Thyl (essentiellement "Beaune")

Le groupe I-B-2-a est :

— **Plus humide, à horizon A plus épais et plus “océanique”**

— Plus éloigné des hameaux et des chemins, les espèces moins tolérantes à la présence d'autres espèces, mais surtout moins héliophiles, et la végétation est **beaucoup plus ligneuse**.

e) Bilan

Nous avons ainsi retenu dix groupements végétaux, que nous allons bien sûr nous empresser de baptiser d'une manière plus simple (*figure 3.74*). Leurs caractéristiques moyennes, ainsi que les écarts-types concernant les descripteurs sont également donnés.

Pour ce qui est de notre problématique sur la recolonisation ligneuse et la biodiversité, nous pouvons d'ores et déjà dire que :

— Deux groupements sont pré-forestiers ou forestiers : les groupements 2 et 7. Ils se distinguent des autres (outre bien sûr par le taux de ligneux et par la faible valeur de lumière) par une faible continentalité (tendance “océanique”), une faible tolérance des espèces à la présence d'autres espèces, une humidité élevée, un horizon A épais et éventuellement un sol structuré finement. Ils rassemblent des parcelles éloignées des chemins et des villages. Ces deux groupes se distinguent l'un de l'autre uniquement, mais très significativement, par la richesse en éléments nutritifs (groupe 7 nettement plus riche), et par le fait que les espèces du groupe 2 sont encore davantage des espèces d'ombre.

— Deux groupements présentent une très faible biodiversité : les numéros 4 et 5. Ils sont également caractéristiques d'une bonne richesse en éléments nutritifs, d'un sol structuré grossièrement, et d'une bonne accessibilité et une bonne proximité aux hameaux. Ils présentent cependant un certain nombre de différences significatives mises en évidence dans le paragraphe précédent (ils s'appelaient alors I-B-1-a et I-B-1-b).

Nous aurons de toute façon l'occasion de décrire avec précision tous ces groupements végétaux après quelques informations supplémentaires apportées par l'Analyse Factorielle des Correspondances.

2° L'Analyse Factorielle des Correspondances

Le logiciel BIOMECO nous a permis la réalisation d'une AFC sur le tableau des 100 relevés en colonne et des 191 espèces en ligne. Peuvent être également joints en variables supplémentaires les descripteurs des espèces ou les descripteurs des relevés.

Hiérarchie		I-A-1	I-A-2-a	I-A-2-b	I-B-1-a	I-B-1-b	I-B-2-a	I-B-2-b	II-A	II-B-1	II-B-2
Numéro		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Richesse spécif.	<i>Moyenne</i>	27,2	18,2	20,7	12,4	8,8	18,6	19,5	22,6	20,4	27,5
	<i>Ecart-type</i>	6,7	5,3	8,1	4,4	3,3	4,9	4,9	4,3	4,2	6,5
Abon- dance	<i>Moyenne</i>	164,5	115,0	116,0	86,0	73,3	118,0	116,4	131,3	127,6	139,0
	<i>Ecart-type</i>	31,6	19,6	32,7	18,6	18,6	25,3	25,9	17,9	42,7	21,0
Diversité spécif.	<i>Moyenne</i>	4,5	3,9	3,9	3,2	2,6	3,9	4,0	4,2	4,1	4,5
	<i>Ecart-type</i>	0,4	0,4	0,7	0,5	0,6	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4
Humidité	<i>Moyenne</i>	29,0	31,0	26,7	25,2	30,8	27,3	29,4	24,0	21,2	23,5
	<i>Ecart-type</i>	1,3	3,0	2,3	2,0	2,4	1,5	1,3	1,4	1,1	1,9
Acidité	<i>Moyenne</i>	30,8	31,7	30,7	31,8	28,1	31,1	31,6	32,2	33,2	32,5
	<i>Ecart-type</i>	1,2	1,0	1,3	1,1	1,8	0,9	1,3	0,6	1,9	1,1
Eléments nutritifs	<i>Moyenne</i>	29,8	30,8	31,3	32,1	37,7	33,8	34,8	29,0	26,4	27,3
	<i>Ecart-type</i>	1,5	2,5	2,1	4,0	2,1	3,0	1,4	2,7	1,5	2,0
Horizon A	<i>Moyenne</i>	33,0	32,5	31,2	30,3	31,7	31,3	32,8	30,1	29,6	30,0
	<i>Ecart-type</i>	0,9	0,8	1,4	0,7	1,2	0,9	1,0	0,6	0,5	0,5
Granulo- métrie	<i>Moyenne</i>	42,3	40,7	39,6	36,1	37,8	38,3	38,7	37,9	35,8	38,4
	<i>Ecart-type</i>	1,0	3,6	1,4	1,0	2,9	0,8	0,9	0,7	1,3	1,6
Lumière	<i>Moyenne</i>	33,3	29,8	31,9	33,8	33,0	31,5	27,4	34,5	36,6	34,8
	<i>Ecart-type</i>	0,5	1,7	2,1	2,2	1,1	1,6	1,3	1,1	0,5	1,3
Tempé- rature	<i>Moyenne</i>	31,7	31,0	31,8	34,9	31,2	32,6	32,0	34,1	34,8	33,0
	<i>Ecart-type</i>	1,2	1,3	1,5	1,0	1,5	1,2	0,8	1,3	1,6	1,3
Conti- nentalité	<i>Moyenne</i>	29,8	27,8	30,3	29,9	29,5	30,1	28,7	31,7	32,4	31,4
	<i>Ecart-type</i>	0,8	1,3	1,1	1,1	1,4	0,9	1,1	0,7	0,9	1,2
Tolérance	<i>Moyenne</i>	30,5	21,7	28,5	21,2	21,3	23,5	20,3	29,6	30,6	31,4
	<i>Ecart-type</i>	1,4	3,3	3,1	3,3	4,8	3,4	3,4	2,8	4,0	3,3
Pente	<i>Moyenne</i>	5,7	9,2	6,3	10,5	3,3	9,8	9,7	11,5	18,4	11,9
	<i>Ecart-type</i>	2,9	4,4	8,9	8,8	4,3	5,8	6,0	6,3	8,7	10,1
Accessi- bilité	<i>Moyenne</i>	3,3	50,0	56,7	13,5	22,5	34,3	86,0	9,0	24,0	8,8
	<i>Ecart-type</i>	8,6	61,3	56,1	17,3	35,2	52,2	51,0	19,1	32,9	13,6
Proximité	<i>Moyenne</i>	375,0	358,0	396,0	219,0	233,0	248,0	465,0	257,0	150,0	542,0
	<i>Ecart-type</i>	137,0	107,0	84,0	78,0	175,0	114,0	229,0	207,0	132,0	124,0
Taux de ligneux	<i>Moyenne</i>	4,5	55,2	5,8	3,9	5,3	7,4	32,8	5,4	4,8	11,3
	<i>Ecart-type</i>	3,9	23,8	9,2	5,9	7,1	9,2	19,0	7,1	6,7	17,8
Taux d' épineux	<i>Moyenne</i>	2,8	4,0	4,0	21,9	3,5	6,3	5,9	6,2	6,8	5,0
	<i>Ecart-type</i>	3,6	5,1	7,6	12,4	3,3	6,5	7,7	5,7	5,9	5,6

Fig 3.74 : Les groupes de végétation et leurs caractéristiques

a) Présentation de l'AFC et description des axes

D'emblée, les valeurs propres des premiers axes (*figure 3.75*) sont assez faibles, et nous devons craindre qu'ils ne permettent pas d'individualiser nettement les groupements. Ils ne seront de surcroît pas très aisés à définir.

Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
0,47	0,41	0,30	0,29

Figure 3.75 : Valeurs propres des quatre premiers axes de l'AFC

Les espèces et les relevés apportant les meilleures contributions¹ sont répertoriés dans la *figure 3.76*.

On observe ainsi sans conteste que l'axe 1 fait clairement apparaître un gradient d'**humidité**, mais néanmoins légèrement biaisé par un gradient de lumière. Les espèces apportant une contribution du côté négatif de l'axe sont à la fois xérophiles à mésoxérophiles, et héliophiles. Celles du côté positif sont franchement hygrophiles (*Filipendula ulmaria*, *Polygonum bistorta*, *Alnus glutinosa*), ou mésophiles mais d'ombre (*Poa nemoralis*).

Ce double gradient est confirmé par les contributions des relevés (voir également les moyennes et les écarts-types des descripteurs pour chaque classe, *figure 3.74*) : d'un côté, les groupes les plus secs et réclamant le plus de lumière (9 et 10), et, de l'autre côté, un amalgame des groupes les plus humides (2 et 5, mais aussi 7) et les plus forestiers (2 et 7).

L'axe 2, s'il fait apparaître sur le pôle négatif des espèces nettement nitrophiles, est toutefois assez ambigu : le pôle positif ne regroupe pas les espèces les moins nitrophiles que l'on puisse rencontrer, et même *Deschampsia caespitosa* est à tendance nitrocline. Mais ces espèces sont hygroclines à hygrophiles. De plus, cet axe oppose d'un côté des relevés appartenant au groupement 7, c'est-à-dire formations forestières mésophiles à hygroclines nitrophiles, et, d'un autre côté, des espèces appartenant au groupement 1, formations herbacées, éventuellement au groupement 2, formations forestières, très humides, pas particulièrement riches en éléments nutritifs. Ainsi, si le côté négatif est dans l'absolu caractérisé par les espèces les plus nitrophiles, le côté positif rassemble en quelque sorte les espèces les moins nitrophiles parmi les hygroclines ou les hygrophiles.

L'axe 2 met donc en évidence principalement un gradient de **nitrophilie** (richesse en éléments nutritifs), biaisé par un gradient d'humidité allant de la mésophilie à l'hygrophilie lorsque la nitrophilie décroît.

¹ Nous préférons nous intéresser aux contributions plutôt qu'aux coordonnées extrêmes : ces dernières correspondent en général à des espèces très peu fréquentes, et peu significatives.

Axe 1				Axe 2			
Espèces				Espèces			
Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.	Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.
Festuca ovina	46	Filipendula ulmaria	26	Galium aparine	49	Potentilla erecta	47
Achillea millefolium	36	Poa nemoralis	26	Urtica dioica	49	Deschampsia cespit.	43
Prunus spinosa	36	Polygonum bistorta	22	Chærophyllum aureum	48	Sanguisorba officinalis	41
Sedum reflexum	31	Ainus glutinosa	20	Geum urbanum	34	Equisetum arvense	36
Teucrium chamaedrys	30			Lamium maculatum	22		
Vicia cracca	24						
Bromus erectus	22						
Relevés et groupement d'appartenance				Relevés et groupement d'appartenance			
Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.	Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.
t29 (9)	76	b17 (2)	50	t27(7)	47	b3(1)	89
t21(9)	46	b42 (7)	33	t13(7)	24	b1(1)	68
t1 (9)	41	t30 (5)	30	b10(7)	23	t8(1)	53
t19 (9)	41	b6 (2)	28	b20(7)	23	b17(2)	53
t15 (10)	30	b5 (2)	27	t12(7)	23	b2(1)	47
t7 (10)	29					b4(1)	47

Axe 3				Axe 4			
Espèces				Espèces			
Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.	Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.
Arthoxanthum odoratum	33	Prunus spinosa	26	Brachypodium pinnatum	43	Epilobium angustifolium	105
Agrostis capillaris	27	Ainus glutinosa	26	Poa nemoralis	43	Erysimum cheiranthoid.	53
Calamintha acinos	21	Clematis vitalba	24	Prunus avium	39	Salix alba	46
Onobrychis vicifolia	19	Erysimum cheiranthoid.	24	Corylus avellana	26	Filipendula ulmaria	32
		Urtica dioica	22			Rubus fruticosus	31
		Echinops sphaeroceph.	22			Arrhenaterum elatius	28
		Torilis japonica	21				
Relevés et groupement d'appartenance				Relevés et groupement d'appartenance			
Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.	Coté négatif	Contr.	Coté positif	Contr.
b40 (3)	66	t29 (9)	92	t37 (2)	52	t30 (5)	106
b18 (6)	61	b17 (2)	72	t12 (7)	49	t2 (4)	48
b48 (3)	53	t33 (4)	42	t1 (9)	42	t3 (5)	34
b39 (3)	49	t30 (5)	39	t11 (7)	41	b7 (4)	25
b50 (6)	32	b6 (2)	29	t42 (2)	39	b47 (5)	25
		t5 (4)	29	t13 (7)	28		
				t7 (10)	27		

Figure 3.76 : Principales contributions aux axes des espèces et des relevés

Ainsi, si l'on a pu constater à maintes reprises que l'humidité et la richesse en éléments nutritifs montraient des tendances similaires (comme en témoignent le coefficient de corrélation positif et significatif, et la tendance, sur l'axe 1, plus marquée pour les espèces à droite à préférer les éléments nutritifs), ce gradient-ci de l'axe 2 fait apparaître une nouvelle dimension en opposant quelque peu ces deux facteurs mésologiques.

Le moins que l'on puisse dire à propos de l'axe 3 est qu'il nous laisse dubitatifs. Que ce soit du côté positif ou négatif, les meilleures contributions ne sont guère élevées en comparaison avec celles des autres axes, et les relevés concernés appartiennent à des groupements divers, et bien souvent caractéristiques de conditions moyennes. On aurait bien pensé à un gradient d'acidité décroissante si la présence d'*Onobrychis viciifolia* n'eût coupé court à cette hypothèse.

La meilleure supposition, émise sous toute réserve, est, par analogie avec l'axe 2, un gradient de nitrophilie croissante, mais concernant cette fois les groupements xérophiles à mésophiles. Dans cette hypothèse, la présence d'espèces telles qu'*Alnus glutinosa* ou *Urtica dioica* reste un point d'interrogation.

Fort heureusement, l'axe 4 est beaucoup plus parlant. Il oppose du côté négatif espèces et relevés caractéristiques d'une bonne biodiversité (groupements forestiers ou herbacés) aux deux groupements du côté positif déjà bien connus pour leur faible biodiversité : le groupement 4, à taux d'épineux élevé, et le groupement 5, friches herbacées denses et monospécifiques, tantôt à *Epilobium angustifolium*, tantôt à *Filipendula ulmaria* et tantôt à *Erysimum cheiranthoides*. Ces stades correspondent sans doute, d'un point de vue dynamique, à des seuils de blocage, empêchant dans l'immédiat l'installation de nouvelles espèces.

Cet axe est donc un axe de biodiversité, biaisé par un gradient de dynamique forestière, puisque la partie négative est davantage dépendante de la fermeture forestière (autrement dit, les groupes 2 et 7 ne sont pas ceux présentant la plus grande biodiversité).

Nous avons ainsi eu le loisir de retrouver dans ces axes les descripteurs les plus efficaces mis en évidence dans le calcul des informations mutuelles : l'humidité et la lumière dans l'axe 1, la richesse en éléments nutritifs dans l'axe 2 et éventuellement dans l'axe 3, les descripteurs de biodiversité dans l'axe 4. Les autres descripteurs efficaces se retrouvent peu ou prou en filigrane dans l'axe 1 : celui-ci traduit également plus ou moins des gradients d'horizon A, de granulométrie, de température ou de continentalité. Les descripteurs reconnus peu ou non efficaces (pente, acidité, accessibilité, proximité) ne sont pas traduits par l'AFC. A peine peut-on mettre en évidence un certain gradient d'éloignement aux villages décroissant dans l'axe 3. Le taux de ligneux se caractérise dans l'axe 4, celui-ci opposant principalement les deux groupements forestiers (2 et 7) à des groupements pauvres en essences forestières.

b) Positionnement des descripteurs sur les graphes de l'AFC

Un des nombreux pièges de l'interprétation d'une Analyse Factorielle des Correspondances est d'associer dans un plan factoriel la position d'un relevé ou d'une espèce avec celle d'un descripteur. La position d'un descripteur, c'est-à-dire d'une variable supplémentaire, présente un intérêt dans l'interprétation des axes ou dans sa comparaison avec d'autres descripteurs, mais ses coordonnées numériques sur les axes ne sont pas à comparer avec celles d'une espèce ou d'un relevé. Pour ne prendre qu'un exemple, si l'on

trouve ne serait-ce qu'une espèce xérophile dans une série de relevés, au milieu d'une parcelle à cortège mésoxérophile, la variable supplémentaire "xérophile" devra néanmoins se positionner quelque part sur le plan factoriel. Or, ce sont les espèces ou les relevés "extrêmes" qui fixent les limites du plan. Le descripteur "xérophile" se trouvera donc à proximité de relevés qui ne sont pas du tout à tendance xérophile. En résumé, les plans factoriels des variables principales et supplémentaires ne sont pas superposables ; ils sont homothétiques, et l'on ne connaît pas le rapport d'homothétie.

C'est la raison pour laquelle nous exposons ces variables supplémentaires indépendamment des relevés et des espèces.

Les descripteurs des relevés, disjonctés chacun en 3 modalités (sauf le caractère "anthropisation") sont reportés sur le plan factoriel 1/2, afin d'apporter encore plus de précision dans l'interprétation de ces axes. Les 19 descripteurs sont séparés pour des raisons de clarté. Le sens des flèches montre un gradient croissant :

— d'humidité	— de richesse spécifique	— d'accessibilité
— d'acidité	— d'abondance	— de proximité
— de richesse en éléments nutritifs	— de diversité floristique	— d'anthropisation
— de profondeur d'horizon A	— de tolérance	
— de granulométrie fine	— d'héliophilie	
— de chaleur	— de dynamique physiologique	
— de continentalité	— de taux de ligneux	
— de pente	— de taux d'épineux	

Sur le plan 1/2 (*figure 3.77*), on remarque que l'axe 1 est surtout marqué par un gradient d'humidité, et d'héliophilie négative, les deux trajectoires divergeant du côté positif, ce qui explique le biais constaté dans l'interprétation de l'axe 1. Il est plus modérément marqué par des gradients d'horizon A, de continentalité, de température et, sur une moindre amplitude, mais de façon bien linéaire, par un gradient d'acidité.

L'axe 2 montre une influence nette de la richesse en éléments nutritifs, mais non parfaitement dans l'axe vertical ; l'axe des éléments nutritifs fait un angle de 30° avec la verticale. Les descripteurs de la biodiversité se positionnent également dans une direction verticale.

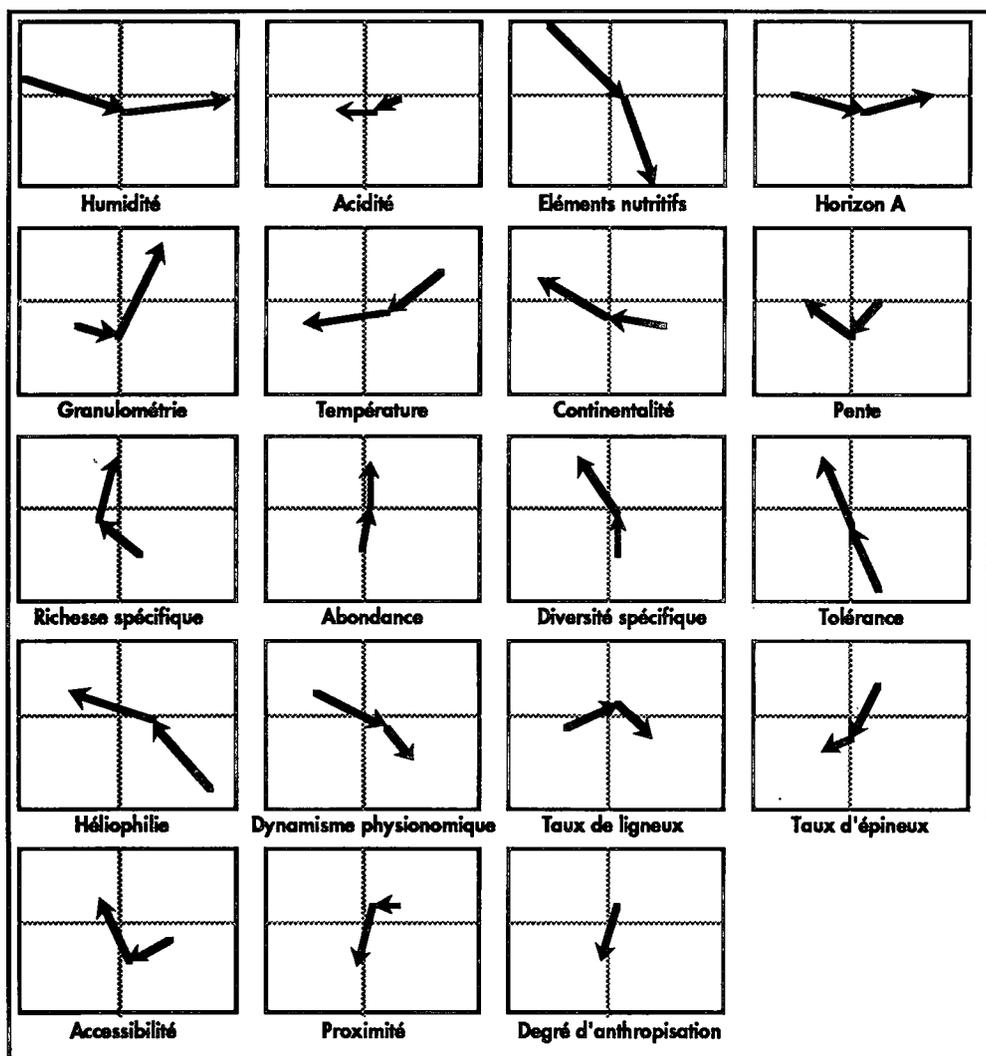


Figure 3.77 : Positionnement des descripteurs sur les axes factoriels 1 et 2

Les autres descripteurs ne présentent que peu d'intérêt ; soit parce que les trajectoires sont non linéaires, soit parce qu'elles sont courtes. Signalons tout de même :

- Une légère affinité du taux d'épineux avec l'axe 2
- Une légère affinité du taux de ligneux avec l'axe 1
- La dynamique physiologique est en diagonale, ce qui laisse penser qu'une fermeture du paysage rapide est favorisée *a priori* par une conjugaison de l'humidité et de la richesse en éléments nutritifs.
- La pente suit légèrement l'axe 1
- Le niveau d'anthropisation est corrélé avec l'axe 2, donc avec la richesse en éléments nutritifs, ce qui ne constitue pas une surprise.

c) Positionnement des groupements dans le plan factoriel

En se référant aux deux descripteurs explicatifs les plus efficaces que sont donc l'humidité et la richesse en éléments nutritifs (le facteur "lumière" n'étant pas explicatif, mais descriptif de la végétation), nous pouvons interpréter le plan factoriel 1/2 de la façon suivante (figure 3.78) :

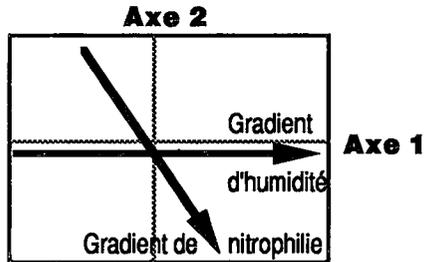


Figure 3.78 : Interprétation des axes 1 et 2

La position des groupements de végétation sur ce plan factoriel est donné sur la figure 3.79.

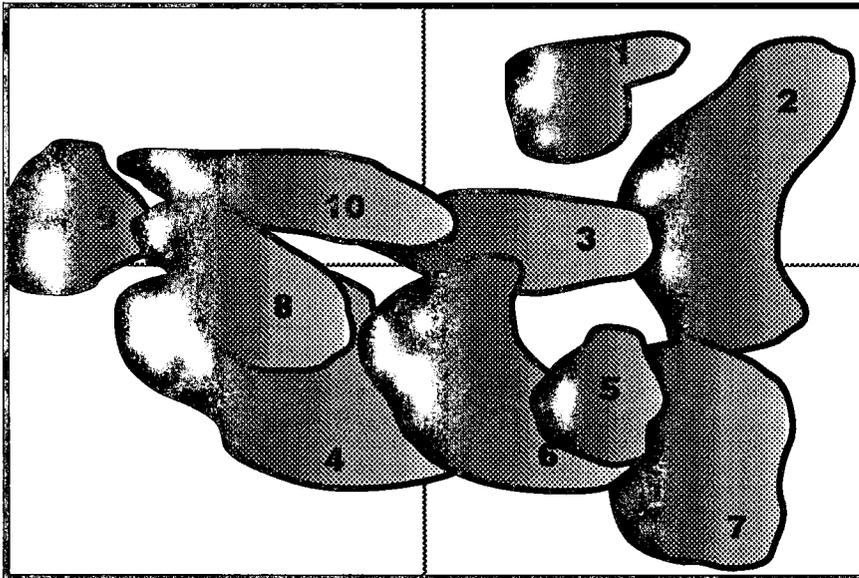


Figure 3.79 : Position des groupements sur l'AFC

Il n'est pas choquant de constater que bon nombre de ces groupes se chevauchent, même s'ils ont été conçus à partir d'une CAH. La projection des points-relevés, même sur les deux axes principaux, reste cependant réductrice. On peut d'autre part d'ores et déjà effectuer une analogie entre les moyennes des descripteurs de chaque groupement pour l'humidité et les éléments nutritifs, et leur position sur le plan. Si l'on conserve en mémoire le fait que le gradient de nitrophilie est incliné, la logique d'ordonnance des groupements en fonction de ces deux critères est globalement respectée (excepté pour les groupements très humides, nous avons vu pourquoi : le biais inhérent à la lumière).

Les valeurs des écarts-types se retrouvent également sur le plan : par exemple, les écarts-types élevés des groupements 2 et 4 en ce qui concerne la richesse en éléments nutritifs se traduit par une large étendue verticale de ces groupements. Ceci dit, ces analogies ne sont pas parfaites ; nous savons que richesse en éléments nutritifs et humidité d'une part, axe 1 et axe 2 d'autre part, ne sont pas les seules composantes d'analyse de la végétation.

d) Description détaillée des groupements végétaux

Nous avons réuni à ce stade suffisamment d'éléments pour pouvoir donner une description bien détaillée des dix groupements végétaux répertoriés sur nos deux sites. Ces descriptions sont regroupées sur dix fiches synthétiques (voir ci-après) regroupant :

— Le nombre de relevés composant ces groupements, à Beaune et au Thyl.

— Les descripteurs mésologiques, anthropiques et de la végétation, où ont été notifiées la valeur moyenne (qui, pour les descripteurs issus des valeurs indicatrices de LANDOLT, n'ont pas de signification dans l'absolu), et la position par rapport aux autres (i.e. une valeur dite "faible" d'humidité, par exemple), signifie qu'elle est faible *par rapport aux autres groupements*). La richesse spécifique que nous avons utilisée à maintes reprises a été rebaptisée à l'occasion "richesse moyenne", et nous avons introduit un nouveau paramètre "richesse totale" correspondant au nombre d'espèces recensées sur l'ensemble des relevés du groupement.

— La biologie des espèces, c'est-à-dire la forme de vie selon Raunkier la plus souvent rencontrée dans le groupement concerné. En fait, il s'agit toujours de la forme *hémicryptophyte*, aussi nous observerons s'il s'agit d'une majorité écrasante, ou si d'autres formes peuvent aussi être significativement présentes.

— La stratégie des espèces dominantes ; cela revient à étudier les stratégies les plus souvent rencontrées : Compétitives (C), Rudérales (R), Stress-tolérantes (S), et leurs combinaisons possibles.

— Les affinités phytosociologiques les plus probables, c'est-à-dire les associations phytosociologiques dans lesquelles on a le plus de chances de rencontrer les espèces dominantes ou caractéristiques du groupement.

— Les espèces les plus fréquentes

— Les espèces herbacées et ligneuses (strate haute et strate basse) les plus abondantes (sommées des valeurs de recouvrement) ; le nombre maximum est fixé à 10 ou 11, sauf si les valeurs sont en deçà d'un seuil significatif (ce qui est le cas des strates ligneuses). Ont été notifiées entre parenthèses (*Betula alba*, groupement 3, et *Populus alba*, groupement 10) des essences forestières dont l'origine est pressentie comme étant anthropique, et donc n'ayant pas un rôle "naturel" dans la dynamique de la végétation¹.

— Les espèces dites *caractéristiques*. Pour chaque groupement G et chaque espèce x est calculé un indice de caractérisation (VEDRENNE, 1982 ; cité par TATONI, 1992) :

$$I.C.(x) = 2 \frac{F_g(x)}{F_t(x) + N_g}$$

où $F_g(x)$ est la fréquence de l'espèce dans le groupement

$F_t(x)$ est la fréquence totale de l'espèce dans l'ensemble des relevés

N_g est le nombre de relevés du groupement.

Ainsi, une espèce présente dans tous les relevés d'un groupement, et nulle part ailleurs se devra d'avoir un indice de caractérisation maximum. Dans ce cas, $F_g(x) = F_t(x) = N_g$, donc l'indice de caractérisation vaut 1. Cet indice décroît si l'espèce n'est pas présente dans tous les relevés du groupement et/ou si elle apparaît ailleurs.

— Un commentaire

— Une description ou dénomination synthétique de ce groupement

¹ Notons tout de même la présence d'esprit de la CAH qui a permis de classer ces relevés à leur place, et non dans les groupements forestiers !

1	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes	SC/SCR
	6	4 (83%)	2 (17%)	Accessibilité	3	La meilleure		
				Proximité	375	Moyenne		
Descripteurs mésoclimatiques			Descripteurs de la végétation			Affinités phytosociologiques		
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position	Forêts mélangées (Fagetalia sylvaticae), et plus particulièrement l'alliance de l'Alno-Padion		
<i>Humidité</i>	29,0	Elevée	<i>Richesse moy.</i>	27,2	Elevée			
<i>Acidité</i>	30,8	Acide	<i>Richesse totale</i>	65	Moyenne	Espèces les plus fréquentes		
<i>El. nutritifs</i>	29,8	Faibles	<i>Abondance</i>	165	La meilleure			
<i>Humus</i>	33,0	Le plus épais	<i>Diversité</i>	4,45	Elevée	3 espèces se retrouvent sur les 6 relevés : - <i>Potentilla erecta</i> - <i>Galium verum</i> - <i>Lathyrus pratensis</i>		
<i>Granulométrie</i>	42,3	La plus fine	<i>Tolérance</i>	30,5	Elevée			
<i>Température</i>	31,7	Basse	<i>Ligneux</i>	4,5	Faible			
<i>Continentalité</i>	29,8	Moyenne	<i>Epineux</i>	2,8	Le plus faible			
<i>Pente</i>	5,7	Faible	<i>Lumière</i>	33,3	Moyenne			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Potentilla erecta</i>		63	Insignifiante			Insignifiante		
<i>Sanguisorba officinalis</i>		54						
<i>Geranium sylvaticum</i>		47						
<i>Polygonum bistorta</i>		43						
<i>Deschampsia cespitosa</i>		43						
<i>Bromus erectus</i>		43						
<i>Filipendula ulmaria</i>		40						
<i>Galium verum</i>		34						
<i>Dactylis glomerata</i>		33						
<i>Equisetum arvense</i>		33						
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Holcus lanatus</i>		0,73						
<i>Potentilla erecta</i>		0,71						
<i>Euphorbia dulcis</i>		0,67						
<i>Sanguisorba officinalis</i>		0,56						
<i>Scabiosa columbaria</i>		0,55						
<i>Filipendula ulmaria</i>		0,53						
<i>Campanula rotundifolia</i>		0,48						
<i>Deschampsia cespitosa</i>		0,47						
<i>Hypericum maculatum</i>		0,44						
<i>Geum rivale</i>		0,43						
COMMENTAIRE								
Ce groupement présente des conditions mésoclimatiques assez extrêmes : une forte humidité, un sol profond, plat, relativement dépourvu en éléments nutritifs, et les parcelles sont très aisément accessibles. Essentiellement localisées à l'Ouest du secteur de Beaune, et en quelques situations ponctuelles au Thyl (zones en dépression), ces stations se caractérisent par une richesse spécifique, et surtout une grande diversité d'espèces herbacées mésohygrophiles à hygrophiles (espèces abondantes ou caractéristiques), et l'absence de ligneux.								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
Friches herbacées humides à Tormentille, et Sanguisorbe officinale								

2	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	nanophanérophytes hémicryptophytes	SC/CSR
	6	3 (50%)	3 (50%)	Accessibilité	50,0	Médiocre		
				Proximité	358	Médiocre		
Descripteurs mésologiques				Descripteurs de la végétation			Affinités phytosociologiques	
Descripteur	Val.	Position		Descripteur	Val.	Position	Forêts mélangées (Alno-Padion, Carpinion betuli)	
<i>Humidité</i>	31,0	La plus élevée		<i>Richesse moy.</i>	18,2	Assez faible		
<i>Acidité</i>	31,7	Moyenne		<i>Richesse totale</i>	56	Faible	Espèces les plus fréquentes	
<i>El. nutritifs</i>	30,8	Moyen		<i>Abondance</i>	115	Assez faible		
<i>Humus</i>	32,5	Épais		<i>Diversité</i>	3,89	Assez faible	Deux espèces se trouvent sur les 6 relevés :	
<i>Granulométrie</i>	40,7	Fine		<i>Tolérance</i>	21,7	Assez faible		
<i>Température</i>	31,0	La plus basse		<i>Ligneux</i>	55,1	Le plus élevé		
<i>Continentalité</i>	27,7	La + océanique		<i>Épineux</i>	4,0	Moyen		
<i>Pente</i>	9,2	Moyenne		<i>Lumière</i>	29,8	Faible		
							- <i>Brachypodium pinnatum</i>	
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Brachypodium pinnatum</i>	70		<i>Fraxinus excelsior</i>	29		<i>Alnus glutinosa</i>	33	
<i>Geranium sylvaticum</i>	36		<i>Corylus avellana</i>	13		<i>Corylus avellana</i>	29	
<i>Equisetum arvense</i>	31		<i>Acer pseudoplatanus</i>	12		<i>Betula pendula</i>	14	
<i>Poa nemoralis</i>	31		<i>Rubus idaeus</i>	12		<i>Prunus padus</i>	13	
<i>Filipendula ulmaria</i>	25		<i>Rosa canina</i>	8		<i>Fraxinus excelsior</i>	13	
<i>Geum rivale</i>	25					<i>Acer pseudoplatanus</i>	13	
<i>Sanguisorba officinalis</i>	22							
<i>Fragaria vesca</i>	20							
<i>Vicia sepium</i>	18							
<i>Potentilla erecta</i>	17							
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Poa nemoralis</i>	0,43		<i>Rubus idaeus</i>	0,31		<i>Betula pendula</i>	0,60	
<i>Equisetum arvense</i>	0,40		<i>Corylus avellana</i>	0,26		<i>Alnus glutinosa</i>	0,55	
<i>Potentilla erecta</i>	0,35		<i>Alnus glutinosa</i>	0,25		<i>Corylus avellana</i>	0,55	
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0,33		<i>Betula pendula</i>	0,25		<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,50	
			<i>Fraxinus excelsior</i>	0,21		<i>Prunus padus</i>	0,44	
			<i>Crataegus laevigata</i>	0,20		<i>Fraxinus excelsior</i>	0,33	
COMMENTAIRE								
<p>Dans la continuité du groupement 1 (un certain nombre d'espèces en commun), les stations de ce groupement se différencient du groupement précédent par une pente plus forte, une humidité encore plus élevée, une acidité moyenne et une moins bonne accessibilité. Elles se caractérisent par une physionomie forestière très marquée, essentiellement à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Prunus padus</i> (plutôt à Beaune, toujours à l'ouest), ou <i>Betula pendula</i> et <i>Corylus avellana</i> (plutôt au Thyl), et quelques feuillus précieux. Les épineux sont rares (<i>Rubus idaeus</i> est caractéristique de ce groupement), et le sous-bois est composé d'espèces forestières (<i>Vicia sepium</i>, <i>Poa nemoralis</i>), hygrocènes (id. groupement 1) et de <i>Brachypodium pinnatum</i>.</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
Forêts humides à Aulne glutineux, Coudrier et Bouleau ; sous-bois à Brachypode penné.								

3	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes	CSR
	12	9 (75%)	3 (25%)	Accessibilité	56	Mauvaise		
				Proximité	396	Médiocre		
Descripteurs mésoclimatiques			Descripteurs de la végétation			Affinités phytosociologiques		
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position	Peu de tendances se dégagent, si ce n'est l'Alno-Padion		
Humidité	26,7	Moyenne	Richesse moy.	20,7	Moyenne	Espèces les plus fréquentes		
Acidité	30,7	Moyenne	Richesse totale	82	Elevée			
El. nutritifs	31,3	Moyen	Abondance	116	Moyenne	- Geranium sylvaticum sur les 12 relevés - Agrostis capillaris sur 11 relevés - Brachypodium pinnatum sur 10 relevés		
Humus	31,2	Moyen	Diversité	3,94	Moyenne			
Granulométrie	39,6	Assez fine	Tolérance	28,5	Moyenne			
Température	31,8	Moyenne	Ligneux	5,8	Moyen			
Continentalité	30,3	Moyenne	Epineux	4,0	Moyen			
Pente	6,3	Assez faible	Lumière	31,9	Moyenne			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
Geranium sylvaticum		104	Acer pseudoplatanus		17	(Betula alba)		25
Brachypodium pinnatum		90	Rosa canina		14	Acer pseudoplatanus		4
Agrostis capillaris		79	Prunus avium		9			
Charophyllum aureum		60						
Arrhenatherum elatius		56						
Galium mollugo		56						
Festuca paniculata		45						
Laserpitium latifolium		40						
Dactylis glomerata		35						
Trisetum flavescens		33						
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
Agrostis capillaris		0,48	Sorbus aria		0,25			
Veratrum album		0,47	Acer pseudoplatanus		0,22			
Brachypodium pinnatum		0,43	Prunus avium		0,18			
Trisetum flavescens		0,38	Rubus idaeus		0,16			
Leucanthemum vulgare		0,38						
Trifolium pratense		0,36						
Egopodium podagraria		0,35						
Polygonum bistorta		0,34						
Galium mollugo		0,32						
Geranium sylvaticum		0,32						
COMMENTAIRE								
<p>Caractérisé par des conditions mésoclimatiques moyennes, et cependant homogènes, ce groupement est bien difficile à définir. Les stations sont néanmoins variées, les espèces caractéristiques ont de bien faibles indices, les affinités phytosociologiques sont disparates, et les espèces dominantes sont communes à bien d'autres groupements. Ce groupement composé majoritairement de relevés de Beaune est en fait au carrefour de plusieurs lignes d'affinités entre groupements, suivant des gradients de nitrophilie ou d'hygrophilie. Les ligneux hauts sont peu abondants (la présence étonnante de <i>Betula pendula</i> sur une station, signalée entre parenthèses, a probablement une origine anthropique). Les herbacées sont mésophiles à mésohygrophiles, et certaines neutroclines. <i>Geranium sylvaticum</i> est l'espèce la plus abondante. On notera la présence d'un certain nombre de graminées mésophiles, et d'ombellifères.</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
Friches herbacées mixtes à Géranium des bois								

Q	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.			
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	nanophanérophytes hémicryptophytes	C/SC			
	17	5 (29%)	12 (71%)	Accessibilité	14	Moyenne	Affinités phytosociologiques				
				Proximité	219	Bonne					
Descripteurs mésoclimatiques			Descripteurs de la végétation			Fourré à épineux (<i>Prunetalia spinosae</i>)					
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position						
Humidité	25,2	Moyenne	Richesse moy.	12,4	Faible	Espèces les plus fréquentes					
Acidité	31,8	Moyenne	Richesse totale	67	Moyenne						
El. nutritifs	32,5	Variable	Abondance	86	Faible	Rosa canina est présente sur les 17 relevés					
Humus	30,3	Assez fin	Diversité	3,22	Faible						
Granulométrie	36,1	Grossière	Tolérance	21,2	Faible	Deux espèces présentes sur 12 relevés : - <i>Arrhenatherum elatius</i> - <i>Vicia cracca</i>					
Température	34,9	Elevée	Ligneux	3,8	Le plus faible						
Continentalité	29,9	Moyenne	Epineux	21,9	Le plus élevé						
Pente	10,5	Moyenne	Lumière	33,8	Moyenne						
ESPECES LES PLUS ABONDANTES											
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute					
<i>Vicia cracca</i>		123	<i>Rosa canina</i>		169	Inexistante					
<i>Galium aparine</i>		107	<i>Prunus spinosa</i>		120						
<i>Arrhenatherum elatius</i>		105	<i>Rubus gr. fruticosus</i>		90						
<i>Festuca paniculata</i>		79	<i>Prunus avium</i>		17						
<i>Erysimum cheiranthoides</i>		60	<i>Fraxinus excelsior</i>		12						
<i>Urtica dioica</i>		57									
<i>Cherophyllum aureum</i>		40									
<i>Bromus erectus</i>		31									
<i>Achillea millefolium</i>		30									
<i>Festuca ovina</i>		25									
ESPECES CARACTERISTIQUES											
Strate herbacée			Strate ligneuse basse						Strate ligneuse haute		
<i>Erysimum cheiranthoides</i>		0,43	<i>Prunus spinosa</i>		0,54						
<i>Vicia cracca</i>		0,40	<i>Rubus gr. fruticosus</i>		0,46						
<i>Elymus repens</i>		0,36	<i>Rosa canina</i>		0,44						
<i>Galium aparine</i>		0,36									
<i>Urtica dioica</i>		0,33									
<i>Arrhenatherum elatius</i>		0,32									
<i>Festuca paniculata</i>		0,31									
<i>Achillea millefolium</i>		0,27									
COMMENTAIRE											
Proches des hameaux, avec des conditions mésoclimatiques assez moyennes, et une richesse en éléments nutritifs très variable, mais en général élevée, les stations de ce groupement se caractérisent par un recouvrement absolu et impénétrable d'épineux (pluôt <i>Rosa canina</i> pour une nitrophilie moyenne et <i>Prunus spinosa</i> pour une nitrophilie plus élevée). Les espèces herbacées sont caractéristiques soit d'une bonne teneur en éléments nutritifs (<i>Galium aparine</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Cherophyllum aureum</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Erysimum cheiranthoides</i>) soit d'une certaine mésoxéricité (<i>Bromus erectus</i> , <i>Festuca ovina</i>) soit les deux (<i>Achillea millefolium</i> , <i>Elymus repens</i>). <i>Prunus spinosa</i> est l'espèce la plus caractéristique de ce groupement, <i>Rosa canina</i> se trouvant fréquemment sur d'autres types de stations. Une telle végétation se traduit bien sûr par une très faible biodiversité. Ce groupement est celui le plus fréquemment rencontré au Thyl											
DESCRIPTION SYNTHETIQUE											
Fourrés d'épineux, à Eglantier, Prunellier ou Ronces											

S	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes	
	6	3 (50%)	3 (50%)	Accessibilité	23	Moyenne		
				Proximité	233	Bonne		
Descripteurs mésoclimatiques				Descripteurs de la végétation			Affinités phytosociologiques	
Descripteur	Val.	Position		Descripteur	Val.	Position	Coupes forestières (<i>Epilobietalia angustifolii</i>) ou Mégaphorbiaies montagnardes (<i>Filipenduletalia ulmariae</i>)	
<i>Humidité</i>	30,8	Élevée		<i>Richesse moy.</i>	8,8	La plus faible	Espèces les plus fréquentes	
<i>Acidité</i>	28,2	La plus élevée		<i>Richesse totale</i>	29	La plus faible		
<i>El. nutritifs</i>	37,4	Le plus élevé		<i>Abondance</i>	73	La plus faible	Epilobium angustifolium sur les 6 relevés	
<i>Humus</i>	31,7	Moyen		<i>Diversité</i>	2,65	La plus faible		
<i>Granulométrie</i>	37,8	Assez grossière		<i>Tolérance</i>	21,3	Faible	Deux espèces sur 4 relevés : - <i>Geranium sylvaticum</i> - <i>Arrhenatherum elatius</i>	
<i>Température</i>	31,2	Basse		<i>Ligneux</i>	5,3	Faible		
<i>Continentalité</i>	29,5	Moyenne		<i>Épineux</i>	3,5	Faible		
<i>Pente</i>	3,3	La plus faible		<i>Lumière</i>	33,0	Moyenne		
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Epilobium angustifolium</i>		120	<i>Rosa canina</i>		13			
<i>Filipendula ulmaria</i>		50	<i>Salix alba</i>		9			
<i>Polygonum bistorta</i>		29						
<i>Geranium sylvaticum</i>		28						
<i>Arrhenatherum elatius</i>		28						
<i>Erysimum cheiranthoides</i>		20						
<i>Gallium aparine</i>		17						
<i>Cherophyllum aureum</i>		13						
<i>Urtica dioica</i>		13						
<i>Vicia cracca</i>		13						
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Epilobium angustifolium</i>		0,67	<i>Salix alba</i>		0,29			
<i>Polygonum bistorta</i>		0,26						
<i>Erysimum cheiranthoides</i>		0,24						
<i>Deschampsia cespitosa</i>		0,24						
<i>Filipendula ulmaria</i>		0,21						
<i>Equisetum arvense</i>		0,20						
COMMENTAIRE								
<p>Dans les zones de replat, proches des villages, dans des situations extrêmes de richesse en éléments nutritifs, et plus fraîches que celles du groupement 4 se développent des friches herbacées très denses et monospécifiques en général à <i>Epilobium angustifolium</i>, ou éventuellement à <i>Filipendula ulmaria</i> (secteurs encore plus humides) ou, plus rarement, <i>Erysimum cheiranthoides</i> au Thyl (secteurs moins humides). Il faut noter que <i>Filipendula ulmaria</i> qui a la double casquette hygrophile et nitrophile, révèle simplement l'hygrophilie quand elle est en faible recouvrement (groupements 1 et 2), et les deux caractères quand elle est très abondante. Ces secteurs caractérisés de surcroît par quelques autres espèces mésohygrophiles à hygrophiles et nitroclines à nitrophiles présentent avec le groupement 4 la plus faible biodiversité, et n'autorisent pratiquement pas la croissance d'espèces forestières. Signalons enfin que malgré une acidité apparemment marquée, nous n'en tirerons aucune conclusion. Dans ce groupement, les espèces sont peu nombreuses, et le poids de la faible valeur d'acidité de Landolt pour l'Epilobe est responsable de cette acidité apparente. Or, cette espèce peut s'implanter dans des secteur à pH neutre.</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
<p>Friches herbacées monospécifiques humides et riches en azote à Laurier de St-Antoine ou Reine des prés.</p>								

6	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes	C/CSR
	20	18 (90%)	2 (10%)	Accessibilité	34	Moyenne	Affinités phytosociologiques	
				Proximité	248	Moyenne		
Descripteurs mésologiques			Descripteurs de la végétation			Majoritairement l'Alno-Padion		
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position			
Humidité	27,2	Moyenne	Richesse moy.	18,6	Moyenne	Espèces les plus fréquentes		
Acidité	31,5	Moyenne	Richesse totale	76	Elevée			
El. nutritifs	33,8	Assez riche	Abondance	118	Moyenne	3 espèces sont présentes sur 19 relevés : - <i>Geranium sylvaticum</i> - <i>Cherophyllum aureum</i> - <i>Arrhenatherum elatius</i>		
Humus	31,3	Moyen	Diversité	3,91	Moyenne			
Granulométrie	38,3	Moyenne	Tolérance	23,5	Moyenne			
Température	32,6	Moyenne	Ligneux	7,4	Moyen			
Continentalité	30,1	Moyenne	Épineux	6,3	Assez élevé			
Pente	9,8	Moyenne	Lumière	31,5	Assez faible			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Cherophyllum aureum</i>		272	<i>Rosa canina</i>		100	<i>Acer pseudoplatanus</i>		25
<i>Geranium sylvaticum</i>		259	<i>Fraxinus excelsior</i>		37			
<i>Arrhenatherum elatius</i>		167	<i>Acer pseudoplatanus</i>		22			
<i>Galium mollugo</i>		87						
<i>Dactylis glomerata</i>		73						
<i>Geum urbanum</i>		67						
<i>Vicia sepium</i>		67						
<i>Galium aparine</i>		65						
<i>Festuca paniculata</i>		62						
<i>Agrostis capillaris</i>		56						
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Cherophyllum aureum</i>		0,58	<i>Fraxinus excelsior</i>		0,33			
<i>Vicia sepium</i>		0,54	<i>Rosa canina</i>		0,32			
<i>Arrhenatherum elatius</i>		0,49	<i>Corylus avellana</i>		0,21			
<i>Geum urbanum</i>		0,49						
<i>Lamium maculatum</i>		0,48						
<i>Knautia arvensis</i>		0,46						
<i>Geranium sylvaticum</i>		0,46						
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		0,41						
<i>Silene inflata</i>		0,40						
<i>Phyteuma spicatum</i>		0,39						
COMMENTAIRE								
<p>Situation intermédiaire entre les groupements 3 et 7, et faciès végétal largement dominant sur le secteur de Beaune (18 relevés sur 50), ce groupement se caractérise par les mêmes conditions moyennes que groupement 3, avec cependant une humidité et une richesse en éléments nutritifs à la hausse. Cela se traduit par un cortège floristique largement dominé par trois espèces : <i>Arrhenatherum elatius</i> et surtout <i>Geranium sylvaticum</i> et <i>Cherophyllum aureum</i>, qui se développent particulièrement dans les milieux mésophiles à mésohygrophiles, et nitrophiles. Les autres espèces herbacées confirment cette tendance. L'épineux, sans être envahissant, n'en est pas moins présent régulièrement sous la forme de <i>Rosa canina</i>. Sans pouvoir encore parler de formations forestières, le développement du ligneux n'est pas particulièrement entravé, et l'on dénombre une quantité notable de feuillus précieux, essentiellement <i>Fraxinus excelsior</i> dans la strate basse, et <i>Acer pseudoplatanus</i> dans la strate haute.</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
Friches herbacées mixtes à Chærophyllé doré, Géranium des bois et Avoine élevée								

7	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	macrophanérophytes hémicryptophytes	CS/CSR
	10	5 (50%)	5 (50%)	Accessibilité	86	La + mauvaise		
				Proximité	465	Mauvaise		
Descripteurs mésoclimatiques			Descripteurs de la végétation			Affinités phytosociologiques		
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position	- Forêts mélangées (Fagetalia sylvaticae), particulièrement l'Alno-Padion - Lisières fraîches (Geo-Alliarion)		
<i>Humidité</i>	29,4	Elevée	<i>Richesse moy.</i>	19,5	Moyenne			
<i>Acidité</i>	31,6	Moyenne	<i>Richesse totale</i>	66	Moyenne	Espèces les plus fréquentes 3 espèces présentes sur les 10 relevés : - <i>Galium aparine</i> - <i>Geum urbanum</i> - <i>Acer pseudoplatanus</i>		
<i>El. nutritifs</i>	34,8	Taux élevé	<i>Abondance</i>	116	Moyenne			
<i>Humus</i>	32,8	Epais	<i>Diversité</i>	4,00	Moyenne			
<i>Granulométrie</i>	38,7	Moyen	<i>Tolérance</i>	20,3	La plus faible			
<i>Température</i>	32,0	Moyenne	<i>Ligneux</i>	33,0	Elevé			
<i>Continentalité</i>	28,7	"Océanique"	<i>Epineux</i>	5,9	Moyen			
<i>Pente</i>	9,7	Moyenne	<i>Lumière</i>	27,4	La plus faible			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Cherophyllum aureum</i>		115	<i>Acer pseudoplatanus</i>		70	<i>Prunus avium</i>		43
<i>Galium aparine</i>		82	<i>Fraxinus excelsior</i>		60	<i>Acer pseudoplatanus</i>		16
<i>Geum urbanum</i>		70	<i>Rosa canina</i>		45	<i>Fraxinus excelsior</i>		5
<i>Urtica dioica</i>		52	<i>Prunus padus</i>		29			
<i>Geranium sylvaticum</i>		52	<i>Prunus avium</i>		13			
<i>Fragaria vesca</i>		34						
<i>Poa nemoralis</i>		33						
<i>Brachypodium pinnatum</i>		31						
<i>Lamium maculatum</i>		30						
<i>Epilobium montanum</i>		30						
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
<i>Epilobium montanum</i>		0,74	<i>Prunus padus</i>		0,59	<i>Prunus avium</i>		0,50
<i>Poa nemoralis</i>		0,67	<i>Acer pseudoplatanus</i>		0,47	<i>Fraxinus excelsior</i>		0,25
<i>Fragaria vesca</i>		0,48	<i>Fraxinus excelsior</i>		0,42	<i>Acer pseudoplatanus</i>		0,20
<i>Geum urbanum</i>		0,47						
<i>Geranium robertianum</i>		0,46						
<i>Urtica dioica</i>		0,46						
<i>Lamium maculatum</i>		0,43						
<i>Galium aparine</i>		0,40						
<i>Ranunculus nemorosus</i>		0,33						
<i>Heracleum sphondylium</i>		0,32						
COMMENTAIRE								
<p>Dans la lignée des groupements 3 et 6, toujours plus humide et plus riche en éléments nutritifs, mais cependant bien moins que le groupement 5, ce groupement diffère du précédent (6) par un plus fort éloignement par rapport aux hameaux, davantage d'espèces herbacées plus nitrophiles (seul <i>Cherophyllum aureum</i>, plus nitrophile que <i>Geranium sylvaticum</i> et <i>Arrhenatherum elatius</i> demeure fortement abondant, montée en puissance de <i>Galium aparine</i>, <i>Geum urbanum</i>, <i>Urtica dioica</i>, <i>Lamium maculatum</i>), forestières (<i>Poa nemoralis</i>, <i>Epilobium montanum</i>) et, surtout, la constitution d'une véritable strate forestière à feuillus précieux, dominée par <i>Prunus avium</i> (strate haute) et <i>Acer pseudoplatanus</i>, <i>Fraxinus excelsior</i>, <i>Prunus padus</i> (strate basse)</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
<p>Formation forestière humide et nitrocline à feuillus précieux (Merisier, Frêne, Erable sycomore), et sous-bois à Chærophyllé doré</p>								

	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes	CSR
	10	2 (20%)	8 (80%)	Accessibilité	9	Borne		
			Proximité	257	Moyenne		Affinités phytosociologiques	
Descripteurs mésologiques			Descripteurs de la végétation			- Prairies mésoxérophiles (Arrhenatherum elatius) - Chênaies pubescentes (Quercion pubescenti-talia elatioris) (petraeas)		
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position	Espèces les plus fréquentes		
Humidité	24,0	Assez faible	Richesse moy.	22,6	Elevée	4 espèces présentes sur les 10 relevés :		
Acidité	32,2	Moyenne	Richesse totale	65	Moyenne	- Arrhenatherum elatius		
El. nutritifs	29,0	Assez faible	Abondance	131	Elevée	- Lathyrus pratensis		
Humus	30,1	Peu épais	Diversité	4,23	Elevée	- Achillea millefolium		
Granulométrie	37,9	Moyenne	Tolérance	29,6	Moyenne	- Salvia pratensis		
Température	34,1	Moyenne	Ligneux	5,4	Moyen			
Continentalité	31,7	"Continental"	Epineux	6,2	Moyen			
Pente	11,5	Assez forte	Lumière	34,5	Elevée			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
Arrhenatherum elatius	120		Rosa canina	37		Insignifiante		
Vicia cracca	90		Prunus avium	27				
Achillea millefolium	81		Prunus spinosa	22				
Bromus erectus	79							
Lathyrus pratensis	67							
Festuca paniculata	56							
Salvia pratensis	52							
Laserpitium latifolium	49							
Dactylis glomerata	41							
Silene inflata	37							
Festuca ovina	37							
ESPECES CARACTERISTIQUES								
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute		
Pulmonaria montana	0,59		Prunus avium	0,25				
Festuca ovina	0,50		Rosa canina	0,23				
Salvia pratensis	0,48		Prunus spinosa	0,20				
Achillea millefolium	0,45		Acer pseudoplatanus	0,19				
Stachys recta	0,40							
Laserpitium latifolium	0,39							
Silene inflata	0,36							
Dactylis glomerata	0,35							
Vicia cracca	0,34							
Rhinanthus alectorolophus	0,33							
COMMENTAIRE								
<p>Pelouses sur secteurs à pente assez forte, à faible humidité, apparemment faible richesse en éléments nutritifs, mais cependant la plus forte richesse en ce qui concerne les trois groupements à faible humidité (8, 9, 10). Elles se caractérisent par la prédominance d'<i>Arrhenatherum elatius</i> (mésophile nitrocline), et la présence d'autres espèces caractéristiques de situations mésoxérophiles neutrocalcicoles (<i>Bromus erectus</i>, <i>Vicia cracca</i>, <i>Laserpitium latifolium</i>) ou neutro-nitroclines (<i>Achillea millefolium</i>, <i>Lathyrus pratensis</i>). L'espèce la plus caractéristique, <i>Pulmonaria montana</i>, est mésophile, neutrocalcicole et nitrocline. La richesse spécifique et la diversité des espèces sont particulièrement intéressantes. Les épineux sont présents çà et là (<i>Rosa canina</i>, <i>Prunus spinosa</i>), et les essences forestières uniquement dans la strate basse (<i>Prunus avium</i>, <i>Acer pseudoplatanus</i>).</p>								
DESCRIPTION SYNTHETIQUE								
<p>Pelouses sèches neutrocalcicoles et nitroclines à Avoine élevée.</p>								

9	Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.	Stratégie des esp.	
	Total	Beaune	Le Thyl	Descripteur	Val.	Position	Chaméphytes Hémicryptophytes	S/CSR	
	5	0	5	Accessibilité Proximité	24 150	Moyenne La meilleure	Affinités phytosociologiques		
Descripteurs mésoclimatiques				Descripteurs de la végétation				- Pelouses calcicoles (Festuco-Brometea)	- Chénais pubescentes (Quercion pubescenti-petraea)
Descripteur	Val.	Position		Descripteur	Val.	Position		Espèces les plus fréquentes 4 espèces présentes sur les 5 relevés : - Festuca ovina - Bromus erectus - Teucrium chamaedrys - Achillea millefolium	
<i>Humidité</i>	21,2	La plus faible		<i>Richesse moy.</i>	20,4	Moyenne			
<i>Acidité</i>	33,2	La + alcaline		<i>Richesse totale</i>	43	Faible			
<i>El. nutritifs</i>	26,4	Taux le + faible		<i>Abondance</i>	128	Moyenne			
<i>Humus</i>	29,6	Le plus fin		<i>Diversité</i>	4,07	Moyenne			
<i>Graminométrie</i>	35,8	La + grossière		<i>Tolérance</i>	30,6	Élevé			
<i>Température</i>	34,8	La plus élevée		<i>Ligneux</i>	4,8	Assez faible			
<i>Continentalité</i>	32,4	La + "contin."		<i>Épineux</i>	6,8	Élevé			
<i>Pente</i>	18,4	La plus forte		<i>Lumière</i>	36,6	La plus élevée			
ESPECES LES PLUS ABONDANTES									
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute			
Bromus erectus		54	Prunus spinosa		26	Inexistante			
Achillea millefolium		35	Prunus avium		18				
Sedum reflexum		33	Rosa canina		8				
Festuca ovina		32							
Teucrium chamaedrys		25							
Galium verum		23							
Festuca paniculata		22							
Vicia cracca		21							
Medicago sativa		20							
Elymus repens		20							
ESPECES CARACTERISTIQUES									
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute			
Teucrium chamaedrys		0,77	Prunus spinosa		0,32				
Sempervivum montanum		0,60	Prunus mahaleb		0,29				
Koeleria cristata		0,60	Clematis vitalba		0,25				
Verbascum lychnitis		0,57							
Thymus serpyllum		0,50							
Sedum reflexum		0,50							
Medicago sativa		0,44							
Artemisia absinthium		0,40							
Festuca ovina		0,37							
Artemisia campestris		0,33							
COMMENTAIRE									
Ce groupement composé exclusivement de stations du Thyl présente des conditions mésoclimatiques extrêmes, à l'opposé du groupement 1 : entre autres plus faible humidité, pH le plus alcalin, plus faible taux en éléments nutritifs, et horizon A le plus fin. Ces conditions favorisent la présence d'espèces chaméphytes tolérantes au stress hydrique, telles que <i>Sedum reflexum</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Teucrium chamaedrys</i> , <i>Sempervivum montanum</i> , <i>Koeleria cristata</i> . L'espèce dominante est <i>Bromus erectus</i> , neutrocalcicole mésoxérophile. Les épineux, essentiellement <i>Prunus spinosa</i> , sont abondants, et ligneux, rares, sont caractérisés particulièrement par une espèce supportant les milieux arides : <i>Prunus mahaleb</i> .									
DESCRIPTION SYNTHETIQUE									
Pelouses très sèches à Brome dressé									

Nombre de relevés			Descripteurs anthropiques			Biologie des esp.		Stratégie des esp.	
			Descripteur	Val.	Position	hémicryptophytes		SC/SCR	
Total	Beaune	Le Thyl	Accessibilité	9	Bonne	Affinités phytosociologiques			
8	0	8	Proximité	542	La + mauvaise				
Descripteurs mésologiques			Descripteurs de la végétation			- Pelouses mésoxéroph. (Festuco-Brometalia) dont plutôt l'alliance du Mésobromion erecti - Chênaies pub. (Quercion pubescenti-petr.)			
Descripteur	Val.	Position	Descripteur	Val.	Position				
Humidité	23,5	Faible	Richesse moy.	27,5	La meilleure	Espèces les plus fréquentes			
Acidité	32,5	Alcaline	Richesse totale	84	La meilleure				
El. nutritifs	27,3	Taux faible	Abondance	139	Elevée	Deux espèces sur les 8 relevés :			
Humus	30,0	Fin	Diversité	4,49	La meilleure				
Granulométrie	38,4	Moyenne	Tolérance	31,4	La meilleure	- <i>Brachypodium pinnatum</i> - <i>Bromus erectus</i>			
Température	33,0	Moyenne	Ligneux	11,3	Assez élevé				
Continentalité	31,4	"Continentale"	Epineux	5,0	Moyen	ESPECES LES PLUS ABONDANTES			
Pente	11,9	Assez forte	Lumière	34,8	Elevée				
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute			
Brachypodium pinnatum	109		Rosa canina	21		(Populus alba)	9		
Bromus erectus	109		Rubus idaeus	12		Corylus avellana	8		
Festuca paniculata	44		Prunus avium	10					
Galium verum	38								
Achillea millefolium	38								
Geranium sylvaticum	34								
Silene inflata	33								
Lathyrus pratensis	29								
Salvia pratensis	28								
Lasertium latifolium	26								
Festuca ovina	26								
ESPECES CARACTERISTIQUES									
Strate herbacée			Strate ligneuse basse			Strate ligneuse haute			
Asphodelus albus	0,67		Rubus idaeus	0,29		Corylus avellana	0,31		
Prunella vulgaris	0,56		Acer campestre	0,22					
Allium oleraceum	0,46		Cornus sanguinea	0,20					
Carex montana	0,42		Quercus pubescens	0,20					
Sedum reflexum	0,42								
Rumex acetosa	0,40								
Briza media	0,40								
Brachypodium pinnatum	0,37								
Bromus erectus	0,37								
Galium verum	0,36								
COMMENTAIRE									
Ce dernier groupement, répertorié exclusivement sur le secteur du Thyl, est à rapprocher des groupements 8 et 9. Il est caractérisé par un milieu plus humide que le groupement 9, tout en demeurant mésoxérophile, et une richesse en éléments nutritifs moindre que le groupement 8. Le hasard fait que les deux espèces de loin les plus abondantes (<i>Bromus erectus</i> et <i>Brachypodium pinnatum</i>) ont le même indice de recouvrement. Les autres espèces herbacées abondantes sont pour la plupart révélatrices de tel milieux mésoxérophilles. En revanche, on est plus sceptique en s'intéressant aux espèces caractéristiques. Ainsi, <i>Asphodelus albus</i> , qui est présent sur un grand nombre de stations, mais avec un recouvrement minimum (1 ou 2 individus), <i>Prunella vulgaris</i> ou <i>Rumex acetosa</i> ne sont pas particulièrement indicatrices de mésoxérophilie neutrocline. La croissance d'essences forestières n'est pas empêchée, même si la strate haute reste assez dépourvue (<i>Populus alba</i> probablement d'origine anthropique, cf. groupement 3 et <i>Betula pendula</i>). Les ligneux sont "nouveaux" par rapport aux autres groupements, et plus ou moins caractéristiques d'une mésoxérophilie : <i>Acer campestre</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Quercus pubescens</i> . Eloignées des hameaux, ces stations présentent avec celles du groupement 1 la meilleure biodiversité									
DESCRIPTION SYNTHETIQUE									
Pelouses sèches à Brome dressé et Brachypode penné									

e) Bilan

Même si les groupements de végétation ont tous été individualisés, on peut néanmoins les associer suivant trois logiques, logiques d'ailleurs plus ou moins mises en évidence par la CAH :

• Les stades de ralentissement

Les groupements 4 et 5 se caractérisent par un stade de ralentissement, voire de blocage, soit par herbacées (groupement 5 : *Epilobium angustifolium*, *Filipendula ulmaria*), soit par épineux (groupement 4 : *Rosa canina*, *Prunus spinosa*). Ils ont en commun une structure grossière du sol, et une richesse élevée en éléments nutritifs ; que ce soit en richesse absolue (groupement 5) ou en richesse relative par rapport à l'humidité (groupement 4). Les parcelles correspondant à ces groupements présentent les meilleurs compromis proximité/accessibilité, ce qui peut expliquer la richesse en éléments nutritifs (fertilisations plus fréquentes sur les parcelles les mieux accessibles aux agriculteurs).

Ces stades de blocages présentent un cortège floristique ne s'inscrivant pas dans des logiques phytosociologiques forestières, mais plutôt des coupes forestières (*Epilobietea angustifolii*), des mégaphorbiaies montagnardes (*Filipenduletalia ulmariae*), et des fourrés à épineux (*Prunetalia spinosae*).

Ces milieux à humidité variable, mais à forte richesse en éléments nutritifs, présentent ainsi une très faible biodiversité, et se rencontrent préférentiellement à proximité des villages. Si les friches herbacées monospécifiques demeurent rares (3 relevés à Beaune et 3 au Thyl), les fourrés à épineux sont des formations végétales souvent rencontrées au Thyl.

• Les groupements humides

Qu'ils présentent une faible teneur en éléments nutritifs (groupements 1 et 2) ou non (groupements 3, 6 et 7), ils dominent largement le paysage de Beaune (groupements 1 et 2 : 7 relevés, mais surtout 3, 6 et 7 : 32 relevés).

Les groupements 1 et 2 restent essentiellement cantonnés dans la partie Ouest de Beaune, à proximité de Charbutan, et leur faible taux en éléments nutritifs est à mettre en liaison avec l'éloignement aux villages et avec une biodiversité élevée. C'est la même liaison, mais dans la configuration opposée, que l'on a mise en évidence à propos des stades de ralentissement.

Les groupements 3, 6 et 7 montrent certaines ressemblances au niveau de la composition spécifique. On trouve toujours les mêmes espèces (*Geranium sylvaticum*, *Chærophyllum aureum*, *Arrhenaterum elatius*) à des fréquences plus ou moins importantes, et le gradient du taux de ligneux suit les gradients conjugués de l'humidité et de la richesse en éléments nutritifs. Il en est de même pour les groupes 1 et 2, caractérisant le pôle pauvre en éléments nutritifs, où le groupe 2, forestier, et plus humide, présente certaines analogies avec le groupe 1.

Signalons également que tous ces groupements dits *humides* se caractérisent par une phytosociologie forestière correspondant à l'ordre des *Fagetalia sylvaticae*, et, plus particulièrement, l'alliance de *FAlno-Padion* (sauf pour le groupement 3, où cette caractérisation est la moins évidente, mais on peut émettre l'hypothèse, qui sera reprise par la suite, qu'il s'agit d'un stade assez juvénile), ce qui est en accord avec les travaux de GROSSI (1991), sur les tendances phytosociologiques du secteur de Beaune.

Parmi les stades les plus avancés d'un point de vue forestier (groupements 2 et 7), nous avons d'un côté (2) une forêt visiblement plus mature (présence abondante de *Prunus padus*, *Alnus glutinosa*) et de l'autre (7) un stade forestier plutôt à feuillus précieux. Cela est probablement dû d'une part à la richesse en éléments nutritifs grâce à laquelle *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium* et *Acer pseudoplatanus* se développent préférentiellement, et d'autre part à la proportion importante de ces espèces dans les haies de ces secteurs (Est de Beaune et Le Thyl). Nous nous intéresserons de plus près, ci-après, au rôle de la composition en essences forestières des haies, et à la proximité des semenciers, dans la recolonisation ligneuse. Signalons tout de même au passage la présence non négligeable de jeunes *Prunus padus* en régénération dans les formations forestières du groupement 7 (strate basse ; espèce la plus caractéristique).

• Les pelouses sèches

Les groupements 8, 9 et 10 à pelouses sèches, que l'on trouve presque exclusivement au Thyl (seuls deux relevés de Beaune dans le groupement 8, et vingt-et-un relevés au Thyl dans ces trois groupements) sont tous les trois plus secs, moins acides, moins riches en éléments nutritifs, à horizon organique plus fin, plus continentaux, et plus pentus que les autres groupements.

Bien que la dynamique végétale n'y fasse pas encore apparaître aucune véritable formation ligneuse, il s'agit, contrairement aux groupements 4 et 5, d'une dynamique lente et non bloquée. La composition floristique de ces trois groupements s'inscrit dans l'ordre des *Quercetalia pubescenti-petraeae*, c'est-à-dire des chênaies pubescentes sur substrats basiques, dans des conditions pédoclimatiques sèches et chaudes. A noter aussi que les faciès du type *Prunetalia spinosae* (groupe 4, que l'on rencontre aussi fréquemment au Thyl) sont souvent associés à ces chênaies pubescentes (RAMEAU & al., 1989). Nous sommes cependant, à ce stade de la dynamique, loin des chênaies pubescentes, d'autant plus que *Quercus pubescens*, dispersé par les animaux, n'est que très rarement présent dans les haies. Il constitue néanmoins l'espèce caractéristique du groupement 10.

Le groupement 9 présente des conditions mésologiques extrêmes (le plus sec, le plus pentu, le plus pauvre en éléments nutritifs, composé d'espèces chémophytes tolérantes au stress hydrique). Les groupements 8 et 10, mésoxérophiles, présentent de sensibles différences au niveau de la richesse en éléments nutritifs : le groupement 8 est composé d'un certain nombre d'espèces nitroclines, et est dominé par *Arrhenaterum elatius*, *Vicia cracca*, *Achillea millefolium*. Il correspond à des pelouses mésoxérophiles nitroclines de l'ordre des *Arrhenateretalia elatioris*. Le groupement 10 est caractéristique des pelouses mésoxérophiles calcicoles à *Bromus erectus* et *Brachypodium pinnatum* (*Mesobromion erecti*), la seconde espèce citée tendant progressivement à remplacer la première dans un processus de recolonisation post-cultural (RAMEAU & al. 1989).

Il n'y a donc *a priori* pas d'obstacle insurmontable à l'établissement du ligneux, mais les essences adaptées à ce type de milieu (*Quercus pubescens*, *Prunus mahaleb*, *Acer monspesulanum*) sont rarement fréquentes dans les haies, et les feuillus précieux (plutôt *Prunus avium*) se développent tant bien que mal.

D/ POUVOIR GERMINATIF DES LIGNEUX ET ESPÈCES DES HAIES

Nous avons vu que les trois essences forestières dominantes dans la recolonisation des parcelles abandonnées étaient trois feuillus précieux : *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* et *Prunus avium*. Ce sont également les trois essences principales que l'on rencontre dans les haies entourant les parcelles. C'est pourquoi nous avons cherché à savoir si, compte-tenu de ce réservoir important en semences, ces essences présentaient un bon pouvoir germinatif par rapport à d'autres moins présentes dans les haies, et, également, si la proximité d'un semencier favorisait grandement l'implantation de certaines essences forestières.

C'est la raison pour laquelle nous avons recensé systématiquement les essences présentes dans les haies entourant chaque station lors des relevés de terrain. Nous avons dénombré pour chaque espèce :

- Le nombre de relevés où l'essence est présente dans la haie et où il n'y a pas de germination dans la parcelle (n_1)
- Le nombre de relevés où l'essence est présente dans la haie et où il y a germination (n_2)
- Le nombre de relevés où il y a germination sans que l'essence soit présente dans la haie (n_3).

La *figure 3.80* donne le pourcentage de germination des principales essences, c'est-à-dire $n_2/(n_1+n_2)$ ainsi que le nombre de relevés où l'espèce est présente autour de la parcelle (n_1+n_2).

On constate alors que malgré une faible présence dans les haies, les deux principales essences forestières de l'*Alno-Padion*, à savoir *Prunus padus* et *Alnus glutinosa*, présentent les meilleurs taux de germination. Les feuillus précieux, dont on a trop tendance à associer le comportement écologique, présentent des réponses très variables vis-à-vis du taux de germination : si le Frêne commun est l'espèce la plus présente dans les haies, il n'est cependant pas particulièrement favorisé par les conditions mésologiques des parcelles abandonnées. En revanche, l'Erable Sycomore, et surtout le Merisier, bien moins présent dans les haies, ont un pouvoir germinatif bien meilleur dans ces conditions.

	Taux de germination	Fréquence dans les haies
<i>Prunus padus</i>	83	6
<i>Alnus glutinosa</i>	64	11
<i>Prunus avium</i>	52	27
<i>Acer pseudoplatanus</i>	45	64
<i>Betula pendula</i>	33	12
<i>Corylus avellana</i>	32	22
<i>Fraxinus excelsior</i>	29	68
<i>Sorbus aucuparia</i>	25	12
<i>Acer campestre</i>	9	11
<i>Sorbus aria</i>	6	18

Figure 3.80 : Taux de germination et fréquence des espèces dans les haies

Enfin, les deux Sorbiers (blanc et des oiseleurs), ainsi que l'Erable champêtre ne sont pas du tout favorisés par le milieu en ce qui concerne leur pouvoir germinatif.

Nous nous sommes également intéressés (figure 3.81) à l'influence de la proximité de semenciers, en mesurant le pourcentage de germinations sans semenciers à proximité ($n_2/(n_2+n_3)$) ainsi que le nombre de relevés où l'essence est présente sur la parcelle (n_2+n_3).

	Taux de germination sans proximité de semencier	Fréquence sur stations
<i>Prunus padus</i>	50	10
<i>Prunus avium</i>	44	25
<i>Corylus avellana</i>	42	12
<i>Fraxinus excelsior</i>	29	28
<i>Acer pseudoplatanus</i>	24	38
<i>Alnus glutinosa</i>	0	7

Figure 3.81 : Germinations sans proximité de semenciers

Les essences disséminées par les animaux (*Corylus avellana*) et surtout par les oiseaux (*Prunus padus* et *Prunus avium*) germent souvent sans qu'il y ait de semenciers à proximité. En revanche, les espèces anémochores (*Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa*) ont un domaine de dissémination assez restreint, surtout pour l'Aulne glutineux. Cela est probablement dû au climat du site, où le vent dominant, la Lombarde, redescend la vallée de l'Arc par l'Est, et le réservoir de semenciers en Aulne Glutineux du bassin-versant se situe lui à l'Ouest (jusqu'à l'Ouest du secteur de Beaune). Cette essence a donc du mal à s'implanter sur des sites pourtant favorables (cf. taux de germination) si elle n'est pas présente à proximité de la parcelle. A noter que le Chêne pubescent, absent des tableaux parce qu'en quantité très faible, semble présenter malgré tout un taux de germination élevé, en rapport avec sa faible présence dans les haies, et une bonne dispersion (zoochore).

Ces résultats concernant la germination et la dissémination des essences forestières, même s'ils ne proviennent pas d'études approfondies, nous fournissent cependant un certain nombre d'enseignements :

— Oui, certes, les feuillus précieux dominent les formations ligneuses post-culturelles, mais à défaut de concurrence avec d'autres espèces ; ce sont pratiquement les seuls semenciers potentiels à proximité des parcelles. Le milieu ne leur est pas fondamentalement favorable.

— Non, les feuillus précieux n'ont pas les mêmes logiques de recolonisation. Le Frêne commun, bien que fortement présent dans les haies, a un taux de germination bien moindre que l'Érable sycomore ou le Merisier.

— Ils concurrencent cependant d'autres essences de haies encore moins bien adaptées : le Sorbier des oiseleurs, le Sorbier blanc et l'Érable champêtre.

— Les espèces les plus aptes à germer dans les meilleures conditions sont les essences apparemment climatiques, soit respectivement en zone humide l'Aulne glutineux et le Cerisier à grappes, et en zone sèche le Chêne pubescent. Malheureusement pour elles, les contextes anthropiques et géographiques ne jouent pas en leur faveur : elles sont soit pratiquement absentes du secteur (*Prunus padus*, *Quercus pubescens*), soit ont un mode de dispersion inadapté (*Alnus glutinosa*, par rapport à sa localisation géographique et aux vents dominants).

E/ SYNTHÈSE DE L'ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE

1° Les trajectoires évolutives

Les caractérisations des groupements de végétation décrits précédemment nous permettent de les reclasser au sein de trajectoires évolutives bien définies. Bien que les parcelles échantillonnées proviennent d'un abandon survenu entre 1939 et 1953, l'on peut observer par synchronie différentes étapes d'une même trajectoire. En d'autres termes, tout se passe comme si plusieurs groupements appartenaient à une même logique évolutive, mais les conditions du milieu font que cette dynamique de la végétation s'effectue à un rythme plus ou moins soutenu.

Ainsi, on peut mettre en évidence deux trajectoires évolutives bien distinctes, correspondant à ce qui a été défini précédemment aux groupements humides et aux groupements secs (figure 3.82).

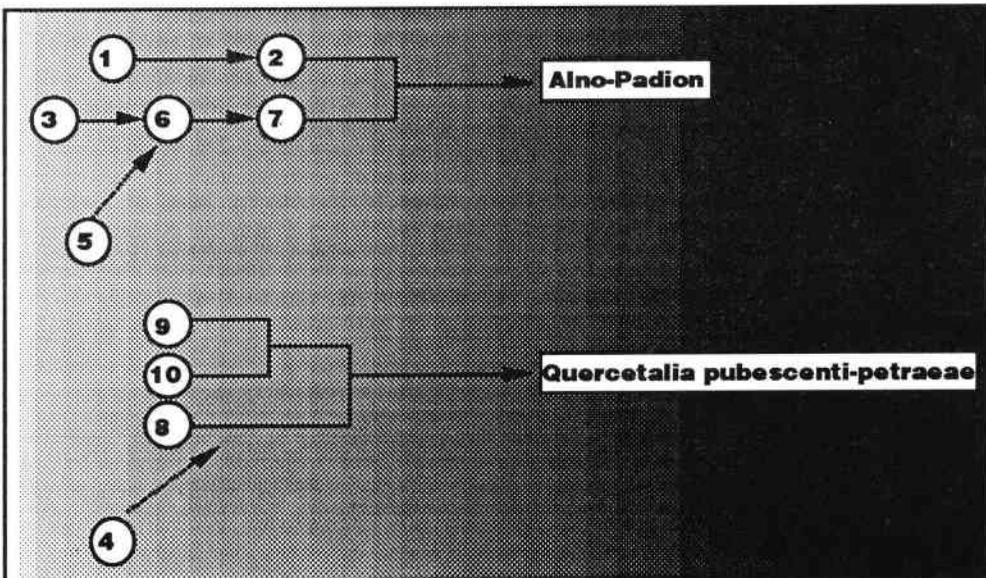


Figure 3.82 : Les trajectoires évolutives

• Une trajectoire évolutive correspondant à l'Alno-Padion, comprenant les groupements humides 1, 2, 3, 6 et 7. L'analyse phyto-écologique montre d'une part une logique dynamique 1→2 et, d'autre part une autre logique 3→6→7. Ces deux logiques s'effectuent suivant un gradient d'humidité croissante. Plus le milieu est humide, plus vite la végétation atteindra un stade forestier (2 ou 7). Ce qui différencie ces deux logiques entre elles, c'est la richesse en éléments nutritifs. Les groupements 3, 6 et 7, à feuillus précieux s'installent plus aisément sur les sols riches en éléments nutritifs. En revanche, dans les secteurs plus pauvres, en particulier à l'Ouest de Beaune, ils sont concurrencés par les essences climaciques (*Alnus glutinosa* et *Prunus padus*), de surcroît davantage présents dans les haies.

Il convient également à ce stade de revenir sur un des talons d'Achille de l'échantillonnage : entre deux situations extrêmes, l'abandon peut dater de 52 ans ou 38 ans. Et on peut très bien supposer que deux parcelles identiques du point de vue mésologique peuvent par exemple appartenir l'une au groupement 7, si elle a été abandonnée en 1939, et l'autre au groupement 6 si elle a été abandonnée en 1953¹.

Quant au groupement 5, stade de ralentissement humide, très riche en éléments fertilisants, caractérisé par une friche herbacée monospécifique à *Epilobium angustifolium* ou *Filipendula ulmaria*, on peut tout de même s'attendre à ce qu'il réintègre la trajectoire à feuillus précieux 3→6→7. En effet, ces deux espèces se trouvent dans les trois groupements à feuillus précieux, et l'on trouve également quelques feuillus précieux dans ces friches monospécifiques, et, pour appuyer cette hypothèse, rappelons que ce groupement 5 côtoie les groupements 6 et 7 dans la CAH et dans l'AFC.

• Une trajectoire évolutive correspondant au *Quercetalia pubescenti-petraeae*, comprenant les groupements secs 8, 9 et 10. On est en droit de penser que ces trois groupements 8, 9 et 10 à dynamique lente ne sont pas, comme dans le cas des milieux humides, trois étapes d'une même trajectoire évolutive, mais peut-être trois trajectoires initiales différentes convergeant à terme vers la chênaie pubescente. Ceci reste discutable pour les groupements 9 et 10, tous deux caractéristiques de pelouses calcicoles mésoxérophiles (classe des *Festuco-Brometea*, et on peut préciser l'alliance du *Mesobromion erecti* pour le groupement 10), et ainsi le groupement 9, aux conditions mésologiques extrêmes, pourrait connaître une dynamique ligneuse plus lente. Ces groupements présentent de toute façon une lente dynamique, et la strate arborée est pour l'instant dominée par les feuillus précieux, d'autant plus que le chêne pubescent ne se trouve que rarement sur les secteurs d'étude.

Quant au groupement à épineux n°4, il se pourrait fort bien qu'il réintègre tôt ou tard cette trajectoire du *Quercetalia pubescenti-petraeae*. Il présente en effet, de même que le groupe 5 avec les groupements humides, des affinités phytoécologiques avec les groupements 8, 9 et 10.

¹ Cette hypothèse est d'ailleurs confirmée par le fait que si, effectivement, les valeurs d'humidité et d'éléments nutritifs du groupe 7 sont plus élevées que celles du groupe 6, elles-mêmes plus élevées que celles du groupe 3, il ne s'agit malgré tout que de moyennes, et l'on peut trouver des parcelles du groupe 6 plus riches en éléments nutritifs et plus humides que certaines du groupe 7.

On retrouve ainsi à quelques nuances près les deux trajectoires mises en évidence par BOZON (1989). La comparaison de ces résultats avec les affinités phytosociologiques décrites par GROSSI (1991) (*figure 3.61*) peut laisser perplexe en ce qui concerne le secteur de Beaune. En fait, non seulement ces résultats ne se contredisent pas, mais en plus, ils sont complémentaires. En effet, GROSSI (1991) a échantillonné sur des stades forestiers bien plus anciens que les nôtres. Les trajectoires qu'il a mises en évidence sur le secteur de Beaune, et particulièrement l'*Aceri-Fagion* sont des stades plus matures que l'*Alno-Padion*. Et s'il est vrai que dans nos groupements, les principales affinités phytosociologiques étaient le *Polygono-Trisetion*, le *Geo-Alliarion*, et l'*Alno-Padion*, les affinités décrites par Grossi sur Beaune transparaisaient secondairement.

D'après GROSSI (1991), le secteur dit de "Charbutan", à l'ouest de Beaune, présente des formations forestières anciennes moins matures que celles de Beaune, mais les conditions du milieu entre ces deux secteurs ne sont pas suffisamment différentes pour mettre en évidence deux trajectoires théoriques indépendantes. Seules les premières étapes de la dynamique diffèrent. Notre échantillonnage ayant porté sur des parcelles abandonnées il y a cinquante ans a donc proposé à Beaune une "jeune" trajectoire évolutive ressemblant à celle décrite par GROSSI (1991) sur Charbutan, son échantillonnage ayant pris en compte des stades forestiers beaucoup plus anciens.

Notre point de vue diffère juste quelque peu de celui de BOZON (1989) et GROSSI (1991) quant à l'attribution de l'*Alno-Padion* à Beaune, et le *Quercetalia pubescenti-petraeae* au Thyl, ou, d'une façon plus générale au fait d'associer Beaune et humide, et Thyl et sec. Il est vrai que Beaune est en moyenne plus humide que le Thyl (et aussi moins pentu, avec des sols plus profonds...). Il est également vrai que seuls deux relevés à Beaune sur cinquante, au sud du secteur (du côté de Beaune-L'Eglise) appartiennent aux groupements dits "secs" (en l'occurrence le groupement 8). Il est encore vrai que les stations sèches se trouvent presque exclusivement au Thyl. Mais attention, il existe au Thyl une quantité de parcelles non négligeable appartenant aux groupements 3, 6 et 7 et 5, et même, les stations les plus humides ont été répertoriées au Thyl (groupement 5). Nous nous sommes permis une parabole mathématique dans la synthèse sur l'analyse spatiale, ici, nous oserons une parabole culinaire : dans un œuf dur, le jaune, compact, représente Beaune, et le blanc, plus étendu et englobant le jaune décentré, c'est Le Thyl. Le centre de gravité du jaune et du blanc sont décalés (ce qui traduit une humidité globale plus importante à Beaune), mais le blanc dessine les limites de l'œuf : les conditions d'humidité extrêmes se trouvent au Thyl.

Plus sérieusement, à Beaune, où les conditions mésologiques sont naturellement plus favorables, le milieu a complètement été nivelé par l'homme. Le contexte hydrique est alors homogène, et c'est plutôt la richesse en éléments nutritifs que l'humidité qui provoque les différences de végétation. Au Thyl, il y a à la fois des milieux favorables, eux aussi nivelés par l'homme, mais aussi des milieux défavorables, plus secs, plus pentus, où le sol est plus superficiel. Ainsi, sur ce secteur, c'est davantage le niveau hydrique des sols que la richesse en éléments nutritifs qui assure la ségrégation des groupements végétaux.

2° La dynamique ligneuse

Si l'on prend un peu de recul, et si l'on considère la dynamique uniquement en terme de quantité de ligneux et non plus qualité de ligneux, afin d'effectuer le rapprochement avec l'évolution des physionomies végétales, nous sommes en présence de deux groupements de type formations forestières fermées (2 et 7), et un groupement de type formation forestière ouverte (6). Le principal descripteur corrélé à la dynamique ligneuse est l'humidité, ce qui signifie que, tous les autres paramètres étant égaux, plus l'humidité est élevée, et plus la dynamique ligneuse est rapide. La qualité du ligneux variera essentiellement en fonction de la proximité des semenciers, et de la richesse en éléments nutritifs, qui favorisent davantage le développement des feuillus précieux. Nous avons néanmoins mis en exergue une belle exception : le groupement 5, qui montre que malgré une certaine humidité, la forte richesse en éléments nutritifs empêche par concurrence l'installation du ligneux. Donc, tant que la richesse en éléments nutritifs reste en deçà d'un certain seuil, l'humidité favorise une croissance rapide des essences forestières.

Le corollaire de cette observation est que sur les secteurs secs du Thyl, la dynamique de la végétation ligneuse est longue à se mettre en route. Une cinquantaine d'années après l'abandon, on observe dans le meilleur des cas des friches à feuillus précieux ou chênes pubescents juvéniles. Dans les secteurs humides, cette dynamique ligneuse suit un rythme plus ou moins soutenu en fonction de l'humidité, mais toujours supérieur (sauf pour le groupement 5).

3° La biodiversité

Nous avons mis en évidence que les descripteurs de la biodiversité étaient fortement corrélés à la richesse en éléments nutritifs, indépendamment de la richesse en eau. Ainsi, dans les milieux plus secs, les stations présentant la plus faible biodiversité (groupement 4 à épineux) sont les plus riches en éléments nutritifs.

Il en est de même dans les milieux humides, où le groupement le plus riche en éléments nutritifs présente la plus faible biodiversité (groupement 5 : friches herbacées monospécifiques). Ceci dit, l'humidité intervient quelque peu, en ce sens que les seuils de richesse en éléments nutritifs à partir desquels la biodiversité chute sont plus hauts dans les stations humides. C'est pourquoi il ne faut pas s'étonner de constater que les groupements 6 et 7 sont plus riches en éléments nutritifs que le groupement 4. Ils sont aussi nettement plus humides.

D'un point de vue dynamique, on constatera une diminution notable de la biodiversité au cours de la trajectoire 1—2, ce qui est en accord avec les phénomènes décrits par VABRE (1986). En revanche, il convient de noter une stabilité au cours de la trajectoire 3—6—7. En effet, le stade le plus juvénile de cette trajectoire (stade 3) est assez riche en éléments nutritifs, et présente par conséquent une faible biodiversité, en comparaison de celle du groupement 1. *Geranium sylvaticum* et *Chærophyllum aureum* y dominent la végétation. Au cours de la recolonisation ligneuse, les essences forestières supplantent dans les mêmes proportions les rares espèces prairiales. La biodiversité ne varie donc pratiquement pas.

Cette biodiversité, et cette richesse en éléments fertilisants sont aussi corrélées avec la proximité aux villages et l'accessibilité aux parcelles. La relation n'est pas systématique, mais elle existe indéniablement. Ainsi, les groupements 4 et 5 sont fréquemment rencontrés à proximité des hameaux et/ou des voies d'accès.

QUATRIÈME PARTIE

SYNTHÈSE GÉNÉRALE

Notre étude a tout simplement souhaité apporter des éléments de réponse à la question suivante : "Pourquoi le tapis végétal observable aujourd'hui (d'avion ou au sol) à l'étage montagnard de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne constitue-t-il une mosaïque de physionomies végétales et de cortèges floristiques variés ?" Nous avons alors montré que cette hétérogénéité de situations observées s'inscrit dans un système de variations en trois dimensions :

- Les parcelles agricoles sont abandonnées à des dates variables
- Les parcelles ont une vitesse de fermeture ligneuse variable
- Les parcelles présentent un cortège floristique variable.

De plus, en se référant à nos deux secteurs étudiés, nous nous sommes aperçus :

- D'une variabilité interne aux deux secteurs
- De situations modales différentes à Beaune et au Thyl.

L'approche écologie du paysage nous a non seulement permis de comprendre les causes de ces trois types de variabilité, mais encore a montré qu'ils étaient dépendants les uns des autres.

• La variabilité de la date d'abandon

L'abandon des parcelles agricoles a été, pendant le demi-siècle d'investigation, toujours très intense, et surtout durant la période 1953-1970. D'une façon générale, cet abandon est à mettre en relation avec le contexte socio-économique de la vallée de la Maurienne (crise industrielle et exode rural). Les premières parcelles abandonnées ont été plutôt les plus éloignées des hameaux, les moins accessibles, et celles présentant les qualités édaphiques les plus médiocres. Plus l'abandon est récent, et plus les parcelles concernées présentent des meilleures conditions édaphiques, de proximité et d'accessibilité. L'échantillonnage que nous avons pratiqué sur les parcelles abandonnées entre 1939 et 1953 confirme cette constatation : les parcelles retenues étaient bien plus fréquemment situées loin des hameaux.

Cet abandon a été nettement plus intense sur le secteur du Thyl, par ailleurs présentant des conditions mésologiques et d'isolement moins favorables que Beaune. Ainsi, aujourd'hui, les parcelles du Thyl présentant encore une activité agricole se comptent sur les doigts de la main. L'abandon appartient maintenant au passé.

• La variabilité de la vitesse de fermeture ligneuse

Nous avons constaté une dynamique de l'enrichissement moins galopante que la dynamique de l'abandon, mais tout de même, d'une façon générale, elle n'a cessé de s'accélérer entre 1939 et 1988. La fermeture ligneuse s'effectue à un rythme plus rapide à Beaune qu'au Thyl. L'analyse de la structure du paysage et l'analyse phyto-écologique nous ont permis d'expliquer cette accélération de la recolonisation ligneuse :

— Le principal facteur explicatif de la vitesse de fermeture ligneuse est la richesse en eau¹. Plus le milieu est bien alimenté, plus la vitesse de recolonisation est rapide, toutes choses étant égales par ailleurs, et à condition que la richesse en éléments nutritifs ne soit pas excessive. Ceci explique d'une part la dynamique en générale plus lente au Thyl (où les conditions modales sont plus sèches qu'à Beaune, bien que la variabilité y soit plus élevée), et, d'autre part, l'accélération de cette dynamique au cours du temps (en règle générale, plus les parcelles sont abandonnées tardivement, mieux elles sont alimentées).

— Un autre facteur explicatif de la variabilité de cette dynamique végétale est la proximité des semenciers d'essences forestières : le contact fréquent à Beaune entre les prés de fauche et les formations forestières ouvertes, comportant des semenciers potentiels, se conjugue avec une dynamique plus rapide. Ainsi, plus les parcelles abandonnées sont encerclées par des formations forestières, plus la dynamique de recolonisation ligneuse est rapide.

¹ Avec les autres descripteurs qui sont corrélés : l'épaisseur de l'humus, la granulométrie et la pente.

• La variabilité du cortège floristique

Le cortège floristique d'une parcelle dépend bien sûr principalement, comme nous venons de le voir, de la date d'abandon et de la richesse en eau du sol. Mais nous avons également mis en évidence des variations dans la composition du cortège floristique à date d'abandon et richesse en eau identiques. Le principal facteur explicatif de cette variabilité est la richesse en éléments nutritifs et, plus précisément, ce facteur était à mettre en relation avec la biodiversité : les milieux les plus pauvres en éléments nutritifs présentent la richesse biologique la plus élevée.

Cette relation est telle qu'elle peut interférer sur la vitesse de fermeture ligneuse. Une richesse excessive en éléments nutritifs, supérieure à un certain seuil¹, entraîne un net ralentissement, voire un blocage de la recolonisation ligneuse, aussi bien sur milieux mésoxérophiles que mésohygrophiles (respectivement le groupement 4 à épineux, et le groupement 5 à *Filipendula ulmaria* ou *Epilobium angustifolium*).

La richesse en éléments nutritifs a également été mise en relation avec la proximité aux hameaux et l'accessibilité aux parcelles. Ainsi, en utilisant une autre relation mise en évidence précédemment, on peut supposer que les parcelles abandonnées plus récemment (donc plutôt proches des hameaux, accessibles, plus riches en éléments nutritifs) seront plus enclines à présenter ces stades de ralentissement. Il y a donc pour ces parcelles une sorte d'antagonisme entre d'une part un ralentissement dû à la richesse en éléments nutritifs, et, d'autre part, une accélération de la dynamique provenant de conditions édaphiques plus favorables et d'une fermeture ligneuse environnante plus marquée. En fait, tout dépend de ce fameux seuil de richesse en éléments nutritifs au-delà duquel il y a ralentissement. Concrètement, on peut émettre l'hypothèse selon laquelle les parcelles abandonnées récemment présenteront dans l'ensemble une vitesse de fermeture ligneuse plus rapide, mais il y aura néanmoins davantage de stades de ralentissement. La diversité floristique de ces stades post-culturels sera moindre.

La conjonction de ces trois facteurs de variabilité est à l'origine de la mosaïque paysagère observée entre 1939 et 1988. Le paysage de Beaune et du Thyl n'est pas passé uniformément d'un espace agricole vers un espace forestier. Chacune des unités de base de ce paysage (c'est-à-dire les parcelles) présentent une transition allant de la terre cultivée ou du pré de fauche vers la formation forestière fermée à son rythme, différent du rythme de la parcelle voisine. Durant la période s'écoulant entre 1939 et 1988, sur chaque parcelle, nous avons pu constater cette trajectoire évolutive dans son intégralité, ou, dans la plupart des cas, une tranche de cette trajectoire.

¹ Il a été toutefois montré que ce seuil était plus faible sur les milieux plus secs.

Mais le paysage, pris dans son ensemble, nous fournit des éléments pour interpréter son fonctionnement général. Cette étude nous a montré que la période autour de 1953 correspond à des maxima de diversité, d'hétérogénéité, de complexité. Ainsi, les années cinquante constituent une charnière centrale dans la dynamique des paysages. En outre, on passe, aux alentours de 1953, d'un paysage à matrice agricole vers un paysage à matrice de type "friche" dans le cas du Thyl, et directement vers une matrice forestière dans le cas de Beaune.

L'analyse phyto-écologique et l'analyse de la structure du paysage ont en effet montré de leur côté que le secteur du Thyl présente beaucoup plus de stades de friches que celui de Beaune. Les parcelles du Thyl étant généralement plus sèches que celles de Beaune, le seuil de richesse en éléments nutritifs au-delà duquel il y a blocage y est moins élevé. De plus, on peut supposer que l'activité anthropique avant la déprise agricole, et tout particulièrement la fumure, était conduite avec la même intensité sur les deux secteurs. On en déduit par conséquent que le secteur du Thyl est plus favorable à une longue durée des stades de friches, d'une part parce qu'il est plus sec, et d'autre part, et peut-être surtout, parce que le rapport "Éléments nutritifs sur Humidité" est plus élevé. A Beaune, les formations forestières s'installent beaucoup plus facilement.

En conséquence, nous avons assisté en 1953 au basculement de systèmes agricoles vers des systèmes dynamiques post-cultureux orchestrés au Thyl par les stades de friches et à Beaune par les stades de formations forestières ouvertes. Ce phénomène est d'autant plus intéressant que GROSSI (1991) a montré au niveau de l'humus un maximum de biomasse lombricienne à Beaune dans les stades de formations forestières ouvertes, et au Thyl dans les stades de friche. Tout se passe comme si la meilleure adéquation pour les lombriciens entre qualité trophique des litières de la végétation post-culturelle et fertilité des sols se trouvait réalisée dans les mêmes stades physiologiques que ceux qui gouvernent la dynamique de la mosaïque paysagère.

Alors, le ver de terre est-il un bioindicateur des stades physiologiques clés de la dynamique végétale et paysagère ? Cette question surprenante est aussi rassurante, puisqu'elle établit dans sa formulation un lien fonctionnel entre les deux niveaux d'observation que nous avons privilégiés ici : la parcelle et le paysage. Nos deux secteurs d'étude semblent donc bien appartenir à des unités fonctionnelles différentes, même si, très localement, des biotopes semblables se rencontrent sur les deux zones.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce travail d'écologie est une contribution scientifique pour une meilleure connaissance de l'évolution des systèmes écologiques post-cultureux qui, aujourd'hui, s'impriment de plus en plus largement dans les paysages ruraux des versants de nos vallées alpines. Il se réclame de l'écologie du paysage, et c'est un choix. Il constitue néanmoins un des premiers essais de ce genre dans les travaux d'écologie du domaine alpin. Mais, nous l'avons largement argumenté précédemment, c'était aussi une nécessité face à la complexité des phénomènes étudiés, à savoir :

- Une forte empreinte des pratiques culturales sur la fertilité des sols
- Un parcellaire montagnard très morcelé, donc une forte hétérogénéité dans l'espace du tapis végétal
- Des formations végétales post-culturelles ligneuses qui échappent *a priori* à toute logique écologique connue et étudiée par ailleurs (FOURNIER, 1985, les désigne comme des forêts originelles et des groupements paraclimaciques à déterminisme à la fois édaphique et anthropique).

Il convenait donc d'utiliser une méthode d'analyse et des outils d'acquisition et de traitement des données qui soient à la hauteur de la problématique posée. Ceci revient à saisir et traiter rigoureusement l'information spatiale (paysage), collecter et traiter avec la même rigueur l'information floristique locale (parcelle), mais aussi articuler de façon cohérente les observations faites au niveau local avec celles du niveau plus global de la mosaïque de ces formations végétales.

L'application d'une telle démarche fortement dépendante de la technique informatique disponible actuellement et du temps —non extensible— que nous avons consacré à cette étude, ne pouvait se réaliser sur de vastes territoires pour lesquels l'interférence d'autres facteurs écologiques et humains susceptibles de varier aurait multiplié les situations, et par là même les sites de recherche nécessairement plus approfondis qu'il aurait fallu délimiter pour prendre en compte les aspects fonctionnels.

Le choix de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne en situation caricaturale de déprise agricole, faisant en outre l'objet d'une préoccupation très concrète de gestion pour les collectivités locales, départementales et régionales, n'est donc pas le fruit du hasard. Les cohérences écologiques (même exposition, même substratum géologique) et sociales de cette portion de territoire mauriennais de 5000 hectares en font un site de référence pour une telle problématique ; il se compose d'un ensemble d'agrosystèmes et d'écosystèmes interactifs utilisés jusqu'à très récemment par une même communauté rurale. Les deux mosaïques paysagères que nous avons étudiées correspondent aux "espaces de concernement" (ROY, 1990) d'extension minimale mais optimale, car elles sont centrées autour des hameaux.

En définitive, l'échelle de travail adoptée et l'étendue des sites analysés réalise le meilleur compromis entre l'exigence d'une stratification écologique cohérente et significative d'un point de vue physique, biologique et humain d'une part, et l'utilisation précise d'outils informatiques aussi performants pour l'analyse spatiale que les systèmes d'information géographique d'autre part.

Il convient maintenant de s'interroger sur la portée de ce travail en distinguant la méthodologie et ses outils, et les résultats obtenus sur le site d'application. Quelles sont les possibilités de généralisation et d'extrapolation de la méthode et des résultats de cette étude sur d'autres sites, ou à d'autres échelles ? Quels éclairages scientifiques originaux sont apportés ici, et quels bénéfices éventuels les gestionnaires de l'espace seraient susceptibles d'en retirer ?

La méthodologie, en articulant deux niveaux d'information centrés sur la végétation met en configuration spatiale et temporelle des groupements floristiques qui révèlent chacun à leur façon des situations mésologiques et des rapports entre l'agriculteur et son terroir. Cette méthodologie est généralisable, sous réserve que l'étendue et l'échelle représentatives des territoires sur lesquels seront effectués les observations et les mesures soient cohérentes. Autrement dit, la méthode peut être appliquée à la même échelle sur tout bassin versant en Maurienne, ou dans toute situation analogue dans l'arc alpin, dans la mesure où cette échelle est inféodée au grain du parcellaire. L'échelle d'étude se trouverait alors différente dans certains paysages de plaine. De plus, il nous semble hasardeux de conduire une telle méthodologie dans l'étage montagnard à une échelle plus petite.

Bien sûr, ces considérations sur la possibilité de généralisation de la méthode sur d'autres sites, à d'autres échelles, ne doivent pas oublier les contraintes liées au temps ; il faut toujours posséder le recul temporel suffisant pour observer l'évolution du phénomène. Cette étendue temporelle, mais aussi la fréquence des observations dans le temps (échelle temporelle) varient suivant les phénomènes étudiés.

Les possibilités d'extrapoler les résultats, qui peuvent être un moyen de contourner les problèmes d'étendues et d'échelles doivent également être discutées. Notre travail a montré qu'une stratification écologique cohérente était indispensable pour conduire une analyse spatiale dans des niveaux d'organisation du milieu naturel qui soient significatifs par rapport au phénomène étudié.

Ainsi, l'analyse écologique (aussi bien au niveau spatial que stationnel) sur des fenêtres de 150 hectares —ce qui est petit— permet néanmoins d'extrapoler, à l'étage montagnard de l'unité fonctionnelle correspondante, les tendances dynamiques enregistrées sur chacun des deux secteurs d'étude (Beaune et Le Thyl). Nous avons montré combien l'analyse au niveau du paysage permettait de préciser, d'affiner les grandes tendances dynamiques de ces unités fonctionnelles en séparant Beaune et Le Thyl, au-delà de leur simples différences géomorphopédologiques.

Bien plus, cette analyse spatiale de l'évolution des formations végétales post-culturelles sur un demi-siècle nous a révélé un temps pivot (les années cinquante) par rapport auquel l'organisation du paysage bascule, que ce soit à Beaune ou au Thyl. Mais, ensuite, les dynamiques de recolonisation diffèrent tant et si bien que Beaune revêt rapidement une couverture forestière composée de feuillus précieux, tandis que le Thyl, plus hétérogène, se partage entre ces mêmes formations forestières à dynamique rapide (cependant minoritaires) et surtout des physionomies de friches correspondant à des stades de ralentissement. Ces résultats ne peuvent laisser indifférents les gestionnaires de l'espace car le caractère dynamique propre à ces deux secteurs appelle des utilisations plus précises et plus adaptées que la simple image de l'étage montagnard uniformément enrichi d'un adret de 5000 hectares ne l'aurait laissé présager.

Ce travail a ouvert de nombreuses voies de recherches dans le domaine de la gestion des ressources renouvelables. En effet, l'activité humaine a modelé les paysages de montagne et modifié la structure et le fonctionnement des systèmes écologiques primitifs. Des écosystèmes clés semblent émerger à partir de ces complexes d'écosystèmes post-culturels (comme les formations forestières ouvertes à Beaune et les friches au Thyl). Il serait donc particulièrement utile d'approfondir le fonctionnement et les interactions qui existent au niveau de ces écosystèmes avec leur environnement immédiat, et aussi avec d'autres systèmes écologiques plus éloignés.

Ces questions sont importantes pour la biologie de la conservation et une gestion durable du patrimoine naturel. Ce travail, centré sur l'étage montagnard, constitue une plate-forme qui permettra à l'équipe dans laquelle j'ai eu le plaisir de travailler d'élargir ses investigations écologiques tant sur l'aspect fonctionnel (notamment les relations sol—plantes via les humus) que sur l'aspect spatial (dynamique paysagère et structure du paysage). Un programme de recherche est d'ores et déjà engagé au niveau de l'étage subalpin, où les effets conjugués des changements de pratiques et des perturbations climatiques prévisibles à moyen terme contribueront certainement à modifier fortement les paysages végétaux que nous connaissons aujourd'hui.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A.F.E.S. (1992)** Référentiel pédologique français. Principaux sols d'Europe. *Ed. INRA, Techniques et pratiques*, 222 p.
- Agger P. & Brandt J. (1988)** Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, volume 1, n°4. pp. 227-240.
- Allen T.F.H. & Hoekstra T.W. (1991)** Role of heterogeneity in scaling of ecological systems under analysis. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.)*, Ed. Springer-Verlag, *ecological studies*, n°86. pp. 47-68.
- Allen T.F.H. & Wyleto E.P. (1983)** A hierarchical model for the complexity of plant communities. *J. Theor. Biol.*, n°101. pp. 529-540.
- Amoros C., Bravard J.P., Reygrobellet J.L., Pautou G. & Roux A.L. (1988)** Les concepts d'hydrosystème et de secteur fonctionnel dans l'analyse des systèmes fluviaux à l'échelle des écosystèmes. *Bulletin d'Ecologie*, tome 19, n°4. pp. 531-546.
- Anderson L. & Sivertun A. (1991)** A GIS-supported method for detecting the hydrological mosaic and the role of man as a hydrological factor. *Landscape Ecology*, volume 5, n°2. pp. 107-124.
- Anonyme (1978)** Recueil de données environnementales. Etude méthodologique. *CTGREF Grenoble, division Protection de la Nature. Etude n°147*. 76 p.
- Anonyme (1983)** Etude de bassin : le torrent de Saint-Martin-La-Porte. *CEMAGREF Grenoble, division PEEI*. 45 p.

- Anonyme (1984)** Méthodologie de programmation des actions de Restauration de Terrains en Montagne. Phase d'élaboration des éléments techniques d'aide à la décision. Le cas de la Maurienne. *CEMAGREF Grenoble, division PEEI*. 128 p.
- Anonyme (1985)** Eléments pour la connaissance et la mise en valeur de la montagne. *Bulletin Technique d'Information*, n°399-401. pp. 189-539.
- Arbella M. & Villar M. (1984)** Quelques données floristiques sur deux montagnes des Pyrénées centrales en rapport avec leur dynamique périglaciaire. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, "Ecologie des milieux montagnards et de haute altitude"*. n°III-IV. pp. 155-163.
- Armesto J.J., Pickett S.T.A. & MacDonnell M.J. (1991)** Spatial heterogeneity during succession : a cyclic model of invasion and exclusion. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies*, n°86. pp. 256-269.
- Auricoste C., Deffontaines J.P., Fiorelli J.L., Langlet A. & Osty P.L. (1983)** Friches, parcours et activités d'élevage. Potentialités agricoles. *Editions INRA, Systèmes Agraires et Développement*. 55 p.
- Austin M.P. (1981)** Permanent quadrats : an interface for theory and practice. *Vegetatio*, n°46. pp. 1-10.
- Baize D. (1988)** Guide des analyses courantes en pédologie. *Ed. INRA*. 172 p.
- Baker W.L. (1989)** A review of models of landscape change. *Landscape Ecology*, volume 2, n°2. pp. 111-133.
- Baker W.L. (1992)** The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology*, volume 7, n°3. pp. 181-194.
- Balent G. (1987)** Structure, fonctionnement et évolution d'un système pastoral. Le pâturage vu comme un facteur écologique piloté dans les Pyrénées centrales. *Thèse, Université de Rennes I*. 146 p. + annexes.
- Balent G. (1991)** Construction of a reference frame for studying changes in species composition in grasslands : the exemple of an old-field succession. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens)*, n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 73-82.
- Barbault R. (1991)** Ecological constraints and community dynamics : linking community patterns to organismal ecology. The case of tropical herpetofaunas. *Acta Oecologica*, tome 12, n°1. pp. 139-163.

- Barbault R. & Stearns S. (1991)** Towards an evolutionary ecology linking species interactions, life history strategies and community dynamics : an introduction. *Acta Oecologica*, tome 12, n°1. pp. 3-10.
- Barbero M. (1992)** Evolution de la végétation et des paysages dans les Alpes du Sud. Quelle gestion pour les espaces ? *B.M. O.N.C.*, n°167, avril 1992. pp. 6-12.
- Barnaud G. (1990)** Le programme "Ecologie du Paysage" du comité "Ecologie et Gestion du Patrimoine Naturel". Bilan de deux ans de recherches, perspectives. *Museum National d'Histoire Naturelle, laboratoire d'Evolution des systèmes naturels et modifiés*. 30 p.
- Barnaud G. & Lefeuvre J.C. (1988)** Le programme "Ecologie du paysage" du comité Ecologie et Gestion du Patrimoine Naturel (SRETIE, Ministère de l'Environnement). *Bulletin d'Ecologie*, tome 19, n°4. pp. 563-570.
- Baron P. (1989)** La terre en friche. *Science et Avenir*, n°503. pp. 66-71.
- Bartell S.M. & Brenkert A.L. (1991)** A spatial-temporal model of nitrogen dynamics in a deciduous forest watershed. *Quantitative methods in landscape ecology* (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 379-398.
- Bartoli F. & Burtin G. (1979)** Etude de quatre séquences sol-végétation à l'étage alpin. *Documents de Cartographie Ecologique*, volume XXI. pp. 79-93.
- Bastian O. (1988)** Structure, function and change ; three main aspects in investigation of biotic landscape components. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Širava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape*. pp. 91-100.
- Baudry J. (1985)** Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages. *Thèse, Université de Rennes I*. 497 p.
- Baudry J. (1988)** Structure et fonctionnement écologique des paysages : cas des bocages. *Bulletin d'Ecologie*, tome 19, n°4. pp. 523-530.
- Baudry J. (1991)** Ecological consequences of grazing extensification and land abandonment : role of interactions between environment, society and techniques. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens)*, n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 13-19.
- Baudry J. & Asselin A. (1991)** Effect of lax grazing pressure on some ecological patterns in Normandy, France. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens)*, n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 103-110.

- Baudry J. & Baudry-Burel F (1982)** La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, volume 3, n°2. pp. 177-190.
- Beaujean J.M. (1989)** L'enfrichement : facteur de mutation de l'occupation de l'espace dans le canton d'Aiguebelle (Savoie). *Mémoire MST, Université de Rennes I*. 54 p. + annexes.
- Bédard Y. (1991)** Les logiciels SIG : une évolution par l'intégration de données multisources. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122*. pp. 58-63.
- Beguin C. & Theurillat J.P. (1982)** Analyse de la végétation et du paysage de la région d'Aletsch. *MAB-6, Fachbeiträge zur Schweizerischen Mab-Information. n° 11*, 44 p.
- Beguinet J. (1989)** Une méthode d'exploitation probabiliste de la typologie phytosociologique. *Bull. soc. hist. nat. Autun, n°130*. pp. 21-32.
- Belsky A.J. (1992)** Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 2*. pp. 187-200.
- Beroutchachvili N. & Bertrand G. (1978)** Le géosystème ou "système territorial naturel". *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 49, fascicule 2*. pp. 167-180.
- Beroutchachvili N. & Radvanyi J. (1978)** Les structures verticales des géosystèmes. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 49, fascicule 2*. pp. 181-198
- Berry J.K. (1987)** Fundamental operations in computer-assisted map analysis. *International Journal of Geographical Information Systems, volume 1, n°2*. pp. 119-136.
- Bertrand C. & Bertrand G. (1986)** La végétation dans le géosystème. Phytogéographie des montagnes cantabriques centrales, Espagne. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 57, fascicule 3*. pp. 281-312.
- Bertrand G. (1978)** Le paysage entre la Nature et la société. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 49, fascicule 2*. pp. 239-258.
- Bertrand G., Dolffus O. & Hubschman J. (1980)** Une cartographie de reconnaissance des géosystèmes dans les Andes du Pérou. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 51, fascicule 2*. pp. 169-181.

- Blanc-Pamard Ch. (1977)** recension des diverses approches "écologiques" des systèmes géographiques et des sociétés. *CNRS, Laboratoire de sociologie et de géographie africaines, Maison des sciences de l'homme, Paris. 100 p.*
- Blandin P. (1986)** Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie Tome 17, fascicule 4. pp. 215-306.*
- Blandin P. & Lamotte M. (1988)** Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'écocomplexe. *Bulletin d'Ecologie, tome 19, n°4. pp. 547-555.*
- Blondel J. (1980)** L'influence du morcellement des paysages sur la structure des communautés. *Acta Oecologica, (Ecol. Gener., tome 1, n°1. pp. 91-100.*
- Bocquet G. & Thomas A. (1989)** Mesures hydrologiques et climatologiques en haute montagne. Les handicaps du milieu. *Revue de Géographie Alpine, tome LXXVI, n°1-2-3. pp. 95-104*
- Bonneau M. & Souchier B. (1979)** Pédologie. Volume 2 : Constituants et propriétés des sols. *Ed. Masson. 459 p.*
- Bonnier G. & de Layens G. (1983, réédition)** Nouvelle flore pour la détermination facile des plantes de la région parisienne et des espèces communes en France, avec l'indication des plantes mellifères. *Librairie Générale de l'Enseignement, Paris. 285 p*
- Bonnier G. & de Layens G. (1986, réédition)** Flore complète portative de la France, de la Suisse et de la Belgique. *Ed. Belin. 426 p.*
- Bornand M., Bonfils P., Delcros Ph., Lagacherie Ph., Legros J.P., Ledreux Ch., Robbez-Masson J.M. & Simon S. (1989)** Possibilités de reconversion en grandes cultures des zones viticoles languedociennes. Intérêt de l'utilisation d'un système d'information géographique. *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture Française, volume 75, n°9. pp. 69-78.*
- Bornand M. & Menier D. (1989)** Approche pédologique du milieu prairial en Margeride. *Agronomie, n°9. pp. 13-26.*
- Bouché M.B. & Granval Ph. (1987)** Déprise agricole et environnement. *Note prospective. 8 p.*
- Boudot J.P. & Choné Th. (1984)** Particularités du cycle de l'Azote dans les sols humifères acides de montagne : l'exemple des Hautes-Vosges montagnardes et subalpines. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, tome III-IV. pp. 365-370.*
- Boumans R.M.J. & Sklar F. (1990)** A polygon-based spatial (PBS) model for simulating landscape change. *Landscape Ecology, volume 4, n°2-3. pp. 83-97.*

- Bouroche J.M. & Saporta G. (1980)** L'analyse des données. *Edition des Presses Universitaires de France, collection "Que sais-je ?", n°1584. 127 p.*
- Bozon N. (1989)** Etude écologique des friches agricoles en Moyenne-Maurienne. Description et quantification des processus de recolonisation par les ligneux sur le bassin-versant de Saint-Martin-La-Porte. *DEA, Université J. Fourier (Grenoble), laboratoire d'écologie végétale. 58 p.*
- Bozon N., Brun J.J. & Grossi J.L. (1992)** Distribution of precious deciduous trees colonizing fallow land in the french Alps. *Mésogée, Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle de Marseille, volume 52. p. 76.*
- Bozon P. (1986)** Maurienne et Tarentaise. Les destinées des hautes vallées de Savoie. *Ed. des Cahiers de l'Alpe de la Société des Ecrivains Dauphinois, Grenoble. 258 p.*
- Braakhekke W.G. (1985)** The significance of competition for plant diversity. *Z. zool. Systematik u. Evolutionsforschung. Band 23. pp. 315-327.*
- Braud M., Poussard A & Raynard Ph. (1990)** Etude géosystémique des conséquences écologiques de l'abandon des terres agricoles en Basse-Normandie. Premières réflexions méthodologiques. Vers une typologie et une cartographie (l'exemple de quelques communes du Pays d'Auge). *Centre de Recherche en Géographie Physique de l'Environnement, laboratoire de Phytogéographie (Université de Caen). 69 p.*
- Brau-Nogué C. (1990)** Evolution des pelouses d'alpages laitiers des Alpes du Nord. Projet de recherche. *DEA Géographie, Ecologie et Aménagement des montagnes. Université J. Fourier, Grenoble. 63 p. + annexes.*
- Bresset V. (1984)** Relations entre pédologie, géomorphologie et végétation dans les Sapinières oriento-pyrénéennes. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, "Ecologie des milieux montagnards et de haute altitude". n°III-IV. pp. 65-70.*
- Brown V.K. (1991)** Early successional changes after land abandonment : the need for research. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens), n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 97-102.*
- Brun J.J. (1991)** Collecte et analyse de données socio-économiques en zone de montagne. Méthode et bilan pour une entité écologique (écocomplexe) en déprise agricole avancée (adret de Saint-Michel-de-Maurienne). *Rapport DERF (Ministère de l'Agriculture), CEMAGREF Grenoble, division ENP.*
- Brun J.J. & Bozon N. (1991)** Valorisation sylvicole des feuillus précieux. Biologie et valorisation des feuillus précieux dans les zones de déprise agricole. *Rapport AIP "Zones fragiles", CEMAGREF Grenoble division ENP. 41 p. + annexes.*

- Brun J.J. & Delcros Ph. (1991)** Typologie et évolution des milieux naturels en Moyenne-Maurienne. *Rapport final EGN "Conséquences écologiques de la déprise agricole"*. CEMAGREF Grenoble, division ENP. 28 p. + annexes.
- Brun J.J. & Delcros Ph. (1992a)** Use of a geographic information system for studying woodland recolonisation in mountainous fallow land countries (French Alps). *Responses of forest ecosystems to environmental changes. Commission of the european communities*. Ed. Elsevier applied science. pp. 951-952.
- Brun J.J. & Delcros Ph. (1992b)** Evolution of the mosaic patterns in a mountain landscape (french Alps) in relation to ecological and biological diversity. *Mésogée, Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle de Marseille, volume 52*. p. 98.
- Brun J.J. & Rameau J.C. (1992)** Evolution spontanée des terrains agricoles abandonnés vers des formations boisées. *Les recherches en France sur les écosystèmes forestiers. Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd.* pp. 23-24.
- Brun J.J., Véron F., Roy L. & Bozon N. (1989)** Connaissance et gestion des espaces montagnards en friches (cas de la Moyenne-Maurienne). Cadrage méthodologique et premiers résultats. *Vème colloque national "L'écologie en France"*. Lyon, 23-25 septembre 1989. pp. 317-326.
- Brunel E. & Cancela da Fonseca J.P. (1979)** Concept de la diversité dans les écosystèmes complexes. *Bulletin d'Ecologie, tome 10, n°2*. pp. 147-163.
- Buisson L. (1990)** Le raisonnement spatial dans les systèmes à base de connaissance. Application à l'analyse de sites avalancheux. *Thèse, Université J. Fourier, Grenoble*. 176 p.
- Burel F. (1991a)** Ecological consequences of land abandonment on carabid beetles distribution in two contrasted grassland areas. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens), n°15 : land abandonment and its role in conservation*. pp. 111-120.
- Burel F. (1991b)** Dynamique d'un paysage. Réseaux et flux biologiques. *Thèse, Université de Rennes I*. 235 p.
- Burel F. & Baudry J. (1990a)** Hedgerow network patterns and processes in France. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.)*. Ed. Springer-Verlag, pp. 99-120.
- Burel F. & Baudry J. (1990b)** Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany, France. *Landscape Ecology, volume 4, n°4*. 16p.

- Burel F., Baudry J., Clergeau Ph., Constant P., Eybert M.C. (1992)** Approche spatiale des phénomènes écologiques : échelles et hiérarchie. *Bulletin d'Ecologie, tome 23, fascicules 1-2. pp. 93-101.*
- Burley FW. (1988)** Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 227-230.*
- Cabidoche Y.M. (1979)** Contribution à l'étude des sols de haute-montagne. Analyse des relations sols-milieu dans les Pyrénées occidentales cristallines et calcaires. *Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Tome 1 : texte, 152p. Tome 2 : illustrations et annexes.*
- Cadel G. & Pautou G. (1984)** Les groupements forestiers des Alpes intermédiaires dauphinoises : particularités biogéographiques, phytosociologiques et écologiques. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, "Ecologie des milieux montagnards et de haute altitude". n°III-IV. pp. 21-27.*
- Cairns J. (1988)** Restoring diversity : the search for a social and economic context. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 344-352.*
- Caldwell L.K. (1990)** Landscape, law and public policy : conditions for an ecological perspective. *Landscape Ecology, volume 5, n°1. pp. 3-8.*
- Caputa J. (1967)** Les plantes fourragères. *Ed. Payot Lausanne, la Maison Rustique, Paris. 3ème édition. 205 p.*
- Carrier F. (1992)** Friches agricoles en montagne : défi ou résignation ? Préstypologie de friches ligneuses sur terrains agricoles abandonnés et propositions de gestion. Exemple de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne (Savoie). *Mémoire BTS "Productions Forestières", ENITEF et CEMAGREF Grenoble, division ENP. 25 p. + annexes.*
- Caswell H. & Cohen J.E. (1991)** Communities in patchy environments : a model of disturbance, competition and heterogeneity. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A. Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86. pp. 97-122.*
- Chahuneau F., Des Clercs S. & Meyer J.A. (1980)** Les modèles de simulation en écologie lacustre. Présentation des différentes approches et analyse des modèles existants. *Acta Oecologica, Oecol. Gener., volume 1, n°1. pp.27-50.*
- Chamayou H. (1984)** Notions de bioclimatologie. *ENSA Montpellier, Chaire de Géologie-Pédologie. 192 p.*
- Chamayou H. & Legros J.P. (1989)** Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. *Ed. Presses Universitaires de France, collection "Techniques vivantes". 593 p.*

- Chardon M. (1987)** Géomorphologie et risques naturels : l'éboulement de Séchilienne (Isère) et ses enseignements. *Revue de Géographie Alpine*, tome LXXV, n°3. pp. 249-261.
- Chardon M. (1989)** Essai d'approche de la spécificité des milieux de la montagne alpine. *Revue de Géographie Alpine*, tome LXXVI, n°1-2-3. pp. 15-28.
- Chassery J.M. & Montanvert A. (1991)** Géométrie discrète en analyse d'images. *Ed. Hermes, Traité des nouvelles technologies, série "Images"*. 358 p.
- Chedin S. (1988)** La déprise agricole dans le Vercors. Mise au point d'une méthode d'analyse évolutive. Quelques caractéristiques du dynamisme ligneux. *Mémoire de fin d'études, ENITEF, option "Biologie des populations et des écosystèmes"*. 44 p.
- Chedin S. (1989)** Recherche sur les possibilités d'intégration des données environnementales dans une base de données socio-économiques communales : les informations de la carte de végétation de la France du CNRS. *DEA, Université J. Fourier, Institut de Géographie Alpine, Laboratoire de botanique, Grenoble*. 41 p. + annexes.
- Chedin S. (1992)** L'environnement dans l'aménagement et le développement de la montagne. Recherche méthodologique pour une meilleure intégration. *Thèse, Université J. Fourier (Grenoble), laboratoire "Dynamique des écosystèmes de montagne"* ; CEMAGREF Grenoble, division INERM. 489 p.
- Chenavier L. (1992)** Relations faune-paysage en zone de déprise agricole de montagne alpine. *CEMAGREF Grenoble, division ENP ; Ministère de l'Environnement, direction de la Nature et des Paysages*. 15 p.
- Chesson P. (1991)** Stochastic population models. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.)*, Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86. pp. 123-143.
- Chevalier F. (1984)** Systèmes et modèles. Une introduction à la méthode des indicateurs. *Editions du CNRS*. 250 p.
- Chrisman N. (1991)** Quality control of data in SIG. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122*. pp. 18-23.
- Claramunt C., Languépin M., Ledreux Ch. & Robbez-Masson J.M. (1990)** Utilisation d'un système d'information géographique pour l'aménagement rural. Le système d'information géographique pcARC/INFO. *ENSA/INRA Montpellier, laboratoire de Science du sol*. 27 p.

- Claudin J., Gandioli J.F., Musso J. & Salanon R. (1984)** Le programme de cartographie automatique en réseau de la flore et de la faune du Parc National du Mercantour (Alpes françaises du Sud). *Documents d'écologie Pyrénéenne, tome III-IV*. pp. 343-350.
- Clement B., Gloaguen J.C. & Touffet J. (19xx)** Structure et dynamique de quelques paysages végétaux en Bretagne. *Laboratoire d'Ecologie Végétale de Rennes, 19 p.*
- Coleman D.C. & Hendrix P.F. (1988)** Agroecosystems. *Concepts of Ecosystem Ecology, a comparative view*. L.R. Pomeroy & J.J. Alberts Éditeurs. pp. 149-170.
- Collectif (1967)** Classification des sols. *Commission de Pédologie et de Cartographie des sols*. 96 p.
- Collectif (1977)** L'évaluation des écosystèmes. *Colloque de Mons. Service de Biologie et d'Ecologie. Université de Mons*. 118 p.
- Collectif (1979)** Applications de la classification écologique (biophysique) du territoire du Canada. *Série de la classification écologique du territoire. Colloque du comité canadien de la classification écologique du territoire. n° 7*, 396 p.
- Collectif (1981)** Bilan et perspectives des recherches scientifiques pour une meilleure gestion des milieux montagnards. *Colloque de Vallouise, SRETIE, collection "Recherche Environnement", n°25*. 207 p.
- Collectif (1982a)** Modélisation mathématique et simulation des systèmes de l'environnement. Dominante eau et végétation. *Editions du CNRS, Hors-série "Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement"*. 207 p.
- Collectif (1982b)** Mensuration et photogrammétrie au glissement de la Frasse (1981-1982). *Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Projet d'Ecole "Détection et utilisation des terrains instables", DUTI*.
- Collectif (1984)** Politiques et géographie de l'aménagement des Alpes Françaises. *Revue bibliographique, n°0. CNRS, laboratoire de montagne alpine*. 175 p.
- Collectif (1985a)** Charte intercommunale pour l'amélioration de l'environnement en Maurienne. *Association des maires de Maurienne*. 18 p.
- Collectif (1985b)** L'aménagement de la haute montagne et ses conséquences sur l'environnement. Le canton d'Aime (Savoie). Rapport de première phase. *PIREN (Recherches en milieu rural) et MAB (zones marginales, programme hautes montagnes)*. 357 p.
- Collectif (1986)** Les comptes du patrimoine naturel. *Les collections de l'INSEE, comptes et planification, n°137-138 (C)*. 552 p.

- Collectif (1987)** Conséquences écologiques de la déprise agricole et des changements d'affectation des terres. *Séminaire de Florac, Comité EGPN*. 273 p.
- Collectif (1988a)** Incidences paysagères du développement de friches dû à la déprise agricole. *CEMAGREF Grenoble, division APMN*. 55 p.
- Collectif (1988b)** Régénération des forêts d'altitude. *Université de Savoie, ONF Savoie. Compte-rendu des réunions de travail, Chambéry, 20-22 Septembre 1988*. 168 p.
- Collectif (1988c)** Pour une gestion de la friche en Savoie. *DDAF, service de l'aménagement rural et foncier*. 25 p.
- Collectif (1989a)** Etude des relations entre les constituants et l'organisation des sols et leur fonctionnement hydrique et géochimique, intégré à l'échelle de bassins-versants élémentaires. *INRA/ENSA Rennes, laboratoire de Science du sol*. 4 p.
- Collectif (1989b)** Protocole EDF/Conseil Général de la Savoie sur l'environnement. *Conseil Général de la Savoie*. 15 p.
- Collectif (1990)** Gestion de l'environnement en montagne. Les agriculteurs et leurs partenaires. *Colloque du SAM, FFEM et CEMAGREF Grenoble, division INERM*. 263 p.
- Collet C.J. (1987)** GIS management and analysis. *Geographical Information Technology in the Field of Environment, Volume 3*. pp. 12.1-12.98.
- Colpin L. (1991)** Cicatrisation des ouvertures en forêt. Revue bibliographique et première expérimentation. *DEA Géographie, écologie et aménagement des montagnes, Université J. Fourier, Laboratoire d'Ecologie végétale, Grenoble ; Université de Savoie, Laboratoire de dynamique des écosystèmes d'altitude, Chambéry*. 32 p.
- Comolet A. (1990)** Déprise agricole et avenir de l'espace rural français. *Futuribles, n°140 (Février 90)*.
- Connell J.H. & Slatyer R.O. (1977)** Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.*, n°111. pp. 1119-1144.
- Coulson R.N., Lovelady C.N., Flamm R.O., Spradling S.L. & Saunders M.C. (1991)** Intelligent geographic information systems for natural resource management. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.)*. Ed. Springer-Verlag, *ecological studies n°82*. pp. 153-172.
- Courlet C., Faure A., Gerbaux F., Matteudi E., Pernet F., Perret J. & Zampa Ch. (1988)** Dynamismes locaux et nouveaux développements : le cas de la Maurienne. *Etude pour le compte du Ministère de la Recherche*. 90 p.

- Cozic Ph. & al. (1991)** Entretien de l'espace et systèmes agro-pastoraux dans le Vercors. *Rapport AIP "Zones fragiles", CEMAGREF Grenoble, division INERM et ENP. 163 p.*
- Cullinan V.I. (1992)** A comparison of quantitative methods for examining landscape pattern and scale. *Landscape Ecology, volume 7, n°3. pp. 211-227.*
- Daget Ph. (1982)** Le nombre de diversité de Hill ; un concept unificateur dans la théorie de la diversité écologique. *Acta Œcologica, Œcol. Gener., volume 1, n°1. pp. 51-70.*
- Daget Ph. & Godron M. (1982)** Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés. *éd. Masson, collection d'Ecologie. 164 p.*
- Dagorne A., Ottavi J.Y., Castex J.M. & Julian M. (1991)** Une aide à la gestion des espaces agricoles en déprise. Le système d'information géographique de Saint-Cézaire-sur-Siagne. *Géomètre, n°8-9. pp. 49-60.*
- Dajoz R. (1975)** Précis d'écologie. *éd. Gauthier-Villars, collection "Ecologie fondamentale et appliquée". 549 p.*
- Dale V.H., Mann L.K., Olson R.J., Johnson D.W. & Dearstone K.C. (1990)** The long term influence of past land use on the Walker Branch forest. *Landscape Ecology, volume 4, n°4. pp. 237-248.*
- Dalmas J.P. & al. (1984)** Méthode standard de collecte et traitement informatique des données de l'environnement : un outil à la disposition des chercheurs et des gestionnaires. *Parc National des Ecrins. 59 p.*
- Darracq S. (1989)** Dynamique de la végétation dans les Alpes du Nord. Notice méthodologique et premiers résultats. *CEMAGREF Grenoble, division Protection contre les Erosions. Rapport intermédiaire. 15 p.*
- Darracq S. (1992a)** Les systèmes de gestion de bases de données relationnelles : un outil de choix en écologie forestière. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd. pp.119-120.*
- Darracq S. (1992b)** La dynamique du tapis végétal dans les bassins-versants du Sasse et du Grand-Vallon (Alpes de Haute-Provence). Recherche méthodologique et application. *Thèse ENGREF Nancy et CEMAGREF Grenoble, division PE. 254 p. + annexes.*
- Dasnias Ph. (1987)** Successions végétales : synthèse bibliographique et dynamisme à l'ubac montagnard de la Moyenne-Tarentaise (Savoie). *Thèse, USTM Grenoble, laboratoire de Biologie végétale. 253 p.*

- Davis F.W. & Goetz S. (1990)** Modelling vegetation pattern using digital terrain data. *Landscape Ecology*, volume 4, n°1. pp. 69-80.
- Debussche M., Godron M., Lepart J. & Romane F. (1977)** An account of the use of a transition matrix. *Agroecosystems*, n°3. pp. 81-92.
- Dedieu J.P. (1980)** Les établissements industriels face aux risques naturels en Maurienne. *CTGREF Grenoble, division PEEI*. 78 p.
- Dedieu J.P. (1983)** Recherche cartographique sur les interrelations humaines et naturelles en Maurienne. Méthodes et modèles de réalisations cartographiques. *Thèse 3ème cycle, Institut de Géographie Alpine, Grenoble*. 480 p.
- Dedieu J.P. (1989)** Télédétection et montagnes. Un outil privilégié pour l'étude des milieux d'altitude ? *Revue de Géographie alpine*, tome LXXVI, n°1-2-3. pp. 105-124.
- Dedieu J.P. & Nicolas P. (1991)** Utilisation de la télédétection dans les SIG à grande échelle : exemple de programme appliqué aux risques naturels et anthropiques en zone de montagne (Savoie, France). *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg*. n°122. pp. 35-39.
- Delcros Ph. (1989a)** Elaboration d'une carte de restructuration des zones agricoles sur une commune de l'Hérault par le logiciel ARC/INFO. Vérification du résultat. Etude de la précision du résultat. *DEA "Sciences agronomiques, option Sciences du sol", ENSA Montpellier, laboratoire de Science du sol ; Université des Sciences et Techniques du Languedoc*. 108 p.
- Delcros Ph. (1989b)** Réalisation d'une carte de diversification du vignoble au 25.000e autour de Villeveyrac (Herault) au moyen d'un système d'information géographique : ARC/INFO. *INRA Montpellier, laboratoire de Science du sol*. 23 p.
- Delcros Ph. (1990)** La notion de système d'information géographique et les concepts du logiciel ARC/INFO. *CEMAGREF Grenoble, division APMN*. 17 p.
- Delcros Ph. (1992a)** Les systèmes d'information géographique : application à l'étude du dynamisme du ligneux en zone de montagne. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd.* pp. 121-122.
- Delcros Ph. (1992b)** Le système d'information géographique Arc/Info : structure des données spatiales et descriptives. *CEMAGREF Grenoble, division ENP ; LCT ENGREF/CEMAGREF Montpellier*. 15 p.

- Delpech R. (1975)** Observations préliminaires sur les conséquences écologiques de l'abandon de l'exploitation pastorale. *Travaux Scientifiques du Parc Naturel du Vercors, tome VI. pp. 69-88.*
- Delpech R. (1984)** Etude expérimentale de la dynamique de phytocénoses de pelouses subalpines soumises à l'action de facteurs anthropozoogènes. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, n°III-IV. pp. 463-470.*
- Delpech R. (1988)** Quelques réflexions sur l'écologie du paysage. *Bulletin d'Ecologie, tome 19, n°4. p. 575.*
- Desmaris C. (1991)** Analyse historique et spatiale des mutations socio-économiques d'un adret de Moyenne-Maurienne. Eléments pour une approche spatio-temporelle des processus d'abandon en montagne. *Maîtrise de Géographie, Université J. Fourier, Institut de Géographie Alpine, Grenoble ; CEMAGREF Grenoble division ENP. 81 p. + annexes.*
- Desmaris C. (1992a)** Impact des projets d'aménagement sur le paysage. Application en Moyenne-Maurienne. *Rapport de séminaire du DEA "Gestion des espaces montagnards : société et environnement", Institut de Géographie Alpine, Grenoble I. 9 p.*
- Desmaris C. (1992b)** Réflexion sur le devenir d'un espace rural en situation d'enrichissement caricaturale (cas de l'adret de Saint-Michel-de-Maurienne). *Rapport de séminaire du DEA "Gestion des espaces montagnards : société et environnement", Institut de Géographie Alpine, Grenoble I. 19 p.*
- Desmaris C. (1992c)** Patrimoine naturel et développement local. Eléments de réflexion sur l'intégration écologie/économie dans la gestion de l'espace montagnard. *DEA "Gestion des espaces montagnards : société et environnement", Institut de Géographie Alpine, Université J. Fourier, Grenoble.. 54 p. + annexes.*
- Didon E. (1989)** Système d'information géographique et diversification en Languedoc-Roussillon. Réalisation d'une maquette sur la région de Pézenas (Hérault). *Mémoire de 2ème année ENGREF. 111 p.*
- Didon E. (1990)** Systèmes d'information géographiques : concepts, fonctions, applications. *Laboratoire Commun de Télédétection, ENGREF/CEMAGREF Montpellier. 44 p.*
- Di Castri F. & Younes T. (1990)** Fonction de la diversité biologique au sein de l'écosystème. *Acta Œcologica, volume 11, n°3, Forum. pp. 429-444.*
- Di Rosa F. (19xx)** Evolution post-culturelle sur l'adret du canton d'Aime. *DEA "Ecologie Appliquée", USM Grenoble, Laboratoire de Biologie Végétale. 28 p.*

- Dobromez J.F. & Pautou G. (1976)** L'analyse de la végétation appliquée à la connaissance du milieu bio-physique. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XVIII. pp. 3-10.*
- Doche B. (1976)** L'Aubrac : analyse des relations entre le milieu naturel et son utilisation par l'homme. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XVIII. pp. 57-76.*
- Doche B. (1982)** Contribution à l'étude du déterminisme de la dynamique végétale : cas de l'Aubrac montagnard (Massif Central français). *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXV. pp. 23-50.*
- Doche B. (1983a)** Contribution à l'étude d'une séquence majeure du dynamisme végétal dans l'étage montagnard granitique du Massif Central (Cantal). *Bulletin d'Ecologie, tome 14, n°2. pp. 79-85*
- Doche B. (1983b)** Dynamique des phytocénoses dans la série acidiphile du hêtre pour la période 1948-1982 dans le Massif Central français. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXVI. pp. 49-60.*
- Doche B. (1984a)** Vitesse de colonisation et d'évolution des callunaies de l'Aubrac montagnard. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, "Ecologie des milieux montagnards et de haute altitude", n°III-IV. pp. 61-64.*
- Doche B. (1984b)** Démographie de *Pinus sylvestris* dans les callunaies de l'étage montagnard granitique (Massif Central français). *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXVII. pp. 21-42.*
- Doche B. (1986)** Déterminisme et expression cartographique des successions végétales ; exemple de l'Aubrac montagnard (Massif Central français). *Thèse, USTM Grenoble, laboratoire de botanique et de biologie végétale. 252 p.*
- Doche B. (1988)** Dynamisme de la végétation après incendie d'une callunaie résistante à la colonisation (étage montagnard granitique du Massif Central). *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXXI. pp. 37-48.*
- Dolffus O. (1992)** Remarques sur les paysages et leurs études. *Journées de formation sur les paysages, Parc National des Ecrins, 2 et 3 Juillet 1992. 8 p.*
- Dompnier M. & Dompnier P. (1988)** Le guide de la Maurienne. *Ed. La manufacture. 294 p.*
- Dorée A. (1990)** Clé de détermination, au stade végétatif, et description des caractères spécifiques des graminées. *CEMAGREF Grenoble, division INERM, secteur Pastoralisme montagnard. 39 p.*

- Doriot J.M. (1987)** Dynamisme écologique et typologie de territoires pastoraux des Alpes du Nord. Analyse des facteurs de la valeur pastorale dans un secteur de référence. Conséquence pour une typologie régionale des territoires pastoraux. *Acta Œcologica, Œcol. Applic.*, volume 8, n°4. pp. 283-300.
- van Dorp D. & Kalkhoven J.T.R. (1988)** Landscape structure as a determinant of interpatch seed dispersal in bird — dispersed plants. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Štrava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape.* pp. 109-114.
- Drapier J. & Valiergue L. (1989)** Réflexions et propositions pour une cartographie stationnelle automatique intégrée à la gestion forestière. Exemple de la cartographie de la forêt de Signy l'Abbaye (Ardennes). *IFN Nancy ; ONF Charleville-Mézières.* 19 p.
- Drury W.H. & Nisbet I.C.T. (1973)** Succession. *Journal of the Arnold Arboretum*, volume 54, n°3. pp. 331-368.
- Duchaufour Ph. (1983)** Pédologie. Volume 1 : Pédogénèse et classification. *Ed. Masson*, 2ème édition. 491 p.
- Duchaufour Ph. (1984)** Abrégé de pédologie. *Ed. Masson.* 220 p.
- Duchaufour Ph. (1989)** Pédologie et groupes écologiques. I/ Rôle du type d'humus et du pH. *Bulletin d'Ecologie*, tome 20, n°1. pp. 1-6.
- Dunglas J. (1989)** Présentation des Systèmes d'Information Géographique. *Bulletin technique d'information*, n°445. pp. 443-446.
- Dunn C.P., Sharpe D.M., Guntenspergen G.R., Stearns F. & Yang Z. (1991)** Methods for analysing temporal changes in landscape pattern. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82.* pp. 173-198.
- Duvigneaud P. (1980)** La synthèse écologique. *Ed. Doin.* 380 p.
- Edouard J.L. (1983)** Influence des aménagements hydroélectriques sur les écoulements en Maurienne. *CEMAGREF Grenoble, division PEEI ; Glaciolab.* 162 p.
- Edouard J.L. & Vivian H. (1982)** La nouvelle hydrologie d'une vallée alpine : la Maurienne. In exemple de perturbation anthropique apportée aux écoulements naturels. *Revue de Géographie Alpine*, tome LXX, n°3. pp. 257-278.
- Ehrenfeld D. (1988)** Why put a value on biodiversity ? *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C.* pp. 212-216.

- Ellenberg H. (1979)** Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2° Verbesserte und erweiterte Auflage. *Scripta Geobotanica, Band 9(2)*. 122 p.
- Etllicher B. (1989)** Etagement des modelés en moyenne montagne. *Revue de Géographie Alpine, tome LXXVI, n°1-2-3*. pp. 229-248.
- Falipou P., Legros J.P. & Bertrand R. (1981)** Un algorithme pour le calcul des textures à partir de l'analyse granulométrique. *Sols INA-PG, tome 2, n°5*. pp. 29-40.
- Farcy C. (1989)** Photographie aérienne et appréciation de l'évolution du dépérissement de l'Epicéa en Ardennes. *Annales de Sciences Forestières, n°46*. pp. 155-171.
- Farina A. (1991)** Recent changes of the mosaic patterns in a mountain landscape (north Italy) and consequences on vertebrate fauna. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens), n°15 : land abandonment and its role in conservation*. pp. 121-134.
- Feltgen L. (1992)** Dynamique des communautés ligneuses et évolution des humus dans l'étage subalpin. DEA "Ecosystèmes continentaux, arides, méditerranéens et de montagne", Université J. Fourier (Grenoble) et Saint-Jérôme (Marseille) ; CEMAGEF Grenoble, division ENP. 33 p. + annexes.
- Fénelon J.P. (1981)** Qu'est-ce que l'analyse de données ? Ed. Lefonen. 311 p.
- Ferry O. (1987)** La lutte contre l'érosion hydrique ; un essai de synthèse. CEMAGREF Grenoble, division PE. 115 p.
- Fischesser B. & Dinger F. (1980)** Recueil des données de l'environnement : zone des Chambarans. CTGREF Grenoble, division Protection de la Nature. Etude n°157, 2 volumes. 73 p. + annexes.
- Fitter R., Fitter A. & Blamey M. (1986)** Guide des fleurs sauvages. Ed. Delachaux & Niestlé. 335 p.
- Fitter R., Fitter A. & Farrer A. (1990)** Guide des graminées, carex, joncs, fougères. Ed. Delachaux & Niestlé. 256 p.
- Forgeard F. & Touffet J. (1980)** La recolonisation des landes et des pelouses dans la région de Paimpont. Evolution de la végétation au cours des trois années suivant l'incendie. *Bulletin d'Ecologie, tome 11, n°3*. pp. 349-358.
- Forman R.T.T. (1990a)** The beginnings of landscape ecology in America. *Changing landscapes : an ecological perspective* (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 35-41.

- Forman R.T.T (1990b)** Ecologically sustainable landscapes : the role spatial configuration. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 261-278.*
- Forman R.T.T. & Godron M. (1986)** Landscape Ecology. *Ed. John Wiley and sons. 620 p.*
- Fournier J. (1985)** Contribution à l'étude des Alpes intermédiaires françaises : La Moyenne-Maurienne. Bioclimatologie, groupements forestiers et impacts humains. *Thèse, Université scientifique et médicale de Grenoble. 88 p.*
- Fournier J. & Peltier J.P. (1987)** Les secteurs biogéographiques de la Maurienne (Savoie) : leur délimitation par l'étude des précipitations et des groupements végétatux forestiers. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXX. pp. 3-24.*
- Fournier P. (1977)** Les quatre flores de France. *Ed. Lechevalier, Paris. 2ème édition. Volume I : texte, 1105 p ; volume II : atlas, 308 p.*
- Franklin J.F. (1988)** Structural and fonctionnal diversity in temperate forests. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 166-175.*
- Franklin J.F. & Forman R.T.T. (1987)** Creating landscape patterns by forest cutting : ecological consequences and principles. *Landscape Ecology, volume 1, n°1. pp. 5-18.*
- Frémont A. (1992)** Besoin de campagne. *Le Monde des débats, un paysage sans paysans ? ; novembre 1992, n°2. pp. 6-7.*
- Frontier S. & Pichod-Viale D. (1990)** Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution. *éd. Masson, collection d'Ecologie, n°21. 392 p.*
- Gabouriaut C. (1984)** Etudes diachroniques (1900-1980) et cartographie par photo-interprétation de l'évolution des végétations forestières suite à la déprise rurale. Application à un secteur des Alpes Maritimes (06) : Isola, Saint-Martin-Vesubie. *Thèse, Faculté des Sciences et Techniques Saint-Jérôme, Aix-Marseille. 83 p.*
- Galland P. & Dethier M. (1984)** Phénologie, adaptations à l'altitude et dynamique d'une biocénose alpine. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne. volumes III-IV. pp. 289-295.*
- Galli A., Gomasasca M., Inzaghi C. & Toccolini A. (1988)** Monitoring changes in agricultural land use in metropolitan areas using remote sensing : the case of south Milan. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology, pp. 297-308.*

- García-Ruiz J.M. & Arnáez-Vadillo J. (1984)** Infiltration, macro-circulation de l'eau et dynamique des versants dans la Sierra de la Demanda (Système Ibérique, Rioja, Espagne). *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, tome III-IV. pp. 445-448.*
- Gardner R.H. & O'Neill R.V. (1991)** Pattern, process, and predictability : the use of neutral models for landscape analysis. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 289-308.*
- Gardner R.H. & Turner M.G. (1991)** Future directions in quantitative landscape ecology. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 519-526.*
- Garguet B. (1990)** Eléments pour un diagnostic de stabilité mécanique et biologique. Exemple de la série RTM de Beaune. *DEA Géographie, écologie et aménagement des montagnes. Université J. Fourier, Grenoble. 140 p.*
- Garrec J.P., Passera N. & Pisot J. (1979)** Etude et cartographie de la pollution fluorée dans les massifs forestiers de la vallée de l'Arc (Maurienne, Savoie). *Revue Forestière Française, volume XXXI, n°5. pp. 381-400.*
- Garrec J.P., Plébin R. & Bossavy J. (1976)** Comportement du Sapin (*Abies alba* Mill.) durant plusieurs cycles de végétation dans le cas d'une pollution fluorée. *Revue Forestière Française, volume XXVIII, n°2. pp. 95-105*
- Gaucher G. (1981)** Traité de pédologie agricole. Tome II : Les facteurs de la pédogénèse. *Ed. G. Lelotte, Belgique. 730 p.*
- Gauquelin T. (1982)** Végétation et dynamisme des formations superficielles sur les montagnes du bassin occidental de la Méditerranée. *Thèse, Université Paul Sabatier de Toulouse.*
- Gauthier B., Godron M., Hiernaux P., & Lepart J. (1977)** Un type complémentaire de profil écologique : le profil écologique "indicé". *Canadian Journal of Botany, n°55, pp. 2859-2865.*
- Génard M. (1989)** Comment étudier les conséquences écologiques de la déprise agricole ? *B.T.I. n°436. pp. 13-21.*
- Gensac P. (1977)** Sols et groupements végétaux de la zone des schistes lustrés dans l'étage alpin (Combe de l'Iseran-Val Prariond). *Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise. pp. 29-40.*
- Gensac P. (1984)** Relations sol/végétation au niveau de l'étage alpin dans le Massif de la Vanoise. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, tome III-IV. pp. 431-435.*

- Gensac P. (1987)** La conservation du patrimoine biologique et l'aménagement touristique de la haute-montagne : application au versant Tarentaise du massif de la Vanoise. *Bulletin d'Ecologie*, tome 18, n°4. pp. 457-473.
- Gensac P. (1990)** Régénération en altitude de l'épicéa (*Picea abies* (L.) Karst.) sur les souches dans les Alpes françaises. *Annales des Sciences Forestières*, n°47. pp. 173-182.
- Georges A. (19xx)** Etudes intégrées : Recueil et traitement des données d'environnement. *Museum National d'Histoire Naturelle. Laboratoire d'Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés*. 53 p.
- Gignoux J.P. & Olivier A. (1987)** Les terres incultes dans le canton de Saint-Michel-de-Maurienne. Une revalorisation est-elle encore possible ? *Mémoire de fin d'études, ISARA*. 93 p. + annexes.
- Girard C.M. & Girard M.C. (1975)** Applications de la télédétection à l'étude de la biosphère. *Ed. Masson, collection Sciences agronomiques*. 186 p.
- Girard M.C. (1982)** Qu'est-ce que les pédologues demandent aux traitements informatiques des données de sol ? *Sols INA-PG, tome 3, n°6*. pp. 17-35.
- Gloaguen J.C. (1980)** Application de l'analyse des correspondances et de l'information mutuelle à l'étude phytoécologique des landes de Bretagne (France). *Bulletin d'Ecologie*, tome 11, n°3. pp. 269-294
- Gloaguen J.C., Roze F., Touffet J., Clément B. & Forgeard F. (1991)** Etude des successions après abandon des pratiques culturales en Bretagne. *Communication au colloque EGPN "Conséquences écologiques de la déprise agricole"*. Niederbronn-les-Bains, 3-5 octobre 1991. 4 p.
- Godron M. (1966)** Application de la théorie de l'information à l'étude de l'homogénéité et de la structure de la végétation. *Æcologica Plantarum*, n°1. pp. 187-197.
- Godron M. (1968)** Quelques applications de la notion de fréquence en écologie végétale (recouvrement, information mutuelle entre espèces et facteurs écologiques, échantillonnage). *Æcologica Plantarum*, n°3. pp. 185-212.
- Godron M. (1992)** Cartographie des paysages. *Journées de formation sur les paysages, Parc National des Ecrins, 2 et 3 Juillet 1992*. 5 p.
- Godron M. & Lepart J. (1973)** Sur la représentation de la dynamique de la végétation au moyen des matrices de succession. *Bericht der internationalen Symposium der Vereinigung zur Vegetationskunde (von Reinhold publ.)* pp. 269-287.

- Godron M., Poissonet J., Daget Ph., Ogereau P. & Denelle N. (1991)** La déprise agricole, le gel des terres et la gestion écologique. *Communication au colloque EGPN "Conséquences écologiques de la déprise agricole"*. Niederbronn-les-Bains, 3-5 octobre 1991. 2p.
- Golley F.B. (1987)** Introducing landscape ecology. *Landscape Ecology*, volume 1, n°1. pp. 1-3.
- Golley F.B. (1988)** Future directions in landscape ecology research. *Landscape Ecology*, volume 1, n°4. pp. 191-192.
- Gonzalez-Bernaldez F. (1991)** Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens)*, n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 23-30.
- Goossens R., d'Haluin E. & Larnoe G. (1991)** Satellite image interpretation (SPOT) for the survey of the ecological infrastructure in a small scaled landscape (Kempenland, Belgium). *Landscape Ecology*, volume 5, n°3. pp. 175-182.
- Göpfert W. (1991)** The evolution of the concept of quality from traditional cartography to GIS. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122. pp. 5-7.*
- Grey-Wilson Ch. & Blamey M. (1979)** Guide complet des fleurs de montagne. Ed. Delachaux & Niestlé. 384 p.
- Grillon B. (1991)** Etude descriptive et fonctionnelle des humus de la série RTM de Beaune (Moyenne-Maurienne). *DEA Géographie, écologie et aménagement des montagnes. Université J. Fourier, Grenoble. 50 p.*
- Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R. (1988)** Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. ed. Unwin Hyman. 742 p.
- Grossi J.L. (1991)** Biodynamique des humus et successions végétales post-culturelles en zone de montagne. Etude synthétique du fonctionnement et du caractère bioindicateur de l'humus. *DEA Géographie, écologie et aménagement des montagnes, Université J. Fourier, Grenoble ; CEMAGREF Grenoble, division ENP. 126 p. + annexes*
- Grossi J.L., Brun J.J., Cluzeau D. (1992)** Some aspects of plant-humus-soil fauna interactions on fallow in the Maurienne valley (French Alps). *Geoderma*, à paraître.
- Grossi J.L., Brun J.J. & Guilloché P. (1993)** Diagnostic fonctionnel de l'humus par l'utilisation de l'analyse d'images assisté par ordinateur de lames minces. *Géoderma. A paraître.*

- Groupe Chadule (1974)** Initiation aux méthodes statistiques en géographie. *Ed. Masson & cie, collection Géographie. 191 p.*
- Guigan N. (19xx)** Etude géomorphologique du Parc du Mercantour. *Rapport interne du Parc du Mercantour. 29 p.*
- Guillerm J.L. (1978)** Les états de transition dans les phytocénoses post-culturelles. *Thèse Université des Sciences et Techniques du Languedoc. 130 p.*
- Guittou J.L., Brétière G. & Saar S. (1990)** Cultures d'arbres à bois précieux en prairies pâturées. *CEMAGREF Clermont-Ferrand, division Techniques Forestières. 92 p.*
- Gumuchian H. (1989)** Géographie et montagne : d'un terrain à une problématique. *Revue de Géographie Alpine, tome LXXVI, n°1-2-3. pp. 259-266.*
- Gustafson E.J. & Parker G.R. (1992)** Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology, volume 7, n°2. pp. 101-110.*
- Haber W. (1990)** Using landscape ecology in planning and management. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 217-232.*
- Hébert J., Rondeux J. & Laurent C. (1988)** Comparaison par simulation de trois types d'unités d'échantillonnage en fûtaies feuillues de hêtre (*Fagus sylvatica* L.). *Annales des Sciences Forestières, n°45, fascicule 3. pp. 209-222.*
- Hendler S.A. (1988)** A comment on landscape values. *Landscape Ecology, volume 1, n°3. pp. 125-127.*
- Hérail G. & Hubschman J. (1978)** Essai de cartographie intégrée d'un espace forestier : la forêt de Bouconne. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 49, fascicule 2. pp. 221-238.*
- Hoff M. (1978)** Succession et sylvigénèse dans deux séries de végétation en Alsace. *Thèse, Université Louis Pasteur de Strasbourg. 165 p.*
- Hoover S.R. & Parker A.J. (1991)** Spatial components of biotic diversity in landscapes of Georgia, USA. *Landscape Ecology, volume 5, n°3. pp. 125-136.*
- Hossaert-Palauqui M. & Gautier N. (1980)** Régénération d'une lande après incendie. I. Evolution de la structure du peuplement végétal au cours de la première année. *Bulletin d'Ecologie, tome 11, n°3. pp. 373-388.*
- Houzard G. & al. (1991)** Contribution à l'étude géosystémique des friches agricoles. Exemple de quelques communes du Pays d'Auge. *Communication au colloque EGPN "Conséquences écologiques de la déprise agricole". Niederbronn-les-Bains, 3-5 octobre 1991. 16 p.*

- Howard P.J.A. (1991)** An introduction to environmental pattern analysis. *Ed. The Partenon Publishing Group. 254 p.*
- Ibbs T.J. & Stevens A. (1988)** Quad-tree storage of vector data. *International Journal of Geographical Information System. Volume 2, n°1. pp. 43-56.*
- Itow S. (1991)** Species turnover and diversity patterns along an evergreen broad-leaved forest cœnocline. *Journal of Vegetation Science, volume 2, issue 4. pp. 477-484.*
- Jamet O. (1991)** Mesure de la qualité d'information d'occupation du sol dans un SIG. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNESISFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122. pp. 29-34.*
- Janssens P. & Gulinck H. (1988)** Image analysis and remote sensing data (SPOT) for landscape typology. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology, pp. 31-37.*
- Jenkins R.E. (1988)** Information management for the conservation of biodiversity. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 231-239.*
- Johnson A.R., Wiens J.A., Milne B.T. & Crist T.O. (1992)** Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology, volume 7, n°1. pp. 63-75.*
- Johnson L.B. (1990)** Analysing spatial and temporal phenomena using geographical information system. *Landscape Ecology, volume 4, n°1. pp. 31-43.*
- Johnston C.A. (1990)** GIS : more than just a pretty face. *Landscape Ecology, volume 4, n°1. pp.3-4.*
- Johnston C.A. & Naiman R.J. (1990)** The use of a geographical information system to analyse long-term landscape alteration by beaver. *Landscape Ecology, volume 4, n°1. pp. 5-19.*
- Jurdant M., Belair J.L., Gerardin V. & Ducruc J.P. (1977)** L'inventaire du Capital-Nature. Méthode de classification et de cartographie écologique du territoire (3ème approximation). *Service des Etudes Ecologiques Régionales. Direction Régionale des Terres. Pêche et Environnement. Canada, Québec. 202 p.*
- Kaiser B. (1975)** Etude géodynamique de versants dans le massif de la Vanoise : orientations et résultats récents. *Travaux scientifiques du Parc National de la Vanoise, tome VI. pp. 9-40.*

- Keddy P.A. (1991)** Working with heterogeneity : an operator's guide to environmental gradients. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.)*, Ed. Springer-Verlag, *ecological studies*, n°86. pp. 181-201.
- Kelly V.R. & Canham C.D. (1992)** Resource heterogeneity in oldfields. *Journal of Vegetation Science*, volume 3, issue 4. pp. 545-552.
- King A.W. (1991)** Translating models across scales in the landscape. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.)*. Ed. Springer-Verlag, *ecological studies* n°82. pp. 479-518.
- Kolasa J. & Pickett S.T.A. (1991)** Ecological heterogeneity. Ed. Springer-Verlag, *ecological studies* n°86. 332 p.
- Kolasa J. & Rollo C.D. (1991)** The heterogeneity of heterogeneity : a glossary. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.)*, Ed. Springer-Verlag, *ecological studies*, n°86. pp. 1-23.
- Kolejka J. (1988)** The geocological system of the landscape satellite monitoring. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape.* pp. 277-286.
- Kozová M. & Hrnčiarová T. (1988)** Stabilizing of spatial and functional relationships in landscape ecological planning. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology*, pp. 39-50.
- Labroue L. & Lascombes G. (1971)** Minéralisation de l'azote organique dans les sols alpins du Pic du Midi de Bigorre. *Acta Œcologica, Œcol. Plant.*, n°6. pp. 247-270.
- Lacaze B., Aubry F., Haack H & Jappiot M. (1989)** Modélisation spatiale de la dynamique de la végétation après abandon cultural : exemples pris dans la région Sud du Massif Central. *Rapport final 1987-1989. CNRS, CEPE Montpellier.* 37 p.
- Lacaze B. & Deshayes M. (1992)** Télédétection spatiale. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd.* pp. 117-118.
- Lacoste A. & Roux M. (1972)** L'analyse multidimensionnelle en phytosociologie et en écologie. Application à des données de l'étage subalpin des Alpes-Maritimes. II/ L'analyse des données écologiques et l'analyse globale. *Acta Œcologica, Œcol. Plant.*, volume 7, n°2. pp. 125-146.
- Landmann G. ed. (1992)** Les recherches en France sur les écosystèmes forestiers. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF.* 153 p.

- Landolt von E. (1977)** Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich, 64. Heft. 208 p.*
- Laurent C. (1992)** A la recherche de la déprise agricole. *INRA, Courier de la Cellule Environnement, n°17. pp. 5-26.*
- Laurent J.L. (1986)** Méthode pour la carte des faciès paysagers du Parc National du Mercantour. Description cartographique à moyenne échelle des biotopes de la faune vertébrée de montagne. *Ecologia Mediterranea, tome XII, fascicules 1-2. pp. 63-82.*
- Lavorel S. & Lebreton J.D. (1992)** Evidence for lottery recruitment in Mediterranean old fields. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 1. pp. 91-100.*
- Lavorel S., Lebreton J.D., Debussche M. & Lepart J. (1991)** Nested spatial patterns in seed bank and vegetation of Mediterranean old-fields. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 2. pp. 367-376.*
- Lavoux Th. & Comolet A. (1988)** Les problèmes liés à la mise en œuvre du gel des terres et de l'article 19 en France et en Europe. *Institut pour une Politique Européenne de l'Environnement. 47 p.*
- Ledreux Ch. (1990)** Le système d'information géographique pcARC/INFO : organisation et gestion de l'information. Les concepts. *ENSA/INRA Montpellier, laboratoire de Science du sol. 8 p.*
- Lecomte T., Le Neveu Ch. (1991)** Définition et application d'un modèle de gestion des zones humides en Basse-Vallée de la Seine. Résumé et présentation de l'étude. *Communication au colloque EGPN "Conséquences écologiques de la déprise agricole". Niederbronn-les-Bains, 3-5 octobre 1991. 9 p.*
- Leduc A., Drapeau P., Bergeron P. & Legendre P. (1992)** Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path analysis. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 1. pp. 69-78.*
- Lefeuvre A., Hirsch J., Weber C. & de Fraipont P. (1991)** Télédétection et SIG au service de l'environnement : étude sur le Ried Centre Alsace. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122. pp. 45-49.*
- Lefeuvre J.C. (1980)** Génèse et présentation du colloque "Ecologie des landes, Rennes, 1979". *Bulletin d'Ecologie, tome 11, n°3. pp. 135-146.*
- Lefeuvre J.C. & Barnaut G. (1988)** Ecologie du paysage : mythe ou réalité ? *Bulletin d'écologie, tome 19, n°4. pp. 493-522.*

- Legendre L. & Legendre P. (1979)** Ecologie numérique. 1° Le traitement multiple des données écologiques. *Ed. Masson, collection d'écologie, n°12. 197 p.*
- Legros J.P. (1982)** Apports de l'informatique à la science du sol. *Sols INA-PG, tome 3, n°6. pp. 9-16.*
- Legros J.P. (1987a)** Computerized data sets for soil maps. *Geographical Information Technology in the Field of Environment, Volume 3. pp. 14.1-14.64.*
- Legros J.P. (1987b)** Cartographie des paysages pédologiques dans les Alpes humides. Exemple du Chablais. *Les colloques de l'INRA, n°39. pp. 119-127.*
- Legros J.P. (1989)** Notions de base sur les systèmes d'information géographique. *INRA/ENSA Montpellier, laboratoire de Science du sol.*
- Lellouch J. & Lazar P. (1974)** Méthodes statistiques en expérimentation biologique. *Ed. Flammarion Médecine Sciences, collection "Statistique en biologie et en médecine". 283 p.*
- Lemée G. (1978)** Précis d'écologie végétale. *éd. Masson. 290 p.*
- Lenco M. (1988)** Etude par télédétection de la déprise agricole dans le Massif Central. *SRETIE-Info, octobre 1988, n°18-19. pp. 13-15.*
- Lepart J. & Escarré J. (1983)** La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bulletin d'Ecologie, tome 14, n°3. pp. 133-178.*
- Loehle C. (1991)** Managing and monitoring ecosystems in the face of heterogeneity. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86. pp. 144-159.*
- Long G. (1974)** Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. 1° Principes généraux et méthodes. *éd. Masson, collection d'écologie, n°4. 252 p.*
- Long G. (1975)** Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. 2° Application du diagnostic phytoécologique. *éd. Masson, collection d'écologie, n°5. 222 p.*
- Lossaint P. (1985)** Réflexions sur l'écologie du sol en France. *Bulletin d'Ecologie, tome 18, n°3. pp. 127-136.*
- Luvall J.C. & Holbo H.R. (1991)** Thermal remote sensing methods in landscape ecology. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 127-152.*
- MacIntosh R.P. (1991)** Concept and terminology of homogeneity and heterogeneity in ecology. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86. pp. 24-46.*

- Mader H.J. (1988)** Corridors and barriers in agroecosystems. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sĺrava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape. pp. 139-146.*
- Magee T.K. & Antos J.A. (1992)** Tree invasion into a mountain-top meadow in the Oregon Coast Range, USA. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 4. pp. 485-494*
- Mandelbrot B. (1975)** Les objets fractals. Forme, hasard et dimension. *Ed. Flammarion, nouvelle bibliothèque scientifique. 192 p.*
- Manneville O., Trosset L. & Dambrine E. (1985)** Diversité et dynamisme de la végétation du Roc-de-Chère (Haute-Savoie, France). Expression cartographique. Relation avec les sols. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXVIII. pp. 17-32.*
- Martin-Cochet J. (1984)** Etude géologique de la stabilité des versants de la rive droite de l'Arc entre Saint-Michel-de-Maurienne et La Praz (Savoie). *Thèse, USTM de Grenoble ; IRIGM. 264 p.*
- Mason D.C. & Townshend J.R.G. (1988)** Research related to geographical information systems at the Natural Environment Research Council's Unit fir thematic information systems. *International Journal of Geographical Information Systems, volume 2, n°2. pp. 121-141.*
- Meentemeyer V. & Box E.O. (1987)** Scale effects in landscape studiest. *Landscape heterogeneity and disturbances. M.G. Turner ed. Ecological studies n°64, Springer Verlag ed., New York. pp. 15-34.*
- Mercier P. (1988)** Approche méthodologique de l'étude des relations entre la structure spatiale du peuplement ligneux et la végétation du sous-bois. *Annales des Sciences Forestières, n°45, fascicule 3. pp. 275-290.*
- Mercier P., Chessel D. & Dolédec S. (1992)** Complete correspondance analysis of an ecological profile data table : a central ordination method. *Acta Œcologica, volume 13, n°1. pp. 25-44.*
- Merriam G. (1990)** Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 121-133.*
- Merriam G., Henein K. & Stuart-Smith K. (1991)** Landscape dynamics models. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 399-416.*

- Mesléard F. & Grillas P. (1991)** Evolution des communautés végétales des friches du delta du Rhône. Conséquences pour les peuplements animaux. Propositions et experimentation de modèle de gestion. *Communication au colloque EGNP "Conséquences écologiques de la déprise agricole"*. Niederbronn-les-Bains, 3-5 octobre 1991. 2 p.
- Mician L. (1988)** Influence of the mountain ranges on spatial structure of the landscape of adjacent parts of the lowlands. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology*, pp. 309-320.
- Miklós L. (1988)** Space and position — scene of the origin of spatial ecological landscape problems. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology*, pp. 51-72.
- Miles J. (1979)** Vegetation dynamics. *ed. Chapman and Hall, outline Studies in Ecology*. 80 p.
- Milne B.T. (1991a)** Lessons for applying fractal models to landscape patterns. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82*. pp. 199-235.
- Milne B.T. (1991b)** Heterogeneity as a multiscale characteristic of landscapes. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86*. pp. 69-84.
- Mitsch W.J. (1991)** Estimating primary productivity of forested wetland communities in different hydrologic landscapes. *Landscape Ecology, volume 5, n°2*, pp. 75-92.
- Mizgajski A. (1988)** The development of the rural landscape as a result of human impact on energy flow in agro-ecosystems. Case studies of Wielkopolska and Emsland. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology*, pp. 179-186.
- Mollard E. (1981)** Perspectives et vie rurale en Maurienne. *Mémoire 3ème cycle, CEMAGREF Grenoble, division PE*. 142 p.
- Moloney K.A., Morin A. & Levin S.A. (1991)** Interpreting ecological patterns generated through simple stochastic processes. *Landscape Ecology, volume 5, n°3*. pp. 163-174.
- Mondot R. (1988)** Espace montagnard : l'abandon ? *Document introductif aux débats. Congrès de la fédération française d'économie montagnarde. Oyonnax, 14-16 octobre 1988*. 13 p.

- de Montard F. & Gachon L. (1978)** Contribution à l'étude de l'écologie et de la productivité des pâturages d'altitude des Monts Dore. I/ Application de l'analyse factorielle des correspondances à l'analyse de la végétation. *Annales agronomiques*, volume 29, n°3. pp. 277-310.
- Montserrat P., Gomez-Garcia D. & Montserrat-Marti G. (1984)** Phytosociologie et dynamiques prairiales de quelques cultures pyrénéennes intégrées à leur paysage. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne*, n°III-IV. pp. 471-479.
- Morlon P., Lardon S. & Deffontaines J.P. (1989)** Présentation de quelques travaux du laboratoire de biométrie de Lyon I. *Laboratoire de biométrie de Lyon I*.
- Musick H.B. & Grover H.D. (1991)** Image textural measures as indices of landscape pattern. *Quantitative methods in landscape ecology* (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 77-104.
- Naveh Z. (1987)** Biocybernetic and thermodynamic perspectives of landscape functions and land use patterns. *Landscape Ecology*, volume 1, n°2. pp. 75-83.
- Nakagoshi N. & Ohta Y. (1992)** Factors affecting the dynamics of vegetation in the landscapes of Shimokamagari Island, southwestern Japan. *Landscape Ecology*, volume 7, n°2. pp. 111-119.
- Nakashizuka T (1991)** Population dynamics of coniferous and broad-leaved trees in a Japanese temperate mixed forest. *Journal of Vegetation Science*, volume 2, issue 3. pp. 413-418.
- Naveh Z. (1991)** Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographical science. *Landscape Ecology*, volume 5, n°2. pp. 65-73.
- Naveh Z., Lieberman A.S. (1984)** Landscape ecology : theory and application. Ed. Springer-Verlag. 356 p.
- Nef L. (19xx)** Considérations sur le choix des critères d'évaluation écologique. *Centre de Recherches en Biologie Forestière, Genk. 10 p.*
- Nellis M.D. & Briggs J.M. (1989)** The effect of spatial scale on Konga landscape classification using textural analysis. *Landscape Ecology*, volume 2, n°2. pp. 93-100.
- Nenzi R., Volpe F. & Zuco R. (1991)** Quality management in Geographical information systems. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°122. pp. 8-12.*

- Nielsen H.J.T. (1988) New possibilities in phytosociological and mathematical methods for detecting landscape structure and relations among elements. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Štrava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape. pp. 147-158.*
- Noack K.H. (1988) Investigation into the heterogeneity of arable land (identification of areas of restricted land use "Störareale" on the Westlausitzer Platte east of Dresden). *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Štrava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology, pp. 321-324.*
- Norton B. (1988) Commodity, amenity and morality : the limits of quantification in valuing biodiversity. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 200-205.*
- Odum E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science, volume 164, n°3877. pp. 262-270.*
- Odum E.P., Finn J.T. & Franz E.H. (1979) Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience, volume 29, n°6. pp. 349-352.*
- Oksanen L. & Ranta E. (1992) Plant strategies along mountain vegetation gradients : a test of two theories. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 2. pp. 175-186.*
- Olivarès A. (1984) Analyse biométrique de la dynamique forestière et influence des activités anthropiques dans le secteur de Payolle (Hautes-Pyrénées). *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, n°III-IV. pp. 491-498.*
- Olivier A. (1989) La déprise agricole dans le paysage de basse et moyenne Maurienne : une tentative de diagnostic par une cartographie intégrée du milieu naturel. *DEA, Institut de Géographie Alpine, Grenoble. 86 p. + annexes.*
- O.N.C. (19xx) Liste bibliographique des documents disponibles au service documentation de l'Office National de la Chasse sur le thème de la déprise agricole.
- O'Neill R.V., de Angelis D.L., Waide J.B. & Allen T.F.H. (1986) A hierarchical concept of Ecosystem. *ed. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 254 p.*
- O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G. & Jackson B. (1991) Heterogeneity and spatial hierarchies. *Ecological heterogeneity (J. Kolasa & S.T.A Pickett ed.), Ed. Springer-Verlag, ecological studies, n°86. pp. 85-96.*
- O'Neill R.V., Gardner R.H. & Turner M.G. (1992) A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology, volume 7, n°1. pp. 55-61.*

- O'Neill R.V., Gardner R.H., Turner M.G. & Romme W.H. (1992) Epidemiology theory and disturbance spread on landscapes. *Landscape Ecology*, volume 7, n°1. pp. 19-26.
- O'Neill R.V., Turner S.J., Cullinan V.I., Coffin D.P., Cook T., Conley W., Brunt J., Thomas J.M., Conley M.R. & Gosz J. (1991) Multiple landscape scales : an intersite comparison. *Landscape Ecology*, volume 5, n°3. pp. 137-144.
- Orliac F. (1990) Déprise agricole : étude de la dynamique végétale et éléments de gestion pour les espaces libérés. Anost, commune du Morvan. *DEA Biologie forestière option milieu naturel, université de Nancy I ; ENGREF Nancy*. 4 p.
- Ostermann O. (1990) L'impact du pâturage ovin sur la dynamique de la végétation des peuplements subalpins de pins à crochets. Méthodes et résultats en Vercors, France. *Thèse, Université de Göttingen, RFA.7715*
- de Pablo C.L., Martín de Agar P., Gomez Sal A. & Pineda F.D. (1988) Descriptive capacity and indicative value of territorial variables in ecological cartography. *Landscape Ecology*, volume 1, n°4. pp. 203-211.
- Pairaudeau C. & Ozenda P. (1982) Travaux scientifiques du Parc National de la Vanoise. *Cahiers du Parc National de la Vanoise, tome XII*. 146 p.
- Palmer M.W. (1991) Patterns of species richness among North Carolina hardwood forests : tests for two hypotheses. *Journal of Vegetation Science*, volume 3, issue 2. pp. 361-366.
- Parks P.J. (1991) Models of forested and agricultural landscapes : integrating economics. *Quantitative methods in landscape ecology* (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 309-322.
- Pasquet O. & Feyt G. (1989) Paysages ruraux de Savoie. Opérations pilotes de gestion d'espaces façonnés par l'agriculture. Phase constat et tendances. *Equipe CARENE, Chambre d'Agriculture de Savoie ; Conseil Général de Savoie*.
- Pastor J. & Broschart M. (1990) The spatial pattern of a northern conifer-hardwood landscape. *Landscape Ecology*, volume 4, n°1. pp. 55-68.
- Pautou G. (1983) Répercussions des aménagements hydro-électriques sur le dynamique de la végétation (l'exemple du Haut-Rhin français). *Revue de Géographie Alpine*, tome XXI, n°4. pp. 331-342.
- Pautou G. (1984) L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon ; comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Documents de Cartographie Ecologique*, vol.XXVII, pp. 43-64.

- Pautou G. (1988)** Perturbations anthropiques et changements de végétation dans les systèmes fluviaux. L'organisation du paysage fluvial rhodanien entre Genève et Lyon. *Documents de Cartographie Ecologique*, vol.XXXI, pp. 73-96.
- Pautou G., Vigny F. (1989)** Etagement et connectivité, particularités des systèmes de montagne. *Revue de Géographie Alpine*, tome LXXVI, n°1-2-3. pp.29-38.
- Pedroli G.B.M. & Borger G.J. (1990)** Historical land use and hydrology. A case study from eastern Noord-Brabant. *Landscape Ecology*, volume 4, n°4. pp. 237-248.
- Peloquin Th. & al. (1991)** Erosion des sols et environnement en Maurienne. *ENSA Rennes, Activité Thématique Proposée "M. Walter"*. 66 p.
- Petit I. (1990)** Les systèmes d'information géographique à grande échelle. *Géomètre, dossier "Les systèmes d'information géographique"*, n°1. pp. 40-82.
- Pillet Ph. (1981)** Recherche sur l'organisation et l'évolution des unités écologiques du Parc National des Cévennes en vue d'établir le plan d'aménagement de ce territoire. *Museum National d'Histoire Naturelle, Parc National des Cévennes. Volume 1 : texte. 73 p. Volume 2 : illustrations et annexes. 131 p.*
- Pinet J.M., Demont D. & Roussel P. (1973)** Diversité écologique et aménagement rural. *Géomètre*, n°5. pp. 36-43.
- Pomeroy L.R. & Alberts J.J. (1988)** Concepts of ecosystems ecology. *Ed. Springer-Verlag*.
- Popper K.R. (1973)** La logique de la découverte scientifique. *Editions Payot*. 480 p.
- Prodon R. (1988)** Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses. *Thèse, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI)*. 333 p.
- Puigdefábregas-Tomás J. & García-Ruiz J.M. (1984)** Dynamique des versants au niveau supra-forestier : glissements massifs des sols anciens dans les Pyrénées Centrales. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, tome III-IV*, pp. 449-454.
- Quartier A. & Bauer-Bovet P. (1982)** Guide des arbres et arbustes d'Europe. *Ed. Delachaux & Niestlé*. 260 p.
- Quattrochi D.A. & Pelletier R.E. (1991)** Remote sensing for analysis of landscape : an introduction. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.)*. *Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82*. pp. 51-76.
- Rameau J.C. (1991)** Le tapis végétal : structuration, méthodes d'étude, intégration écologique. *ENGREF Nancy, Laboratoire de Botanique et de Phytosociologie*. 12 p.

- Rameau J.C. (1992)** Dynamique de la végétation. Successions végétales. Cycles sylvigénétiques. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd. pp. 99-100.*
- Rameau J.C., Mansion D. & Dumé G. (1989)** Flore forestière française. Guide écologique illustré. Volume 1 : Prairies et collines. *Institut pour le Développement Forestier ; Ministère de l'Agriculture et de la Forêt (DERF, ENGREF). 1785 p.*
- Rameau J.C. & Timbal J. (1992)** Patrimoines naturels forestiers. Evaluation, gestion, pérennité de la biodiversité. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd. pp. 111-112.*
- Rameau J.C. & Timbal J. (1992)** Variabilité spatio-temporelle des écosystèmes forestiers. Typologies et recherches associées. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd. pp. 113-114.*
- Rebele F. (1992)** Colonization and early succession on anthropogenetic soils. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 2. pp. 201-208.*
- Resalp (1986)** Hommes et milieux naturels alpins. *Revue bibliographique, n°1. 292 p.*
- Rex K.D. & Malanson G.P. (1990)** The fractal shape of riparian forest patches. *Landscape Ecology, volume 4, n°4. pp. 249-258*
- Revil Ph. (1989)** T.G.V. : la bataille des Alpes. *La vie nouvelle, l'hebdo de la Savoie, n°358. pp. 6-10.*
- Rey P. (1982)** Perspective d'évolution de la cartographie de la végétation à petite échelle. *Revue de Géographie Alpine, tome XXIV, p. 68.*
- Reynier M. (1980)** Forêt et fluor en Maurienne. *Information régionale, CRDP de Grenoble. n°33*
- Richard L. & Tonnell A. (1987)** Contribution à l'étude des vallées internes des Alpes Occidentales. Première partie : originalité du milieu et quelques conséquences biologiques. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XXX. pp. 113-136.*
- Riom J. (1992)** Télédétection aéroportée. *Actualités et perspectives. Ministère de l'agriculture et de la forêt, DERF. G. Landmann éd. pp. 115-116.*
- Risser P.G. (1987)** Landscape ecology : state of the art. *Landscape heterogeneity and disturbances. M.G. Turner ed. Ecological studies n°64, Springer Verlag ed., New York. pp. 3-14.*
- Risser P.G. (1988)** Diversity in and among grasslands. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 176-180.*

- Risser P.G. (1990)** Landscape pattern and its effects on energy and nutrient distribution. *Changing landscapes : an ecological perspective* (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 45-56.
- Ritter J. & Allier C. (1984)** Remarques sur la dynamique d'un écosystème original de l'étage alpin : le plateau de Bure (Hautes-Alpes). *Documents d'Ecologie Pyrénéenne*, n°III-IV. pp. 131-136.
- Roo-Zielinska E. (1988)** Vegetation as an indicator of the state and changes in the landscape. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape.* pp. 169-186.
- Rougerie G. & Beroutchachvili N. (1991)** Géosystèmes et paysages. Bilan et méthodes. Ed. Armand Colin, collection U. Géographie. 302 p.
- Roy L. (1990)** Analyse spatiale du milieu naturel. Concepts, outils, applications à l'étude des conséquences écologiques de la déprise agricole sur un adret de Moyenne-Maurienne (Savoie). *Mémoire ENGREF 2ème année, CEMAGREF Grenoble, division ENP.* 113 p.
- Rozé F. (19xx)** Méthode d'analyse du paysage bocager breton. *Laboratoire d'Ecologie Végétale de Rennes*, 16 p.
- Rupé C. & Guitard D. (1992)** Fragilisation des peuplements de montagne. *Les recherches en France sur les écosystèmes forestiers. Actualités et perspectives.* Ministère de l'agriculture et de la forêt, def. G. Landmann éd. pp. 53-54.
- van Ruremonde R.H.A.C. & Kalkhoven J.T.R. (1991)** Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. *Journal of Vegetation Science, volume 2, issue 3.* pp. 377-384.
- Ruzicka M. & Hrnčiarova T. ed. (1988)** Spatial and functional relationships in landscape ecology. Volume 3 : Supplementary volume. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia..* 163 pp.
- Ruzicka M., Hrnčiarova T. & Miklós L. ed. (1988a)** Spatial and functional relationships in landscape ecology. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia..* 405 pp.
- Ruzicka M., Hrnčiarova T. & Miklós L. ed. (1988b)** Spatial and functional relationships in landscape ecology. Volume 2 : Function of biotic components in landscape and poster abstracts. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia..* 388 pp.

- Rychnovská M. (1988)** Grasslands : their ecological and socio-economic functions in the landscape. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Štrava, Czechoslovakia.. Volume 2 : The function of biotic components in the landscape.* pp. 187-194.
- Saintignon M.F. (1976)** Décroissance des températures en montagne de latitude moyenne : exemple des Alpes du Nord. *Revue de Géographie Alpine, tome LXIV, fascicule 4.* pp. 483-494.
- Saporta G. (1978)** Théories et méthodes de la statistique. *Société des éditions TECHNIP, Publications de l'institut français du Pétrole.* 386 p.
- Schreiber K.F. (1990)** The history of landscape ecology in Europe. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag,* pp. 21-34.
- Sgard A. (1989)** A propos des friches agricoles : définition d'une problématique. *DEA, Institut de Géographie Alpine, Université J. Fourier de Grenoble.* 88 p.
- Shugart H.H. (1984)** A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models. *Ed. Springer-Verlag.* 278 p.
- Simmons M.A., Cullinan V.I. & Thomas J.M. (1992)** Satellite imagery as a tool to evaluate ecological scale. *Landscape Ecology, volume 7, n°2.* pp. 77-85.
- Skarpe Ch. (1991)** Spatial patterns and dynamics of woody vegetation in an arid savanna. *Journal of Vegetation Science, volume 2, issue 4.* pp. 565-572.
- Sklar F.H. & Costanza R. (1991)** The development of dynamic spatial models for landscape ecology : a review and prognosis. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82.* pp. 239-288.
- Smith T.R., Menon S., Star J.L. & Estes J.E. (1987)** Requirements and principles for the implementation and construction of large scale geographic information systems. *International Journal of Geographical Information Systems, volume 1, n°1.* pp. 13-31.
- Soler E. (1986)** Etude d'un système de banques de données-sol STIPA, de son éventuelle implantation et de son adaptabilité au CEMAGREF de Grenoble. *BTS Gestion et exploitation des centres informatiques.* 68 p.
- Solon J. (1990)** The spatial distribution of vegetation units as a result of habitat and synanthropization pattern. *Ekológia (CSFR), volume 9, n°4.* pp. 383-393.

- Somson P. (1983)** Contribution à l'étude de la végétation des pierriers et éboulis pyrénéens dans ses relations avec la dynamique du modèle support. *Thèse, Université Paul Sabatier de Toulouse*. 235 p.
- Somson P. (1984)** Dynamique des pierriers et réponse adaptative des végétaux, particulièrement dans les Pyrénées. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, n°III-IV*. pp. 165-170.
- Steiner F.R. & Osterman A. (1988)** Landscape planning : a working method applied to a case of soil conservation. *Landscape Ecology, volume 1, n°4*. pp. 213-226.
- Surber E., Amiet R. & Kobert H. (1975)** Le problème des friches en Suisse. *Etude n°112, Institut Fédéral de Recherches Forestières, Birmensdorf, Suisse*. 182 p.
- Tabacchi E., Tabacchi-Planty A.M. & Decamps Q. (1990)** Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology, volume 5, n°1*. pp. 9-20.
- Täper P.G. (1992)** Irregular fruiting in *Fraxinus excelsior*. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 1*. pp. 41-46.
- Tatoni Th. (1992)** Evolution post-culturelle des agrosystèmes de terrasses en Provence calcaire. Phytoécologie et impact humain. *Thèse, Université de Provence, Aix-Marseille I*. 157 p. + annexes.
- Teller A., Mathy P. & Jeffers J.N.R. ed. (1992)** Responses of forest ecosystems to environmental changes. *Commission of the european communities. Ed. Elsevier applied science*. 1009 p.
- Tessier L, Serre-Bachet F. & Guiot J. (1990)** Pollution fluorée et croissance radiale des conifères en Maurienne (Savoie, France). *Annales des Sciences forestières, n°47*. pp. 309-323.
- Theurillat J.P. (1992)** L'analyse du paysage végétal en symphytocénologie : ses niveaux et leurs domaines spatiaux. *Bulletin d'Ecologie, tome 23, fascicules 1-2*. pp. 83-92.
- Thiollay J.M. (1990)** Comparative diversity of temperate and tropical forest bird communities : the influence of habitat heterogeneity. *Acta Œcologica, tome 11, n°6*. pp. 887-911.
- Tilman D. & Olff H. (1991)** An experimental study of the effects of pH and nitrogen on grassland vegetation. *Acta Œcologica, volume 12, n°3*. pp. 427-441.
- Toccholoni A.G. & Angileri V.B. (1990)** Landscape assessment in a rural area surrounding Milan (Italy). *L.A. Computer News, Spring 1990*. pp. 38-39.

- Tosca C. & Labroue L. (1984)** Productivité primaire des pelouses subalpines et alpines : photosynthèse nette des espèces du "fond prairial". *Documents d'Ecologie Pyrénéenne. volumes III-IV. pp. 257-264.*
- Tosser M.F. (1989)** Les SIG : fonctionnement et coûts. *Bulletin technique d'information, n°445. pp. 465-480.*
- Toth R.E. (1988)** Theory and language in landscape analysis, planning and evaluation. *Landscape Ecology, volume 1, n°4. pp. 193-201.*
- Touffet J. (1980)** Recherches phytoécologiques sur les landes armoricaines : travaux effectués depuis 1973. *Bulletin d'Ecologie, tome 11, n°3. pp. 251-268*
- Tricart J., Rimbert S. & Lutz G. (1970)** Introduction à l'utilisation des photographies aériennes en géographie, géologie, écologie, aménagement du territoire. Tome 1 : Notions générales, données structurales, géomorphologie. *Ed. SEDES. 247 p.*
- Trosset L. (1984)** Mode d'évaluation de la matière organique dans différents types de sols forestiers aux étages montagnard et subalpin (Alpes Nord-Occidentales). *Documents d'Ecologie Pyrénéenne, tome III-IV. pp. 383-388.*
- Tsuyuzaki S. (1991)** Species turnover and diversity during early stages of vegetation recovery on the volcano Usu, northern Japan. *Journal of Vegetation Science, volume 2, issue 3. pp. 301-306.*
- Turenne J.F. (1991)** Research approaches on landscape pattern dynamics in european rural areas (Unesco MAB programme). *Options méditerranéennes, série A (séminaires méditerranéens), n°15 : land abandonment and its role in conservation. pp. 135-140.*
- Turner (1987)** Spatial simulation of landscape changes in Georgia : a comparison of 3 transition models. *Landscape Ecology, volume 1, n°1. pp. 29-36.*
- Turner M.G. (1990)** Spatial and temporal analysis in landscape patterns. *Landscape Ecology, volume 4, n°1. pp. 21-30.*
- Turner M.G. & Dale V.H. (1991)** Modeling landscape disturbance. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 323-352.*
- Turner M.G. & Gardner R.H. (1991)** Quantitative methods in landscape ecology : an introduction. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 3-16.*
- Turner M.G. & Gardner R.H. ed. (1991)** Quantitative methods in landscape ecology. *Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. 536 p.*

- Turner M.G., Gardner R.H., Dale V.H. & O'Neil R.V. (1988)** Landscape pattern and the spread of disturbance. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Štrava, Czechoslovakia.. Volume 1 : Spatial relations in landscape ecology, pp. 373-382.*
- Turner M.G. & Ruscher C.L. (1988)** Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology, volume 1, n°4. pp. 241-251.*
- Turner S.J., O'Neill R.V., Conley W., Conley M.R. & Humphries H.C. (1991)** Pattern and scale : statistics for landscape ecology. *Quantitative methods in landscape ecology (Turner M.G. & Gardner R.H. ed.). Ed. Springer-Verlag, ecological studies n°82. pp. 17-50.*
- Usher M.B. (1981)** Modelling ecological succession, with particular reference to Markovian models. *Vegetation, n°46. pp. 11-18.*
- Vabre J. (1986)** Le brachypode dans l'enrichissement des soulanes de l'Ariège (Pyrénées centrales). *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, tome 57, fascicule 3. pp. 325-342.*
- Vaudour J. & Bonin G. (1990)** Terrasses de culture : leur évolution après abandon, et mode de gestion minimum. *Programme EGPN "Conséquences écologiques de la déprise agricole", rapport final. 19 p. + annexes.*
- Verger J.P. (1989)** Rôle des ions de l'acidité dans la répartition des espèces végétales. Application à quelques espèces de l'étage alpin. *Bulletin d'Ecologie, tome 20, n°3. pp. 237-244.*
- Verger J.P. (1990)** Importance des facteurs édaphiques dans la répartition des forêts subalpines d'adret sur serpentines, prasinites et gneiss en Val d'Aoste (Italie). *Annales des Sciences Forestières, n°47. pp. 43-56.*
- Véron F. (1990)** Analyse des phénomènes d'abandon de l'espace en Isère. Compte rendu de la phase I. *CEMAGREF Grenoble, division INERM. 78 p.*
- Verrier Ch. (1980)** Coûts et avantages des travaux R.T.M. Cas des voies de communication. *DEA Institut de Géographie Alpine, Grenoble ; CTGREF grenoble, division PEEI. 143 p.*
- Verrier Ch. (1983)** Protection des voies de communication contre les risques naturels en Maurienne. Propositions pour un plan pluri-annuel d'investissements. *CEMAGREF Grenoble, division PEEI. 160 p.*
- Vertès F. (1984)** Etude phytosociologique et agronomique des prairies et alpages en Moyenne-Tarentaise (Savoie). *Documents d'Ecologie Pyrénéenne. volumes III-IV. pp. 137-146.*

- Viallet F. (1970)** Statistique et recherche appliquée. *Ed. Chotard et associés. 269 p.*
- Vinay R. (1976)** Recherche sur les incidences écologiques de l'exode rural en montagne. Zones de Belledonne, Oisans, Arvan. *Documents de Cartographie Ecologique, volume XVIII. pp. 77-87.*
- van der Wel F.J.M. (1991)** Estimation of the accuracy of an integred data set : some points for attention. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, comptes-rendus du Premier Colloque International CNES/SFPT "Intégration de la photogrammétrie et de la télédétection dans les SIG, 6-9 novembre 1990, Strasbourg. n°121. pp. 25-29.*
- Wiens J.A. (1992)** What is landscape ecology, really ? *Landscape Ecology, volume 7, n°3. pp. 149-150.*
- Wilson E.O. (1988)** The current state of biological diversity. *Biodiversity. E.O. Wilson ed. National Academy Press, Washington D.C. pp. 3-20.*
- Wilson E.O. ed. (1988)** Biodiversity. *National Academy Press, Washington D.C. 521 p.*
- Wisheu I.C. & Keddy P.A. (1992)** Competition and centrifugal organization of plant communities : theory and tests. *Journal of Vegetation Science, volume 3, issue 2. pp. 147-156.*
- Yaglom A.M. & Yaglom I.M. (1959)** Probabilité et information. *Monographies Dunod. 175 p.*
- van der Zee D. (1988)** The importance of the spatial aspect in the evaluation of recreational resources in the landscape. *VIIIth symposium on problems of landscape ecological research, IALE, october 3-7, 1988, Zemplínska Sírava, Czechoslovakia.. Volume 3 : Supplementary volume, pp. 85-91.*
- Zonneveld I.S. (1990)** Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. *Changing landscapes : an ecological perspective (Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed.). Ed. Springer-Verlag, pp. 1-20.*
- Zonneveld I.S. & Forman R.T.T. ed. (1990)** Changing landscapes : an ecological perspective. *Ed. Springer-Verlag. 286 p.*
- Zube E.H. (1987)** Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology, volume 1, n°1. pp. 37-45.*

LISTE DES FIGURES

PREMIÈRE PARTIE

- Figure 1.1 : Relation entre les échelles d'espace et de temps
- Figure 1.2 : Données graphiques et données descriptives
- Figure 1.3 : Mode vecteur
- Figure 1.4 : Détail d'un arc
- Figure 1.5 : Mode raster
- Figure 1.6 : Comparaison des modes raster et vecteur
- Figure 1.7 : Acquisition des données dans un SIG
- Figure 1.8 : Transformations géographiques
- Figure 1.9 : La combinaison de l'information géographique
- Figure 1.10 : Fonctions graphiques avancées des SIG
- Figure 1.11 : Avantages et inconvénients des SIG
- Figure 1.12 : L'arbre de fonctionnement d'Arc/Info
- Figure 1.13 : Exemple de carte
- Figure 1.14 : Extrait de table attributaire des polygones
- Figure 1.15 : Extrait de table attributaire des arcs
- Figure 1.16 : Informations spatiales et descriptives après croisement
- Figure 1.17 : Exemple de transect
- Figure 1.18 : Importance de la qualité du contour
- Figure 1.19 : Exemple de famille d'objets (calcul de la dimension fractale)
- Figure 1.20 : Stratégies C/S/R
- Figure 1.21 : Les éléments constitutifs de la mosaïque paysagère

SECONDE PARTIE

Figure 2.1 : Localisation du site d'étude

Figure 2.2 : Topographie de l'adret

Figure 2.3 : Vue tridimensionnelle de l'adret

Figure 2.4 : Vision synthétique du relief

Figure 2.5 : Géologie régionale

Figure 2.6 : Carte des formations superficielles de l'adret

Figure 2.7 : Précipitations moyennes annuelles le long de la Maurienne

Figure 2.8 : Précipitations mensuelles sur l'adret

Figure 2.9 : Indice de Gams le long de la Maurienne

Figure 2.10 : Températures relevées au Thyl

Figure 2.11 : Carte de sensibilité à l'érosion

Figure 2.12 : Carte de localisation des glissements de terrain

Figure 2.13 : Distribution des principaux groupements forestiers en Maurienne

Figure 2.14 : L'adret de St-Michel : une zone de transition biogéographique

Figure 2.15 : D'un espace entretenu à un espace naturel

Figure 2.16 : Physionomie végétale de l'adret en 1939

Figure 2.17 : Physionomie végétale de l'adret en 1988

Figure 2.18 : Localisation des deux secteurs d'étude de Beaune et du Thyl

Figure 2.19 : Plan cadastral du secteur de Beaune

Figure 2.20 : Plan cadastral du secteur du Thyl

TROISIÈME PARTIE

- Figure 3.1 : Extrait du plan cadastral de Beaune
- Figure 3.2 : Extrait d'agrandissement de photographie aérienne (Beaune)
- Figure 3.3 : Mapped sarde de Beaune
- Figure 3.4 : Mapped Sarde du Thyl
- Figure 3.5 : Distinction des classes de physionomie végétale dans la photo-interprétation
- Figure 3.6 : Cartes de la physionomie végétale de Beaune
- Figure 3.7 : Cartes de la physionomie végétale du Thyl
- Figure 3.8 : Précision des contours
- Figure 3.9 : Les 20 transitions possibles entre les classes de physionomie végétale
- Figure 3.10 : Exemple de complexification de la dynamique physionomique
- Figure 3.11 : Exemple de polygones parasites après croisement de cartes
- Figure 3.12 : Evolution de la population des communes de Beaune et du Thyl
- Figure 3.13 : Les matrices de transition primitives
- Figure 3.14 : Les critères de sélection des matrices réduites
- Figure 3.15 : Matrices réduites de la dynamique de l'abandon
- Figure 3.16 : Matrices réduites de l'abandon (pas de temps unitaire)
- Figure 3.17 : Indice de stabilité physionomique (abandon)
- Figure 3.18 : Matrices réduites de la recolonisation
- Figure 3.19 : Matrices réduites de la recolonisation (pas de temps unitaire)
- Figure 3.20 : Indice de stabilité physionomique (recolonisation)
- Figure 3.21 : Matrices de l'abandon à Beaune et au Thyl
- Figure 3.22 : Indices de stabilité physionomique de l'abandon à Beaune et au Thyl
- Figure 3.23 : Matrices de la recolonisation à Beaune et au Thyl
- Figure 3.24 : Indices de stabilité physionomique de la recolonisation à Beaune et au Thyl
- Figure 3.25 : Modèle hydraulique à sections croissantes
- Figure 3.26 : Modèle hydraulique à sections décroissantes
- Figure 3.27 : Définition des paramètres du modèle hydraulique
- Figure 3.28 : Modélisation de l'évolution des superficies (modèle hydraulique)
- Figure 3.29 : Evolution des superficies observée sur Beaune et Le Thyl
- Figure 3.30 : Evolution des superficies à Beaune
- Figure 3.31 : Evolution des superficies au Thyl
- Figure 3.32 : Estimations des époques de disparition des physionomies végétales
- Figure 3.33 : Evolution des indices de dynamique paysagère sur les deux secteurs

Figure 3.34 : Evolution des indices de dynamique paysagère sur Beaune et sur Le Thyl

Figure 3.35 : Evolution de la dynamique paysagère

Figure 3.36 : Evolution du nombre de taches sur les deux secteurs

Figure 3.37 : Evolution du nombre de taches à Beaune et au Thyl

Figure 3.38 : Superficie moyenne des taches des deux secteurs

Figure 3.39 : Superficie moyenne des taches à Beaune et au Thyl

Figure 3.40 : Diversité informatique

Figure 3.41 : Indice de diversité sur les deux secteurs

Figure 3.42 : Somme des cinq indices de diversité

Figure 3.43 : Indices de diversité à Beaune et au Thyl

Figure 3.44 : Moyenne des indices de forme en fonction de la surface des taches

Figure 3.45 : Les dix contacts possibles entre physionomies végétales

Figure 3.46 : Longueur des lisières par hectare

Figure 3.47 : Périmètres des unités physionomiques sur les deux secteurs

Figure 3.48 : Périmètres des unités physionomiques à Beaune et au Thyl

Figure 3.49 : Longueur des contacts sur les deux secteurs

Figure 3.50 : Contacts les plus fréquents

Figure 3.51 : Longueur des contacts à Beaune et au Thyl

Figure 3.52 : Hétérogénéité en fonction de la maille à Beaune et au Thyl

Figure 3.53 : Grain du paysage à Beaune et au Thyl

Figure 3.54 : L'hétérogénéité à Beaune et au Thyl en fonction de l'orientation des transects

Figure 3.55 : L'hétérogénéité à 10m en fonction de l'orientation des transects

Figure 3.56 : Le grain du paysage en fonction de l'orientation des transects

Figure 3.57 : Principe du calcul de l'hétérogénéité spatiale

Figure 3.58 : Cartes d'hétérogénéité sur le secteur de Beaune

Figure 3.59 : Cartes d'hétérogénéité sur le secteur du Thyl

Figure 3.60 : Séquences du dynamisme de la végétation

Figure 3.61 : Trajectoires évolutives et affinités phytosociologiques

Figure 3.62 : Les sols de l'étage montagnard de l'adret

Figure 3.63 : Carte d'échantillonnage sur Beaune

Figure 3.64 : Carte d'échantillonnage sur Le Thyl

Figure 3.65 : Correspondances entre codes d'abondance, présence et recouvrement

Figure 3.66 : Structure du tableau phytoécologique

Figure 3.67 : Corrélations entre les descripteurs

Figure 3.68 : Ecart-types des valeurs indicatrices de Landolt

Figure 3.69 : Tests de comparaison entre Beaune et Le Thyl
Figure 3.70 : Espèces les plus fréquentes et les plus abondantes sur les deux secteurs
Figure 3.71 : Espèces les plus fréquentes et abondantes à Beaune et au Thyl
Figure 3.72 : Représentation graphique de l'efficacité des descripteurs
Figure 3.73 : Représentation schématique de la CAH sur les cent relevés
Figure 3.74 : Les groupes de végétation et leurs caractéristiques
Figure 3.75 : Valeurs propres des quatre premiers axes de l'AFC
Figure 3.76 : Principales contributions aux axes des espèces et des relevés
Figure 3.77 : Positionnement des descripteurs sur les axes factoriels 1 et 2
Figure 3.78 : Interprétation des axes 1 et 2
Figure 3.79 : Position des groupements sur l'AFC
Figure 3.80 : Taux de germination et fréquence des espèces dans les haies
Figure 3.81 : Germinations sans proximité de semenciers
Figure 3.82 : Les trajectoires évolutives

ANNEXES

ANNEXE A : COMPLÉMENTS SUR LES MATRICES DE TRANSITION

1° *Elaboration de matrices de transition réduites*

Afin de bien comprendre les différentes étapes qui conduisent à des matrices réduites sur pas de temps unitaire, prenons comme exemple la matrice de transition triangulaire sur les deux secteurs entre 1939 et 1953 de la figure 3.15 :

39/53	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	45,6	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	39,8	63,4	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	14,6	36,6	100,0

Surfaces concernées en 1939 :

Cultures : 49,6 ha
Près de fauche : 76,2 ha
Friches/Forêts : 0 ha

Les 14,6% des 49,6 ha de terres cultivées se transformant en friches, soit 7,2 ha peuvent se décomposer en 7,2 ha de terres cultivées se transformant en fauches, et 7,2 ha de fauches se transformant en friches. Le recalcul de la matrice, avec ces données (il ne s'agit en fait que d'une autre façon de présenter la matrice) donne :

39/53	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	45,6	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	54,4	57,9	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	42,1	100,0

c'est-à-dire une matrice que nous qualifierons de "bidiagonalisée", où chaque colonne, à l'exception de la dernière, est constituée d'une valeur q sur la diagonale, $1-q$ dans la case en dessous, et des zéros ailleurs. Ce genre de matrice rappelle les matrices d'Usher.

La matrice étant calculée sur 14 ans, les valeurs de la diagonale peuvent s'écrire r^{14} , où r est le coefficient de stabilité d'une classe physiologique au cours d'une année. La matrice de transition sur une année vaut alors :

39/53	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	94,5	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	5,5	96,2	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	3,8	100,0

En multipliant cette matrice 16 fois par elle-même, et en "bidiagonalisant" le résultat de la même façon que précédemment, on obtient la matrice réduite de l'abandon 39/53 ramenée à un pas de temps unitaire de 16 ans, et ne considérant que les transitions entre deux classes physiologiques consécutives :

39/53	<i>Cultures</i>	<i>Fauches</i>	<i>Friches/Forêts</i>
<i>Cultures</i>	48,8	0,0	0,0
<i>Fauches</i>	51,2	56,7	0,0
<i>Friches/Forêts</i>	0,0	43,3	100,0

Ces procédures de calcul sont valables pour toutes matrices, qu'elles soient élaborées sur Beaune, Le Thyl, ou l'ensemble des deux secteurs, et qu'elles soient les matrices de l'abandon ou de la recolonisation.

2° Les matrices de transition brutes de Beaune et du Thyl

BEAUNE

43,2	6,0	2,1	0,3	0,5
41,4	53,4	5,6	1,9	2,4
12,1	24,2	52,2	5,3	1,1
3,3	16,2	37,2	86,7	6,1
0,0	0,2	2,9	5,8	89,9

LE THYL

48,7	4,9	0,4	0,2	0,0
37,7	66,7	0,7	0,0	0,0
12,1	26,1	70,8	2,1	0,0
1,5	2,3	26,7	81,4	1,1
0,0	0,0	1,4	16,3	98,9

39/53

17,3	3,7	0,2	0,0	0,0
66,5	53,9	9,2	2,0	1,6
12,6	28,4	45,6	4,1	0,7
3,6	11,8	39,2	75,1	4,1
0,0	2,2	5,8	18,8	93,6

23,8	2,1	0,0	0,7	0,0
52,7	34,9	0,6	0,4	0,0
22,2	61,2	65,6	0,8	0,0
1,3	1,8	33,2	72,2	0,0
0,0	0,0	0,6	25,9	100,0

53/70

52,8	4,2	0,4	0,4	0,0
36,7	51,2	4,0	2,6	0,7
6,8	27,1	42,3	4,6	0,3
2,4	13,2	48,6	59,0	12,7
1,3	4,3	4,7	33,4	86,3

36,8	0,0	0,0	0,0	0,0
31,1	12,0	0,1	0,0	0,0
32,1	85,9	61,5	1,6	0,5
0,0	1,8	37,1	68,3	0,4
0,0	0,3	1,3	30,1	99,1

70/88

ANNEXE B : ANALYSE DES CONTACTS ENTRE UNITES PHYSIONOMIQUES

1° Cas de trois unités physiologiques : calcul de la longueur théorique des contacts

Soient trois unités physiologiques A, B, C. Leurs longueurs de lisières respectives¹ sont a, b, c. Si p est la longueur totale des lisières du document (en excluant également les longueurs en contact avec l'extérieur de la carte), alors

$$\frac{a+b+c}{2} = p$$

Si la répartition des patates de A, B, et C se fait aléatoirement, il existe des longueurs théoriques de contacts entre les unités physiologiques fonctions de a, b et c. Soient :

x la longueur de contact théorique entre A et B

y la longueur de contact théorique entre A et C

z la longueur de contact théorique entre B et C.

Ces variables répondent par conséquent aux équations :

$$a = x + y$$

$$b = x + z$$

$$c = y + z$$

d'où

$$x = \frac{a+b-c}{2}$$

$$y = \frac{a+c-b}{2}$$

$$z = \frac{b+c-a}{2}$$

(on retrouve $x + y + z = p$).

¹ Sont exclues les lisières en contact avec le bord de la carte.

Si l'on introduit une quatrième classe de physionomie D, on aboutit à un système de quatre équations à six inconnues (les six contacts possibles), donc insoluble.

C'est la raison pour laquelle nous avons tenté une approche non plus mathématique, mais intuitive pour estimer ces longueurs théoriques des contacts possibles entre cinq unités physionomiques. Si a, b, c, d et e sont les périmètres respectifs des cultures, fauches, friches, forêts ouvertes et forêts fermées, alors, par exemple, les cultures auront, avec les autres physionomies, les contacts théoriques suivants :

— prés de fauche : $\frac{ab}{b+c+d+e}$

— friches : $\frac{ac}{b+c+d+e}$, etc.

On remarque alors que, par exemple, la préférence du contact terre cultivée—fauche n'est pas la même que la préférence du contact fauche—terre cultivée :

$$\frac{ab}{b+c+d+e} \neq \frac{ab}{a+c+d+e}$$

Ceci dit, le calcul montre que souvent, il n'y a pas tellement de différences entre ces deux valeurs. Elles indiquent toujours de la même façon si un contact est plutôt favorisé ou plutôt défavorisé. Les tableaux suivants donnent, pour chaque site et pour chaque année la différence en pourcentage entre les contacts observés et les contacts théoriques, un signe positif indiquant un contact favorisé. Pour les raisons évoquées précédemment, les tableaux ne sont pas symétriques de part et d'autre de la diagonale.

BEAUNE

LE THYL

1939	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	1939	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Cultures	0,0	12,7	0,1	-10,5	-2,3	Cultures	0,0	16,0	-3,4	-8,9	-3,8
Fauches	2,9	0,0	-9,3	9,8	-3,3	Fauches	4,3	0,0	-0,4	-1,4	-2,4
Friches	0,0	-10,1	0,0	8,0	2,1	Friches	-4,5	3,7	0,0	1,3	-0,5
F. ouv.	-9,2	11,2	1,2	0,0	-3,1	F. ouv.	-8,2	3,8	2,9	0,0	1,6
F. fer.	-2,7	-1,3	5,4	-1,4	0,0	F. fer.	-12,8	-5,1	4,3	13,6	0,0
1953	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	1953	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Cultures	0,0	26,7	-4,3	-16,2	-6,2	Cultures	0,0	27,6	-10,7	-10,4	-6,5
Fauches	7,5	0,0	-6,0	2,7	-4,1	Fauches	7,9	0,0	4,3	-6,7	-5,5
Friches	-3,9	-5,4	0,0	11,0	-1,7	Friches	-7,3	3,5	0,0	5,4	-1,5
F. ouv.	-8,6	1,2	7,0	0,0	0,4	F. ouv.	-6,9	-6,0	8,5	0,0	4,4
F. fer.	-6,5	-4,6	0,8	10,2	0,0	F. fer.	-11,8	-17,3	2,6	26,5	0,0
1970	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	1970	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Cultures	0,0	34,5	-12,7	-10,6	-11,2	Cultures	0,0	17,3	-5,4	-4,2	-7,7
Fauches	2,8	0,0	-4,5	7,3	-5,6	Fauches	2,9	0,0	14,4	-10,8	-6,4
Friches	-2,0	-4,7	0,0	12,5	-5,9	Friches	-2,8	1,6	0,0	6,3	-5,1
F. ouv.	-2,0	-1,1	2,8	0,0	0,2	F. ouv.	-2,3	-11,0	11,0	0,0	2,3
F. fer.	-2,3	-6,2	-6,6	15,2	0,0	F. fer.	-4,0	-11,6	-4,5	20,0	0,0
1988	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées	1988	Terres cultivées	Prés de fauche	Friches	Forêts ouvertes	Forêts fermées
Cultures	0,0	24,2	-5,5	-13,3	-5,3	Cultures	0,0	21,6	-13,6	-9,4	1,4
Fauches	3,8	0,0	-7,1	3,7	-0,4	Fauches	7,4	0,0	15,6	-11,5	-11,5
Friches	-1,7	-7,0	0,0	18,9	-10,2	Friches	-1,5	-0,6	0,0	13,6	-11,5
F. ouv.	-3,0	-4,3	6,2	0,0	1,0	F. ouv.	-1,5	-4,4	7,7	0,0	-1,7
F. fer.	-1,6	-0,8	-10,8	13,2	0,0	F. fer.	-0,1	-4,2	-13,3	17,6	0,0

ANNEXE C : COMPLÉMENTS SUR L'ANALYSE PHYTO-ÉCOLOGIQUE

Les 50 relevés de Beaune (b1 à b50) et les 50 relevés du Thyl (t1 à t50) sont rassemblés suivant leur appartenance aux 10 groupements de végétation mis en évidence dans l'analyse phyto-écologique.

Les espèces sont classées en trois catégories :

- La strate herbacée
- La strate arbustive (nom des espèces accompagné d'un "p" entre parenthèses)
- La strate arborescente (nom des espèces accompagné d'un "g" entre parenthèses).

Les descripteurs des relevés sont également rangés en trois catégories :

- Descripteurs mésologiques
- Descripteurs anthropiques
- Descripteurs de la végétation.

Chacun des descripteurs est classé suivant trois modalités : 1, 2 ou 3, suivant un gradient croissant (par exemple, gradient d'humidité croissante, de richesse spécifique croissante...) excepté le descripteur "anthropisation" qui prend la valeur 1 quand les traces d'anthropisation sont marquées, et la valeur 0 quand elles sont absentes ou peu marquées.

Les valeurs indicatrices des espèces ne sont pas reportées pour des raisons d'encombrement. Voir LANDOLT (1977), RAMEAU & al. (1989), et GRIME & al. (1988).

Groupement 1

	b1	b2	b3	b4	b14	b8
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	3	3	4	3
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Ranunculus acris</i>	2	0	2	3	1	0
<i>Ranunculus auricomus</i>	0	3	0	0	0	0
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	3	3	3	0	3
<i>Geum rivale</i>	0	0	2	2	0	2
<i>Potentilla tormentilla</i>	2	3	3	4	3	4
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2	3	4	3	4	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	2	2	3	2	3
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	0	0	3
<i>Vicia sepium</i>	0	1	1	4	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	3	2	3	4	3
<i>Euphorbia dulcis</i>	2	3	2	0	0	0
<i>Polygala vulgaris</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	2	0	3	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Astragalus major</i>	0	1	0	2	0	0
<i>Betonica officinalis</i>	0	2	0	1	0	0
<i>Brunella vulgaris</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Lamium purpureum</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Veronica officinalis</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Veronica teucrium</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	3	2	2	0	0
<i>Galium verum</i>	2	3	2	3	2	2
<i>Valeriana officinalis</i>	2	0	3	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i>	2	2	2	1	1	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	0	2	1	0	0	0
<i>Knauffia arvensis</i>	2	3	2	2	1	0
<i>Scabiosa columbaria</i>	2	0	2	0	0	2
<i>Adenostyles alpina</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Centaurea scabiosa</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Hieracium praeanthoides</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Leucanthyemum vulgare</i>	0	3	1	2	2	0
<i>Tropaeogon pratensis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Allium vineale</i>	0	2	1	0	0	0
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	0	1	2	0	0	0
<i>Veratrum album</i>	2	2	2	2	0	2
<i>Plantago major</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Carex montana</i>	2	0	2	0	0	2
<i>Agrastis capillaris</i>	2	3	2	2	3	2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	3	3
<i>Avenula pubescens</i>	0	3	2	2	3	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	2	0	0	4	0	0
<i>Briza media</i>	2	0	0	2	0	2
<i>Bromus erectus</i>	3	4	3	3	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	2	0	2	3	4	0
<i>Deschampsia caespitosa</i>	3	0	4	3	3	0
<i>Festuca paniculata</i>	2	2	0	2	0	3
<i>Holcus lanatus</i>	2	2	3	3	0	0
<i>Holcus mollis</i>	0	0	0	0	0	4
<i>Holinia coarctata</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	2	0	0	2	0	5
<i>Alnus glutinosa (p)</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Corylus avellana (p)</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna (p)</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Rosa canina (p)</i>	2	0	0	2	0	0
<i>Rubus fruticosus (p)</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Rubus idaeus (p)</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Salix cinerea (p)</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Picea abies (p)</i>	3	0	0	0	0	0
<i>Alnus glutinosa (g)</i>	0	0	2	0	0	0

	b1	b2	b3	b4	b14	b8
<i>Humidité</i>	2	2	3	2	3	2
<i>pH</i>	2	2	2	2	2	1
<i>Elements nutritifs</i>	1	2	2	2	2	1
<i>Horizon A</i>	3	3	3	3	3	2
<i>Granulométrie</i>	3	3	3	3	3	3
<i>Température</i>	2	3	2	2	2	1
<i>Continentalité</i>	2	1	1	2	2	2
<i>Pente</i>	2	1	1	1	1	2
<i>Accessibilité</i>	1	1	1	1	2	1
<i>Proximité</i>	2	2	2	3	2	3
<i>Anthropisation</i>	1	0	0	1	0	0
<i>Richesse spécifique</i>	3	3	3	3	2	2
<i>Abondance</i>	2	3	3	3	2	3
<i>Diversité spécifique</i>	3	3	3	3	2	2
<i>Tolérance</i>	3	3	3	3	3	3
<i>Dynamique physiologique</i>	1	1	1	2	1	1
<i>Taux de lignine</i>	2	2	2	2	1	1
<i>Taux d'azote</i>	2	2	1	2	1	1
<i>Lumière</i>	3	3	2	3	2	3

Groupement 2

	b5	b6	b17	b18	b37	b42
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Silene inflata</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Ranunculus acris</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	0	0	0	0	0	3
<i>Fibipendula ulmaria</i>	0	3	4	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	4	0	0	0	0	2
<i>Goutt. rivale</i>	0	0	5	0	0	0
<i>Potentilla tormentilla</i>	3	2	0	2	0	0
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	3	3	2	0	0
<i>Lathyrus latius</i>	0	0	0	1	0	2
<i>Trifolium pratense</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	3	3	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	3	3	2	3	1	2
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Astragalus major</i>	0	0	0	2	0	2
<i>Heracleum sphondylium</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Botanica officinalis</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Brunella vulgaris</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Galium mollugo</i>	0	0	0	2	2	2
<i>Campanula rotundifolia</i>	2	0	0	2	0	0
<i>Phytolacca spicata</i>	1	0	0	2	0	2
<i>Hieracium praeanthoides</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Oriithogalum pyrenaicum</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Veratrum album</i>	3	0	0	2	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Cerax montana</i>	0	2	2	0	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	0	0	0	0	0	3
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Avenula pubescens</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3	3	3	5	3	3
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	3	0	0
<i>Deschampsia coespitosa</i>	0	3	2	0	0	0
<i>Molinia caerulea</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Poa nemoralis</i>	3	0	2	3	3	3
<i>Equisetum arvense</i>	3	2	3	3	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	0	0	2	2	2
<i>Alnus glutinosa (p)</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Betula alba (p)</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Corylus avellana (p)</i>	0	0	0	0	3	2
<i>Fragaria excelsior (p)</i>	0	0	4	2	3	0
<i>Crataegus monogyna (p)</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Prunus padus (p)</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Rosa canina (p)</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Rubus idaeus (p)</i>	2	0	0	2	0	2
<i>Sorbus aria (p)</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Sorbus aucuparia (p)</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Acer pseudoplatanus (g)</i>	2	2	0	0	2	1
<i>Alnus glutinosa (g)</i>	2	2	5	0	0	0
<i>Betula alba (g)</i>	2	0	0	3	0	1
<i>Corylus avellana (g)</i>	2	0	0	0	4	3
<i>Fragaria excelsior (g)</i>	0	3	0	0	2	0
<i>Prunus avium (g)</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Prunus padus (g)</i>	2	3	0	0	0	0
<i>Salix caprea (g)</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Picea abies (g)</i>	0	0	0	0	0	1

	b5	b6	b17	b18	b37	b42
Humidité	3	3	3	2	3	2
pH	2	3	3	3	2	2
Elements nutritifs	1	2	2	2	2	1
Horizon A	3	2	3	3	2	2
Granulométrie	3	3	3	3	1	2
Température	1	1	2	1	2	1
Continuité	2	1	1	1	1	1
Pente	2	2	1	2	2	2
Accessibilité	3	3	1	2	2	1
Proximité	2	2	3	3	3	1
Anthropisation	0	0	0	0	1	1
Richesse spécifique	2	1	1	2	1	3
Abondance	2	1	2	2	1	2
Diversité spécifique	3	2	1	2	1	3
Tolérance	3	2	2	2	1	2
Dynamique physiologique	3	2	2	2	2	2
Taux de ligneux	3	3	3	3	3	3
Taux d'épineux	3	1	1	2	1	2
Lumière	2	2	1	2	1	1

Groupement 3

	b19	b35	b37	b38	b39	b40	b43	b48	b49	t17	t39	t40
<i>Polygonum bistorta</i>	0	1	1	0	0	0	3	0	0	3	0	2
<i>Rumex acetosa</i>	3	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dianthus carthusianorum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene fruticosa</i>	0	2	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	2	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geum rivale</i>	3	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Geum urbanum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus luteus</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Lathyrus pratensis</i>	3	1	1	0	2	2	2	2	0	0	0	0
<i>Lolium comiculatum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Onobrychis vicifolia</i>	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium alpestre</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium montanum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	0	2	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0
<i>Vicia sepium</i>	2	0	3	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Geranium molle</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	4	3	2	3	4	4	3	3	2	2	2	2
<i>Euphorbia verrucosa</i>	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Malva moschata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium montanum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	0	0	3	0	0	0	4	2	0	0	0
<i>Astragalus major</i>	0	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaerophyllum aureum</i>	2	0	2	4	2	0	4	0	0	0	0	4
<i>Heracleum sphondylium</i>	0	0	0	1	1	0	2	0	0	1	0	2
<i>Lasium latifolium</i>	0	3	0	2	0	0	2	3	2	0	0	3
<i>Pimpinella major</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ballota ledeb.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamintha acinos</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Salvia pratensis</i>	0	2	0	0	1	3	0	2	0	0	0	0
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Thymus serpyllum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinanthuslectorophus</i>	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	2	3	2	3	3	2	0	2	0	2	2
<i>Galium verum</i>	0	2	2	0	2	0	3	2	0	0	0	0
<i>Valeriana officinalis</i>	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula persicifolia</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	0	0	0	2	1	2	0	0	2	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	2	2	2	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Scabiosa columbaria</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	0	2	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
<i>Centauria scabiosa</i>	0	2	0	0	2	3	0	1	0	0	0	0
<i>Hieracium prenanthoides</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	2	0	2	2	2	0	0	0	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	0	2	3	0	2	0	0	0	0
<i>Allium vineale</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asphodelus albus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Veratrum album</i>	0	2	2	1	2	3	2	0	0	0	0	0
<i>Agrastis capillaris</i>	3	2	2	3	3	3	2	0	2	3	3	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	3	3	2	3	0	4	3	0	0	0	0
<i>Avenula pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	2	4	2	0	2	2	2	5	3	4	0
<i>Briza media</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	2	0	0	2	3	3	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca paniculata</i>	3	4	2	2	2	0	2	2	0	0	0	0
<i>Festuca pratensis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Melica nutans</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	0	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trisetum flavescens</i>	0	2	2	0	4	3	2	0	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0

b19 b35 b37 b38 b39 b40 b43 b48 b49 t17 t39 t40

<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	2	2	1	0	0	0	0	0	2	2	0
<i>Betula alba (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior (p)</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Prunus padus (p)</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa canina (p)</i>	0	3	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0
<i>Rubus idaeus (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0
<i>Sorbus aria (p)</i>	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (g)</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Humidité</i>	3	2	2	2	2	2	3	1	1	2	2	2
<i>pH</i>	1	2	2	2	2	3	2	3	2	2	1	2
<i>Elements nutritifs</i>	2	1	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2
<i>Horizon A</i>	3	2	3	2	2	3	1	1	2	1	2	2
<i>Granulométrie</i>	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	1	3
<i>Température</i>	1	2	2	1	2	3	1	3	2	1	1	1
<i>Continentalité</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	1	2
<i>Partie</i>	1	3	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1
<i>Acrosabilité</i>	2	2	3	3	3	2	3	1	1	2	2	1
<i>Praximité</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1
<i>Autrotoposition</i>	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Richesse spécifique</i>	1	3	3	2	3	3	3	2	1	1	1	1
<i>Abondance</i>	2	3	2	2	3	3	3	2	1	1	1	1
<i>Diversité spécifique</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Tolérance</i>	3	2	2	2	3	3	3	3	2	2	2	3
<i>Dynamique physiologique</i>	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2
<i>Taux de ligneux</i>	1	3	3	2	1	1	1	1	3	2	2	2
<i>Taux d'épineux</i>	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1
<i>Lumière</i>	2	2	2	2	3	3	3	3	2	1	1	1

Groupement 4

	b7	b11	b12	b13	b32	i2	i4	i5	i20	i22	i23	i28	i32	i33	i34	i35	i41
<i>Silene inflata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene nutans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Papaver rhoeas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Arabis hirsuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	2	4	2	2	0	0	0
<i>Sedum album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Geum urbanum</i>	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Coronilla varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus hufus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	2
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	2	0	3	3	2	2	2	3	4	3	3	4	5	0
<i>Vicia sativum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium molle</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium robertianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Aethusa cynapium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Chaerophyllum aureum</i>	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Hieracium sphondylium</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galeopsis tetrahit</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lamium purpureum</i>	0	2	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvia pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	2	5	2	0	4	0	0	2	3	0	0	0	2	4	3	4	0
<i>Galium mollugo</i>	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	2	3	0	2	2	0
<i>Artemisia absinthium</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Centaura scabiosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0
<i>Cirsium arvense</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Lactuca scariola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Tropaeogon pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	4	4	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	3	0	2	0	0
<i>Agrastis capillaris</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	3	3	2	3	2	3	0	0	3	3	4	3	3	3	0
<i>Avenula pubescens</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	2
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	3	2	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Elymus repens</i>	0	2	0	3	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Festuca ovina</i>	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	2	0	0	2	0	0	0
<i>Festuca paniculata</i>	2	0	0	0	3	3	3	0	2	3	3	2	3	3	2	0	0
<i>Holcus lanatus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Poa pratensis</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trisetum flavescens</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	2	0	0
<i>Cornus sanguinea (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Corylus avellana (p)</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	2
<i>Clematis vitalba (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Prunus mahaleb (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Prunus spinosa (p)</i>	2	0	0	0	5	0	0	3	5	5	4	2	2	2	2	0	0
<i>Rosa canina (p)</i>	3	3	4	4	4	3	3	4	2	2	4	2	2	2	2	2	5
<i>Rubus fruticosus (p)</i>	5	4	0	5	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Rubus idaeus (p)</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus pubescens (g)</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior (g)</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus communis (g)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus aria (a)</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Groupement 4

Humidité	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2
pH	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	3	3	2	2	2	2
Elements nutritifs	3	3	2	3	2	2	1	2	1	1	2	2	2	3	2	2
Horizon A	2	2	2	2	1	2	1	2	1	1	1	1	2	2	1	1
Granulométrie	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1
Température	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Continentalité	1	3	1	2	1	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2
Pente	3	2	2	1	2	1	1	3	3	2	2	2	1	1	2	1
Accessibilité	1	2	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2	1
Proximité	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	1	0	0	0	0
Anthropisation	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Richesse spécifique	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2
Abondance	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1
Diversité spécifique	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	3	1	2	1
Tolérance	1	1	2	1	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2
Dynamique physiologique	2	2	1	2	1	2	2	1	1	1	2	2	2	2	1	1
Taux de ligneux	3	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	3	1	3	1	1
Taux d'épineux	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	1
Lumière	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Groupement 5

	b16	b44	b47	13	130	131
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	2	0	4	3
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	0	0	4	0	2
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	0	0	0	5	5
<i>Geum urbanum</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Potentilla tarmentilla</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	3	0	2
<i>Geranium sylvaticum</i>	4	0	2	0	2	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	5	5	5	5	4	2
<i>Chaerophyllum aureum</i>	0	2	3	0	0	0
<i>Heracleum sphandylum</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	2	3	0	2
<i>Veratrum album</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	2	3	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	3	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	0	2	2	0	2
<i>Avenola pubescens</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Doctylis glomerata</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Festuca paniculata</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Trisetum flavescens</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Rosa canina (p)</i>	2	0	3	0	0	0
<i>Rubus fruticosus (p)</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Rubus idaeus (p)</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Salix alba (p)</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	0	0	3	0	0
Humidité	2	3	3	3	3	3
pH	1	1	1	2	2	2
Elements nutritifs	2	3	3	3	3	3
Horizon A	1	3	3	2	2	2
Granulométrie	1	1	1	1	3	3
Température	2	1	1	3	1	3
Continentalité	2	2	2	1	2	1
Pente	1	1	2	1	1	1
Accessibilité	2	2	1	1	1	1
Proximité	2	3	3	1	1	1
Anthropisation	0	0	0	1	1	1
Richesse spécifique	1	1	1	1	1	1
Abondance	1	1	1	1	1	1
Diversité spécifique	1	1	1	1	1	1
Tolérance	1	3	1	1	1	1
Dynamique physiologique	1	1	1	1	2	2
Taux de ligneux	1	2	1	3	2	2
Taux d'épineux	2	1	2	2	1	2
Lumière	2	3	2	3	2	2

Groupement 6

	b9	b15	b18	b22	b23	b24	b25	b26	b27	b28	b29	b31	b33	b34	b36	b45	b46	b50	12
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2	2	2
<i>Silene latifolia</i>	0	0	2	2	0	0	2	0	1	0	2	2	2	2	0	2	2	0	2
<i>Ranunculus acris</i>	0	0	2	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alliaria petiolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Geum urbanum</i>	2	2	0	3	3	2	2	2	0	0	0	2	2	0	2	2	0	2	2
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	2	0	2	0	2	2	2	2	0	2	0	3	2	0	0	0	0	0	2
<i>Medicago sativa</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	3	0	2	0	0	2	0	0	2	0	2	2	3	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	0	2	0	0	3	2	0	2	2	2	0	3	2	0	0	2	2	2	2
<i>Geranium molle</i>	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium pyrenaicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	4	5	4	3	4	4	4	4	4	3	3	3	3	2	0	4	3	4	4
<i>Euphorbia verrucosa</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	1	0	0	0
<i>Chaerophyllum aureum</i>	4	0	4	5	4	4	4	4	4	3	2	3	3	5	4	2	3	0	0
<i>Heracleum sphandylum</i>	0	2	3	0	0	0	3	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laserpitium latifolium</i>	0	1	0	0	0	0	2	2	3	3	0	0	0	3	3	0	2	2	0
<i>Pimpinella major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gentiana lutea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Betonica officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Calamintha officinalis</i>	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galopsis tetralix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lamium maculatum</i>	0	0	0	2	0	2	0	2	0	2	0	0	0	2	2	0	2	0	2
<i>Lamium purpureum</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvia pratensis</i>	2	0	2	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Galium aparine</i>	3	2	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	2	2	3	4	4
<i>Galium mollugo</i>	0	3	3	0	0	3	2	0	2	2	3	0	3	0	3	0	0	0	2
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	2	0	3	0	3	0	2	0	2	2	0	2	0	0	1	1	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	2	2	2	2	2	3	2	1	0	0	2	2	0	2	2	0	2	2
<i>Scabiosa columbaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0

Groupement 7

	b10	b20	b21	b41	b42	t11	t12	t13	t14	t27
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	3	2
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Silene inflata</i>	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Ranunculus nemorosus</i>	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	2	0	2	2	3	3	2	0
<i>Geum rivale</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geum urbanum</i>	2	2	3	2	3	3	2	3	3	3
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	0	0	3	0	2	0	0	0	2	0
<i>Geranium robertianum</i>	0	0	0	0	2	2	0	0	0	3
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	3	3	2	3	3	0	2	2	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Epilobium montanum</i>	0	1	3	0	2	2	2	2	2	0
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Aethusa cynapium</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Chaerophyllum aureum</i>	4	3	5	2	3	3	3	5	0	3
<i>Heracleum sphondylium</i>	2	0	2	0	2	2	0	0	0	1
<i>Laserpitium latifolium</i>	0	0	0	0	0	3	3	2	0	2
<i>Betonica officinalis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Galeopsis tetrahit</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lamium maculatum</i>	0	3	2	2	2	0	0	0	0	3
<i>Lamium purpureum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Digitalis grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galium aparine</i>	3	3	2	3	2	3	3	3	2	4
<i>Galium meliogy</i>	0	0	0	2	2	0	0	2	0	0
<i>Valeriana officinalis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Campanula rapunculoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	2	3	2	0	1	0	2	0	2	0
<i>Adenostyles alpina</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Crepis biennis</i>	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Phacelia muralis</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Allium vineale</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Veratrum album</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	2	3	3	3	0	0	2	3	2	2
<i>Artemisium elatius</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Avenola pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	3	0	3	2	3	0	0
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0
<i>Elymus caninus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Festuca paniculata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa nemoralis</i>	3	4	2	0	2	2	3	2	2	2
<i>Triticum flavescens</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	2	3	2	3	3	3	3	2	2	2
<i>Sambucus nigra (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Corylus avellana (p)</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Quercus pubescens (p)</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior (p)</i>	0	2	4	0	0	3	3	3	2	2
<i>Crataegus laevigata (p)</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna (p)</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	0	0	0	0	3	2	0	2	0
<i>Prunus padus (p)</i>	2	3	2	0	2	0	0	0	2	2
<i>Rosa canina (p)</i>	2	0	0	5	0	0	2	2	2	2
<i>Rubus idaeus (p)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Sorbus aucuparia (p)</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Picea abies (p)</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (q)</i>	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Alnus glutinosa (q)</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior (q)</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Prunus avium (q)</i>	0	0	3	0	0	4	3	3	0	0
<i>Prunus padus (q)</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sorbus aucuparia (q)</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

b10 b20 b21 b41 b42 t11 t12 t13 t14 t27

<i>Humidité</i>	3	3	3	2	3	2	2	2	3	3
<i>pH</i>	3	3	2	2	2	3	3	3	2	3
<i>Elements nutritifs</i>	3	2	3	2	2	2	2	2	2	3
<i>Horizon A</i>	3	3	3	3	3	2	2	2	2	3
<i>Granulométrie</i>	2	3	3	3	3	3	2	2	2	2
<i>Température</i>	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2
<i>Continentalité</i>	2	1	1	1	1	1	2	2	1	1
<i>Pente</i>	2	1	2	1	1	2	2	3	2	1
<i>Accessibilité</i>	2	2	2	3	3	2	3	3	2	2
<i>Proximité</i>	1	2	3	3	3	3	3	3	3	1
<i>Anthropisation</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Richesse spécifique</i>	1	1	2	1	3	2	3	2	2	2
<i>Abondance</i>	1	2	3	2	2	2	2	3	1	2
<i>Diversité spécifique</i>	1	2	1	3	2	3	3	2	2	2
<i>Tolérance</i>	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Dynamique physiologique</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3
<i>Taux de lièux</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Taux d'épines</i>	2	2	1	3	2	1	2	2	3	2
<i>Lumière</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Groupement 8

	b8	b30	t10	t25	t43	t44	t45	t46	t49	t50
<i>Silene latifolia</i>	3	0	2	0	2	2	2	2	2	2
<i>Ranunculus acris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erysimum cheirikorum</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Sedum ocrea</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sedum reflexum</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	1	2
<i>Potentilla argentea</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coronilla varia</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus lotensis</i>	0	0	2	0	2	2	0	2	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	3	2	2	4	3	2	3	2	2	2
<i>Trifolium alpestre</i>	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	3	3	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Vicia cracca</i>	3	2	4	0	4	3	3	3	3	3
<i>Geranium molle</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	0	2	0	0	0	2	2	2	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorophyllum aureum</i>	3	2	3	3	0	0	0	2	0	0
<i>Hieracium sphondylium</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laserpitium latifolium</i>	0	0	4	2	2	2	2	3	2	2
<i>Camphorosma arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gentiana lutea</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Lithospermum purpureo-c.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pulmonaria angustifolia</i>	0	0	0	0	2	2	2	2	2	0
<i>Bolola foetida</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Brunella vulgaris</i>	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Salvia pratensis</i>	1	2	2	2	2	3	3	2	3	2
<i>Stachys recta</i>	0	0	2	0	0	0	0	2	1	2
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	2	2	2	0	0	3	3	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	2	2	0	2	2	2
<i>Campanula rotundifolia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	0	2	0	0	0	0	1	2	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	0	2
<i>Achillea millefolium</i>	2	2	3	5	3	2	3	3	2	2
<i>Artemisia absinthium</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Centaura maritima</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Centaura scabiosa</i>	0	2	2	0	0	2	2	0	0	2
<i>Tanacetum caryophyllum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Taraxacum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Allium oleraceum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	4	4	2	4	3	4	3	3	4
<i>Avenula pubescens</i>	3	2	2	2	3	0	3	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Braea media</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	0	2
<i>Bromus arvensis</i>	0	0	2	0	3	4	3	4	4	3
<i>Dactylis glomerata</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	0	0
<i>Festuca ovina</i>	0	2	2	0	2	3	2	2	2	2
<i>Festuca paniculata</i>	2	0	2	2	2	2	3	3	3	3
<i>Festuca pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Koeleria cristata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus (p)</i>	0	0	1	0	0	2	1	2	0	0
<i>Prunus avium (p)</i>	3	3	0	0	0	0	2	0	2	0
<i>Prunus domestica (p)</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Prunus spinosa (p)</i>	0	0	0	0	0	0	3	2	0	3
<i>Pyrus communis (p)</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rosa canina (p)</i>	2	0	2	0	2	2	2	2	2	3
<i>Rubus fruticosus (p)</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrus communis (q)</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0

b8 b30 t10 t25 t43 t44 t45 t46 t49 t50

Humidité	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1
pH	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3
Éléments nutritifs	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1
Horizon A	2	2	2	1	1	1	1	2	1	1
Granularité	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Température	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3
Continentalité	3	3	2	2	3	3	2	3	3	3
Pente	1	1	2	2	1	2	2	2	3	2
Accessibilité	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
Proximité	1	1	3	1	1	1	1	0	0	0
Anthropisation	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
Richesse spécifique	2	2	3	1	2	2	3	3	2	2
Abondance	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2
Diversité spécifique	2	2	3	1	2	3	3	3	3	3
Tolérance	3	3	2	3	3	3	2	2	3	2
Dynamique physiologique	2	1	1	3	2	2	2	1	2	2
Taux de lignine	2	2	2	1	1	2	3	2	2	1
Taux d'épinépine	2	1	2	1	2	2	3	2	2	3
Lumière	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Groupement 9

	11	119	121	129	148
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	2
<i>Silene inflata</i>	0	0	0	0	2
<i>Silene nutans</i>	0	0	0	0	1
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	0	2	0	0
<i>Sedum reflexum</i>	4	3	0	2	2
<i>Sempervivum montanum</i>	0	2	2	1	0
<i>Sempervivum tectorum</i>	2	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	2	0
<i>Potentilla argentea</i>	0	0	0	2	0
<i>Sanguisorba minor</i>	0	0	0	2	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	0	0	2
<i>Medicago sativa</i>	0	0	2	4	0
<i>Trifolium alpestre</i>	0	3	2	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	2	0
<i>Vicia cracca</i>	0	2	3	2	2
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	0	2
<i>Hypericum perforatum</i>	0	2	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	0	2	0
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	2	0
<i>Pulmonaria angustifolia</i>	0	0	0	0	2
<i>Brunella vulgaris</i>	0	0	0	2	0
<i>Salvia pratensis</i>	2	0	0	0	2
<i>Stachys recta</i>	0	0	2	0	0
<i>Teucrium chamaedrys</i>	2	3	2	2	2
<i>Thymus serpyllum</i>	2	0	2	0	0
<i>Rhinanthus alchorolophus</i>	2	2	0	0	0
<i>Verbascum lychnitis</i>	0	0	1	2	0
<i>Galium aparine</i>	2	0	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	0	2	0	0
<i>Galium verum</i>	2	1	3	0	3
<i>Valeriana officinalis</i>	2	0	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	0	0	0	1
<i>Achillea millefolium</i>	2	2	3	3	3
<i>Artemisia absinthium</i>	0	0	2	2	0
<i>Artemisia campestris</i>	3	0	0	0	0
<i>Centaurea scaberrima</i>	0	0	0	0	2
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	0	0	0	2	0
<i>Trogopogon pratensis</i>	0	0	0	2	0
<i>Asphodelus albus</i>	0	1	0	0	0
<i>Athenantherum elatius</i>	0	0	3	0	0
<i>Avenula pubescens</i>	2	0	0	0	3
<i>Brachypodium pinnatum</i>	2	0	0	0	0
<i>Biza media</i>	0	0	0	0	2
<i>Bromus arvensis</i>	3	2	4	3	4
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	2	0	0
<i>Elymus repens</i>	0	4	2	0	0
<i>Festuca ovina</i>	4	2	2	2	2
<i>Festuca paniculata</i>	0	3	3	0	2
<i>Koeleria cristata</i>	2	0	2	0	2
<i>Polygonum pratense</i>	0	0	1	0	0
<i>Trisetum flavescens</i>	0	0	0	0	3
<i>Clematis vitalba (p)</i>	0	0	0	2	0
<i>Prunus avium (p)</i>	0	0	0	3	3
<i>Prunus mahaleb (p)</i>	0	0	0	1	0
<i>Prunus spinosa (p)</i>	0	3	2	2	3
<i>Rosa canina (p)</i>	0	2	0	0	2
<i>Ficus abies (p)</i>	0	0	0	0	1

	11	119	121	129	148
<i>Humidité</i>	1	1	1	1	1
<i>pH</i>	3	2	3	3	3
<i>Elements nutritifs</i>	1	1	1	1	1
<i>Horizon A</i>	2	1	1	1	2
<i>Granulométrie</i>	1	1	1	1	1
<i>Température</i>	3	3	3	3	3
<i>Continentalité</i>	3	3	3	3	3
<i>Pente</i>	3	3	2	2	2
<i>Accessibilité</i>	2	1	1	2	2
<i>Proximité</i>	1	1	2	0	0
<i>Anthropisation</i>	0	0	0	1	1
<i>Richesse spécifique</i>	2	2	2	2	3
<i>Abondance</i>	1	1	2	2	2
<i>Diversité spécifique</i>	2	3	3	3	3
<i>Tolérance</i>	3	2	3	3	3
<i>Dynamique physiologique</i>	1	1	1	1	1
<i>Taux de ligneux</i>	1	1	1	3	3
<i>Taux d'épineux</i>	1	3	2	2	3
<i>Lumière</i>	3	3	3	3	3

Groupement 10

	16	17	19	115	116	136	138	147
<i>Rumex acetosa</i>	2	1	2	0	1	2	0	1
<i>Silene inifera</i>	2	2	3	2	2	0	2	2
<i>Ranunculus acris</i>	2	0	0	0	0	2	0	0
<i>Sedum album</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sedum reflexum</i>	0	3	0	3	0	2	1	0
<i>Sempervivum eracmoides</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Sempervivum montanum</i>	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Sempervivum tectorum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Geum urbanum</i>	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Potentilla tomentosa</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Caranilla varia</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	3	0	3	0	0	0	2	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	0	2	2	3	0	2	2
<i>Trifolium alpestre</i>	0	3	0	2	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	0	0	3	0	0	3	2	0
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	3	0	0	0	3	2	2	2
<i>Euphorbia verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Helianthemum nonnutantium</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Astragalus major</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chaerophyllum aureum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Laserpitium latifolium</i>	3	0	3	2	2	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Gentiana lutea</i>	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lithospermum purpureo-c.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pulmonaria angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Brunella vulgaris</i>	1	2	0	2	0	0	2	2
<i>Salvia pratensis</i>	2	2	2	2	2	0	2	2
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	2	0	0	2	2
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	0	0	0	2	2	2	2
<i>Galium verum</i>	3	3	2	2	2	0	2	2
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phyteuma spicatum</i>	2	2	0	0	0	2	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	2	2	2	0	0	2	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	3	3	0	2	2	2	2	2
<i>Centaurea montana</i>	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Centaurea scabiosa</i>	2	1	0	2	2	0	2	0
<i>Lactuca scariola</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alium oleraceum</i>	2	3	0	1	0	0	0	0
<i>Asphodelus albus</i>	2	1	0	2	2	0	1	2
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Plantago major</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Carex montana</i>	0	0	2	2	0	2	0	2
<i>Agrostis capillaris</i>	2	0	2	0	0	0	2	0
<i>Atheratum elatius</i>	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Avena sterilis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Avenula pubescens</i>	2	0	2	2	2	2	3	3
<i>Brachypodium pinnatum</i>	4	3	4	3	4	3	5	3
<i>Briza media</i>	2	2	0	2	0	0	0	2
<i>Bromus erectus</i>	4	4	4	2	4	4	3	4
<i>Dactylis glomerata</i>	2	2	2	2	2	0	2	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	0	0	2	2	0	0	2
<i>Festuca ovina</i>	3	2	0	3	0	0	0	2
<i>Festuca paniculata</i>	3	3	0	3	0	2	3	2
<i>Koeleria cristata</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Trisetum flavescens</i>	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	3	0	0	0	2	2

	16	17	19	115	116	136	138	147
<i>Acer campestre</i> (p)	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Acer pseudoplatanus</i> (p)	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Cornus sanguinea</i> (p)	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Corylus avellana</i> (p)	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Quercus pubescens</i> (p)	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i> (p)	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Crataegus monogyna</i> (p)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Prunus avium</i> (p)	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Prunus spinosa</i> (p)	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Rosa canina</i> (p)	2	0	0	2	2	2	2	1
<i>Rubus idaeus</i> (p)	2	0	0	0	0	2	2	0
<i>Sorbus aria</i> (p)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Papulus alba</i> (p)	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Betula alba</i> (p)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Corylus avellana</i> (g)	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Prunus avium</i> (g)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Papulus alba</i> (g)	0	0	0	0	0	3	0	0
Humidité	1	1	1	1	2	2	1	1
pH	2	2	3	3	3	3	2	3
Elements nutritifs	1	1	1	1	2	2	1	1
Horizon A	1	1	1	1	1	2	1	2
Granulométrie	2	1	3	2	3	2	1	3
Température	2	3	2	2	2	3	3	2
Continentalité	3	3	3	3	2	2	2	3
Pente	1	1	2	3	2	2	1	3
Accessibilité	1	1	1	1	1	2	1	2
Proximité	3	3	2	3	3	0	3	0
Anthropisation	1	1	0	0	0	0	1	1
Richesse spécifique	3	2	2	3	2	3	3	3
Abondance	3	2	2	3	2	3	2	2
Diversité spécifique	3	2	2	3	3	3	3	3
Tolérance	3	3	3	3	3	2	3	3
Dynamique physiologique	1	1	1	1	2	3	2	2
Taux de lignine	1	1	2	1	2	3	3	3
Taux d'épinex	2	1	3	2	2	2	3	2
Lumière	3	3	3	3	2	3	3	3

ANNEXE D : LISTE DES LOGICIELS UTILISÉS

- **Sur compatible PC**

- TURBO-BASIC (Borland) : langage de programmation
- BIOMECCO (CEFE Montpellier) : Analyse de données phytoécologiques

- **Sur Apple Macintosh**

- Mac WRITE (Claris) : Traitement de texte
- Mac DRAW PRO (Claris) : Dessin vectoriel
- ILLUSTRATOR (Adobe) : Dessin vectoriel
- RESOLVE (Claris) : Tableur et conception de graphiques
- IMAGE(NIH) : Analyse d'images
- PHOTOSHOP (Adobe) : Traitement d'images

- **Sur station VAX**

- ARC/INFO (ESRI) : Système d'information géographique

L O U I S - J E A N
avenue d'Embrun, 05003 GAP cedex
Tél. : 92.53.17.00
Dépôt légal :803 — Octobre 1994
Imprimé en France



"Études" du CEMAGREF, série Gestion des Territoires n° 13, **Écologie du paysage et dynamique végétale post-culturelle** - 1994, 1^{re} édition. ISBN 2-85362-382-3. Dépôt légal 4^e trimestre 1994 - Coordonnateur de la série : Daniel Terrasson, chef de département - Photo de couverture : CEMAGREF - Impression et façonnage : imprimerie Louis Jean, BP 87, 05003 Gap - Edition et diffusion : CEMAGREF-DICOVA, BP 22, 92162 Antony Cedex, tél. : (1) 40 96 61 32 et CEMAGREF Grenoble, division *Environnement naturel et paysage*, BP 76, 38402 St Martin d'Hères, tél. : 76 76 27 27. Diffusion aux libraires : TEC et DOC, 14, rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex, tél. : (1) 47 40 67 00. Prix : **275 F TTC.**