



HAL
open science

Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux

Frank Pervanchon

► **To cite this version:**

Frank Pervanchon. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux. Sciences du Vivant [q-bio]. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2004. Français. NNT : . tel-02833233

HAL Id: tel-02833233

<https://hal.inrae.fr/tel-02833233>

Submitted on 7 Jun 2020

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

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

ECOLE DOCTORALE RP2E
SCIENCES ET INGENIERIE DES RESSOURCES, PROCEDES, PRODUITS, ENVIRONNEMENT
INSTITUT POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

N° attribué par la bibliothèque

L _ _ _ _ _

THESE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'INSTITUT POLYTECHNIQUE DE LORRAINE
Discipline : Sciences agronomiques

Présentée et soutenue publiquement par

Frank Pervanchon

Le premier octobre 2004

Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux

Directeur de Thèse : Pr Sylvain Plantureux

Jury

Professeur Alain Peeters
Professeur Olivier Jolliet
Professeur Sylvain Plantureux
Docteur Bernard Amiaud
Docteur Philippe Jeanneret
Docteur Jean-Pierre Sarthou
Madame France Drugmant

Président du Jury
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur
Examineur
Invitée

<i>Pour aley, pour l'</i>	<i>Amour</i>
<i>A sylvette pour la</i>	<i>Protection</i>
<i>Toi renée ? Pour la</i>	<i>Recherche !</i>
<i>Restent andré pour l'</i>	<i>Enseignement</i>
<i>Et les amis pour la</i>	<i>Surprise</i>

...de la vie !

Remerciements

J'adresse toute ma gratitude et mon profond respect à Philippe Girardin qui m'a ouvert les portes de l'agronomie et de la recherche depuis plus de 5 années. La confiance qu'il m'a montrée me touche beaucoup. J'espère ne jamais la décevoir.

Je remercie Sylvain Plantureux pour m'avoir accueilli dans son laboratoire, tout d'abord pour mon service civil, puis ensuite en thèse. Il a montré une grande disponibilité et a su m'aiguiller avec patience et pertinence tout au long de la thèse.

Mes remerciements vont également à Alain Peeters et Olivier Jolliet qui me font l'honneur de juger mon travail comme rapporteurs. Qu'ils soient assurés de ma profonde reconnaissance.

Merci à Philippe Jeanneret d'avoir accepté de juger mon travail de thèse.

Je remercie très chaleureusement Jean-Pierre Sarthou, à qui le modèle expert que j'ai développé doit beaucoup. A ce titre et aussi parce qu'il a lancé ma carrière professionnelle en m'initiant à l'agriculture durable, il lui revenait de juger mon travail de thèse.

Bernard Amiaud m'a accompagné sur le chemin de la thèse avec de la patience, de la fermeté, une grande compétence et beaucoup de gentillesse. Je lui exprime toute ma reconnaissance et pour l'avenir, mon amitié.

Jean-Yves Peseux a cru dans le programme de recherche proposé par le laboratoire Agronomie et Environnement. Il a su convaincre et mobiliser des responsables de Parcs Naturels Régionaux afin qu'ils s'engagent dans le financement et l'application sur leurs

territoires de la présente étude. Sans lui, ce projet n'aurait pas vu le jour. Qu'il en soit remercié très chaleureusement en mon nom et celui du laboratoire.

France Drugmant a pris le relai de Jean-Yves Pezeux avec intérêt et sympathie. Il lui revenait bien entendu de juger mon travail, au nom des Parcs Naturels Régionaux. Pour tout cela, je la remercie très vivement.

Un grand merci à tous les chargés de mission des Parcs Naturels Régionaux qui ont participé à l'étude : Anne Vivier, Bruno Dumeige, Fabien Dupont, Mathias Franko, Gaël Hemery, Michel Jabrin, Claude Michel, David Michelin, Régis Vianet. Ils se sont engagés dans un programme de recherche qui a exigé d'eux beaucoup : du temps, de l'énergie, de la patience et de la conviction. Sans eux, ce travail n'aurait ni contenu, ni saveur. Ils m'ont aussi apporté constamment leur aide et je les remercie pour leur accueil, leur écoute et les échanges nombreux et fructueux que nous avons eus.

Un grand merci à Jacques Baudry et Serge Muller pour leurs nombreux conseils éclairés et éclairants lors des différents comités scientifiques de la thèse et les comités de pilotage du programme de recherche. Le présent travail leur doit beaucoup.

Ma thèse doit aussi beaucoup aux botanistes et stagiaires des Parcs Naturels Régionaux qui ont aidé pour la collecte des données floristiques. En particulier : Laurence Foucault, Guillaume Choynet, Laurent Desnouhes et François Pinet. Leur savoir-faire et leurs compétences sont inestimables.

Cécile Gainel et Virginie Guittet, que j'ai encadrées durant leur stage ont montré à mon égard beaucoup de patience et de sympathie. J'ai pu apprécier leur travail épatant. Amélie Mariau, Claire Rahm et Fehti Hlimi ont su éclairer aussi ce travail.

Merci encore :

aux collègues thésards,

au personnel scientifique de l'École Nationale Supérieure Agronomique et des Industries Alimentaires (ENSAIA) et celui rattaché à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA),

au personnel administratif et au personnel technique de l'ENSAIA, en particulier Thamara Olivier pour son efficacité et sa gentillesse. Elle m'a épargné beaucoup de stress pour le bouclage de ma thèse

au centre INRA de Mirecourt pour son accueil pour travailler sur la gestion de l'azote sous prairies et pour les nombreuses discussions scientifiques,

au centre INRA de Colmar par lequel tout a commencé !

Enfin, cette thèse doit beaucoup à Anne-Laure Marchand et Olivier Reichinger. Leur esprit critique m'a permis de prendre de la hauteur et leur amitié m'a permis de garder le cap.

Sommaire

Introduction Intérêt de la mise point d'un outil d'évaluation de la biodiversité dans le contexte agricole français actuel	23
1 Remise en cause de l'agriculture française de l'après guerre :.....	25
2 De nouveaux concepts pour sortir l'agriculture de la seule logique marchande :	26
3 La préservation de la biodiversité comme composante importante de la multifonctionnalité de l'agriculture :	27
4 Les gestionnaires territoriaux ont besoin d'outils pour préserver la biodiversité :.....	29
5 Expression d'une demande de la part des Parcs Naturels Régionaux :.....	30
6 Emergence de la problématique de recherche développée dans ce manuscrit :	33
6.1 <i>Constat : les indicateurs existant ne permettent pas de répondre à la demande des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux</i>	<i>33</i>
6.2 <i>Expression de la question de recherche traitée dans ce manuscrit :.....</i>	<i>35</i>
Chapitre 1 Connaissances et modèles décrivant les pratiques agricoles ayant un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe.....	37
1 Quelles sont les pratiques agricoles qui ont un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ?	39
1.1 <i>Le mode d'exploitation :</i>	<i>39</i>
1.1.1 Effets du pâturage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe :.....	39
1.1.2 Effet de la fauche sur la valeur agronomique et la diversité végétale :.....	44
1.2 <i>La fertilisation et les amendements :.....</i>	<i>46</i>
1.2.1 Les apports d'éléments minéraux :.....	46
1.2.2 Les engrais organiques :.....	54
1.3 <i>Les autres pratiques agricoles :</i>	<i>55</i>
1.3.1 Les techniques d'entretien des prairies :	55
1.3.2 La gestion des structures non productives :	60
1.3.3 Le semis :	60
1.3.4 La gestion de l'eau :	61

2	Analyse des modèles disponibles permettant de prédire la diversité végétale et/ou la valeur agronomique des prairies permanentes :	65
2.1	<i>Les modèles à compartiments :</i>	66
2.2	<i>Les modèles de compétition des espèces végétales :</i>	68
2.3	<i>Les modèles d'impact :</i>	68
3	Avant d'aller plus loin en modélisation :	70

Chapitre 2 Modélisation statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies à partir de données d'enquête (modèle Modstat1)..... 71

1	Description de l'échantillon utilisé pour la modélisation statistique :	73
1.1	<i>Description des prairies de l'échantillon :</i>	73
1.2	<i>Description de la méthode de relevé floristique :</i>	73
1.2.1	Choix de la station pour un relevé :.....	74
1.2.2	Nombre de poignées dans un relevé :.....	74
1.2.3	Mode de prélèvement et d'analyse des poignées et obtention d'un coefficient d'abondance-dominance (B%) :.....	75
1.3	<i>Variables disponibles pour caractériser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes :</i>	76
1.3.1	Variables concernant la diversité végétale :.....	76
1.3.2	Variables concernant la valeur agronomique :.....	78
1.4	<i>Variables disponibles pour caractériser les pratiques agricoles appliquées sur des prairies permanentes de notre échantillon :</i>	81
2	Méthode d'analyse des données :	82
3	Obtention des modèles :	83
4	Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :	87
4.1	<i>Objectif des tests de sensibilité :</i>	87
4.2	<i>Méthode employée :</i>	87
4.3	<i>Résultats :</i>	89
4.3.1	Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu :.....	92
4.3.2	Cas du modèle pour les prairies pâturées :.....	92
4.3.3	Cas du modèle pour les prairies mixtes :.....	92
5	Discussion sur le modèle Modstat1 :	93
5.1	<i>L'hypothèse de départ est-elle validée ?</i>	93
5.2	<i>De la nécessité de prendre en compte les facteurs du milieu :</i>	95
5.3	<i>De la qualité de notre échantillon de prairies :</i>	96

Chapitre 3 Prise en compte des facteurs du milieu pour un modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies	
<i>Partie 1 : Quantification de l'effet des principaux facteurs du milieu sur la diversité végétale et la valeur agronomique à partir d'indices écologiques</i>	97
1 Base de la méthodologie : l'utilisation d'indices écologiques spécifiques	99
1.1 <i>Origine des indices écologiques spécifiques</i> :.....	100
1.2 <i>Intérêt des indices écologiques spécifiques pour évaluer les conditions du milieu</i> :	100
1.3 <i>Calcul d'un indice écologique spécifique non disponible dans la bibliographie : l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol</i>	101
1.3.1 <i>Descriptif du dispositif expérimental</i> :	101
1.3.2 <i>Transformation de chaque profil écologique en un indice écologique spécifique</i> :	107
1.4 <i>Méthode de calcul d'indices écologiques à l'échelle d'une prairie (notion d'indice écologique prairial)</i> :	114
2 Analyse des données à notre disposition pour quantifier l'effet des facteurs du milieu et de quelques perturbations sur la diversité végétale :	116
2.1 <i>Jeu de données utilisé</i> :	116
2.2 <i>Méthode d'analyse statistique</i> :.....	116
2.3 <i>Obtention des modèles de la relation entre les indices écologiques et la diversité végétale ou la valeur agronomique</i> :.....	117
3 Discussion sur les modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques prairiaux :.....	120
3.1 <i>Critique des variables retenues dans les modèles</i> :	120
3.2 <i>Critique de la méthode d'analyse statistique</i> :.....	120
3.3 <i>Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus</i> :.....	124
3.3.1 <i>Cas de la prédiction du nombre d'espèces végétales</i> :	124
3.3.2 <i>Cas de la prédiction de la valeur patrimoniale</i> :	125
3.3.3 <i>Cas de la prédiction de la valeur pastorale</i> :.....	126
3.4 <i>Remarque sur la notion de potentiel de diversité ou de valeur agronomique</i> :.....	126
3.5 <i>Notre hypothèse est-elle validée ?</i>	128

Chapitre 3 Prise en compte des facteurs du milieu pour un

modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies

Partie 2 : Relation entre les facteurs du milieu et de perturbation et les pratiques agricoles pour aboutir aux modèles statistiques 129

1 Pertinence d'une analyse quantitative de l'effet des pratiques agricoles sur les facteurs du milieu :..... 131

2 Résultats concernant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles : 132

2.1 *Jeu de données utilisé :* 132

2.2 *Méthode d'analyse :* 133

2.3 *Résultats des analyses par régression multiple linéaire :*..... 134

2.3.1 *Modèles obtenus tout mode d'exploitation confondu :* 134

2.3.2 *Modèles obtenus pour les prairies pâturées :* 136

2.3.3 *Modèles obtenus pour les prairies mixtes :* 137

2.4 *Déduction des modèles de diversité végétale :*..... 138

3 Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :..... 141

3.1 *Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu :*..... 144

3.2 *Cas du modèle pour les prairies pâturées :* 144

3.3 *Cas du modèle pour les prairies mixtes :*..... 146

4 Discussion sur les modèles statistiques proposés :..... 148

4.1 *Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus :*..... 148

4.1.1 *Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :* 148

4.1.2 *Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :*..... 151

4.2 *Performance des modèles obtenus :*..... 152

4.2.1 *Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :* 152

4.2.2 *Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :*..... 153

4.3 *Notre hypothèse est-elle validée ?*..... 154

Chapitre 4 Validation des modèles statistiques à partir de données collectées dans 4 Parcs Naturels Régionaux... 155

1 Matériel et méthode en vue de la validation des modèles :..... 157

1.1 *Choix d'une méthode de relevé floristique :* 157

1.2 *Réalisation des relevés :*..... 159

1.3	<i>Collecte des données agricoles nécessaires à la validation :</i>	160
1.4	<i>Méthode statistique utilisée :</i>	160
2	Résultats obtenus :	161
2.1	<i>Résultats obtenus pour le Parc Naturel Régional de Lorraine :</i>	162
2.1.1	Validité du modèle Modstat1 :	163
2.1.2	Validité du modèle Modstat2 :	165
2.2	<i>Résultats obtenus pour les autres Parcs Naturels Régionaux :</i>	165
2.2.1	Cas des Vosges :	165
2.2.2	Cas du Pilat :	166
2.2.3	Cas de la Brenne :	166
2.3	<i>Vérification de la performance des modèles servant à la construction de Modstat2 :</i>	167
2.3.1	Performance de la prédiction des indices écologiques à partir de la connaissance des pratiques agricoles :	167
2.3.2	Performance de la prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques :	167
3	Discussion : nos hypothèses sont-elles validées ?	170
3.1	<i>Cas de la première hypothèse :</i>	170
3.2	<i>Il faut prendre en compte les facteurs du milieu :</i>	171
3.3	<i>L'échantillon de pratiques agricoles n'est pas adapté pour la modélisation :</i>	171
4	Conclusion sur les modèles statistiques :	171

Chapitre 5 Détermination de la probabilité de présence des espèces en fonction du milieu et des pratiques agricoles sur prairies par un modèle expert : le modèle « Ground-FlorASyst » 173

1	Descriptif de la méthode de calcul des probabilités de présence des espèces par le modèle « Ground-FlorASyst » :	175
1.1	<i>Remarques préliminaires sur le modèle expert :</i>	175
1.1.1	Liens entre les variables d'entrée, les sorties et les paramètres du modèle :	175
1.1.2	Méthodes de calcul des probabilités de présence des espèces végétales :	177
1.1.3	Nature des variables d'entrée nécessaires au modèle :	179
1.2	<i>Obtention de la probabilité de présence de chaque espèce végétale en fonction des facteurs du milieu :</i>	180
1.2.1	Probabilité de présence et facteurs climatiques :	180
1.2.2	Probabilité de présence et facteurs pédologiques :	182
1.3	<i>Obtention des probabilités de présence de chaque espèce végétale en fonction des pratiques agricoles :</i>	193
1.3.1	Probabilité de présence en fonction des apports d'engrais ou d'amendements :	193

1.3.2	Probabilité de présence en fonction de l'exploitation de la prairie :	198
1.3.3	Probabilité de présence en fonction de la gestion de l'eau :	212
1.4	<i>Obtention d'une probabilité spécifique par agrégation des probabilités de présence en fonction du milieu et des pratiques agricoles :</i>	<i>217</i>
2	Mode d'emploi du modèle « Ground-FlorASyst » :	220
2.1	<i>Les fichiers et dossiers informatisés :</i>	<i>220</i>
2.2	<i>Prédiction de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale des prairies permanentes :</i>	<i>223</i>
2.2.1	Obtention d'une liste exhaustive d'espèces :	223
2.2.2	Obtention d'une liste d'espèces réduite à l'habitat de la végétation :	223
2.3	<i>Diagnostic des espèces végétales prédites par le modèle « Ground-FlorASyst » :</i>	<i>224</i>
3	Validation du modèle « Ground-FlorASyst » :	225
3.1	<i>Méthode employée pour la validation du modèle expert :</i>	<i>226</i>
3.1.1	Echantillon et données disponibles :	226
3.1.2	Méthode statistique retenue pour la validation de Ground-FlorASyst :	226
3.2	<i>Analyse des résultats de validation :</i>	<i>228</i>
3.2.1	Cas des résultats obtenus à partir de la liste complète d'espèces végétales de chaque Parc Naturel Régional :	228
3.2.2	Cas des résultats obtenus à partir de la liste d'espèces végétales pour un habitat donné :	230
3.2.3	Cas des résultats obtenus en fonction de trois groupes : les légumineuses, les graminées et les espèces diverses	232
4	Discussion :	235
4.1	<i>De l'intégration de données :</i>	<i>235</i>
4.2	<i>Retour sur la notion de probabilité de présence :</i>	<i>236</i>
4.3	<i>L'utilisation d'habitats comme filtre dans le modèle expert :</i>	<i>237</i>
4.3.1	Améliorer les listes d'espèces par habitat :	237
4.3.2	Difficulté de définir un habitat :	237
4.4	<i>Critique des données de terrain collectées :</i>	<i>238</i>
4.5	<i>Critique des indices écologiques élaborés pour le modèle :</i>	<i>238</i>
4.6	<i>Critique de la prise en compte des pratiques agricoles :</i>	<i>239</i>
4.7	<i>Critique de la prise en compte des facteurs du milieu :</i>	<i>240</i>
4.8	<i>Pertinence du choix de systèmes experts associés à la logique floue :</i>	<i>240</i>
5	Avons-nous vérifié notre hypothèse de départ ?	240

Chapitre 6 Proposition pour la réalisation d'indicateurs à

partir des sorties des modèles statistiques ou du modèle expert.....	243
1 Place des indicateurs de diversité biologique dans notre étude :.....	245
2 Les indicateurs pour améliorer la lisibilité des résultats des modèles :	247
3 Elaboration des indicateurs à partir des modèles de diversité végétale :	248
3.1 <i>Méthode pour la détermination de références :</i>	<i>248</i>
3.2 <i>Résultats :</i>	<i>249</i>
3.3 <i>Simulations pour la Lorraine :</i>	<i>252</i>
4 Discussion sur la mise en place d'indicateurs :.....	253
Discussion générale Des modèles et des indicateurs proposés et des perspectives offertes.....	255
1 Limites de la notion de diversité végétale proposée dans notre étude :	257
1.1 <i>contribution de notre étude au débat sur les enjeux de la biodiversité :</i>	<i>257</i>
1.2 <i>Critique des critères retenus dans notre étude :</i>	<i>258</i>
2 Discussion sur les hypothèses de construction des modèles statistiques proposés dans l'étude :	260
2.1 <i>Avantages et limites du modèle statistique Modstat1 :</i>	<i>260</i>
2.2 <i>Intérêt des indices écologiques prairiaux pour la modélisation statistique :</i>	<i>261</i>
2.3 <i>Avantages et limites du modèle statistique Modstat2 :</i>	<i>262</i>
3 Discussion sur les hypothèses de construction du modèle expert Ground-FlorASyst :	263
3.1 <i>Place du modèle expert Ground-FlorASyst dans les approches de modélisation :</i>	<i>263</i>
3.1.1 <i>Confrontation du modèle expert aux modèles de dynamique de végétation :</i>	<i>263</i>
3.1.2 <i>Confrontation du modèle expert aux modèles d'impact :</i>	<i>269</i>
3.1.3 <i>Confrontation du modèle expert à l'analyse des traits de vie des espèces végétales :</i>	<i>269</i>
3.2 <i>Avantages et limites de la construction du modèle expert :</i>	<i>270</i>
3.3 <i>Le modèle expert fait-il partie d'une nouvelle approche de la modélisation en biologie ?</i>	<i>271</i>
4 Complémentarité entre le modèle expert et les modèles statistiques :	273
5 Rôle des indicateurs mis au point dans l'étude :	274
5.1 <i>Peut-on vraiment parler d'indicateurs ?.....</i>	<i>274</i>
5.2 <i>Les indicateurs mis au point dans notre étude sont-ils utilisables ?.....</i>	<i>275</i>

5.3	<i>Place des indicateurs proposés dans une démarche globale d'évaluation de l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement</i> :.....	275
6	Quelles utilisations pour quels utilisateurs du modèle ?	277
6.1	<i>Problème de la validation d'usage</i> :	277
6.2	<i>Nécessité de mieux prendre en compte les agriculteurs</i> :	277
	Conclusion	281
	Références bibliographiques	283
	Liste des tableaux	303
	Liste des figures	311
	Liste des encadrés	315
	Liste des annexes	317
	Annexes	319
	Table des matières	369

« La méthode, il la connaissait comme pas un : un pré, c'est de l'herbe. La fleur ne sert à rien. Ce qui compte, c'est ce qui est entre la fleur et la racine. Aux bestiaux, la fleur ne fait rien. Et qui sait, s'était-il dit ? Qu'est ce que vous en savez, vous autres (vous autres, c'étaient les ancêtres, les pères et les grands-pères et tous ceux qui avaient créé des prés et des pâturages avant ce printemps-ci). Qu'est-ce que vous en connaissez de la bête ? Et si, des fois, cette fleur –se disait-il tout seul au milieu de la nuit– si cette fleur donnait du poil, ou donnait de l'œil, ou donnait de la dent, ou de la corne, ou du sabot, ou qui sait quoi de beau sur la bête ? Qu'est-ce que vous en savez ? Ainsi, en pleine nuit, il discuta longtemps avec l'ombre des ancêtres. Le bord de son sommeil fut tout illuminé de bœufs et de vaches à la peau de feu, de moutons, de chevaux et de chèvres à la beauté extraordinaire.

Maintenant, du haut de son cheval, il voyait ses larges prés écumeux. La petite éclair, la grande éclair, la pâquerette, l'herbe d'or, la drave et la cardamine étalaient leurs fleurs. Il traversa les prés et l'odeur de miel monta autour de lui à mesure que le cheval froissait les herbes avec ses jambes. »

Jean Giono, « Que ma joie demeure », chapitre 17.

Introduction

**Intérêt de la mise point d'un outil d'évaluation
de la biodiversité dans le contexte agricole français actuel**

1 Remise en cause de l'agriculture française de l'après guerre :

Un modèle agricole dominant s'est constitué progressivement en Europe depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale (Blouet *et al.*, 2003). Il est « *le résultat du fonctionnement du système social global, qui répond à ses attentes, par le biais d'une politique économique et d'un appareil d'encadrement cohérents. Ce modèle dominant, ce sont des systèmes techniques et des systèmes productifs adaptés aux objectifs réels assignés à l'agriculture, il s'organise dans un triple mouvement d'intensification, de spécialisation et de concentration, il se localise dans une partie seulement du territoire qui correspond le mieux aux nécessités propres de son fonctionnement* » (Pernet, 1982).

Cette émergence d'un modèle dominant s'illustre bien dans le cas de l'élevage. Dès les années 1950 il a été prôné une « *nécessaire révolution fourragère* » dans les exploitations agricoles françaises (Chazal et Dumont, 1954). Ainsi, progressivement, les exploitations d'élevage se sont basées sur la recherche d'un rendement maximal, en privilégiant la rentabilité et la productivité du travail et en réduisant la dépendance vis-à-vis des ressources naturelles. Les exploitations se sont ainsi assujetties aux facteurs de production issus de l'industrie (machines, produits industriels) et elles ont entretenu des liens étroits avec les circuits commerciaux nationaux et internationaux. Parallèlement elles ont cherché à accroître leur capital et la taille des activités (surface, effectif des animaux, ...). En conséquence, les pratiques agricoles se sont peu à peu transformées pour répondre à ces nouveaux principes. Elles se sont donc basées sur l'intensification de la production, la spécialisation de l'exploitation (notion d'élevage spécialisé) et l'utilisation de produits chimiques de synthèse (essentiellement les engrais ou les produits de lutte contre les ravageurs et les parasites) souvent aux doses maximales prescrites pour limiter les aléas de production. Ces pratiques ont concerné toutes les zones d'élevage, à des degrés divers. Les zones de montagne ont connu un usage accru d'intrants chimiques ou organiques pour accroître les rendements en herbe. Dans les zones de plaine, ces pratiques ont même conduit les éleveurs, notamment bovins, à s'affranchir en grande partie de la production d'herbe, grâce, par exemple, à la production de maïs ensilage (Blouet *et al.*, 2003).

La mise en œuvre de ce modèle a été nécessaire pour la relance économique et sociale de l'Europe à la fin de la Seconde Guerre Mondiale (Sébillotte, 1996). Il a apporté l'autonomie alimentaire des pays européens, le développement de l'agriculture grâce à la modernisation des techniques et des pratiques agricoles et il a assuré un meilleur niveau de vie aux agriculteurs français et européens (Évrard et Vedel, 2003). Cependant, peu à peu sont apparus différents problèmes. Ainsi, dès les années 1970 sont apparus les excédents de produits et la difficulté de la relève des générations dans les exploitations agricoles. A partir des années 1980, l'intensification des pratiques agricoles a fait émerger des problèmes de pollution, notamment des eaux par les nitrates. Plus récemment, les producteurs ont été fortement interpellés sur la qualité des produits issus notamment de l'élevage¹. La diversité de la végétation a été fortement réduite et d'une façon générale, les paysages agricoles ont été modifiés (Baudry *et al.*, 2000).

Les besoins et les exigences de la société ont alors évolué et la recherche d'une sécurité quantitative d'approvisionnement est aujourd'hui devenue celle d'une sécurité

¹ Veaux aux hormones, vache folle, dioxine et depuis 2003 la grippe aviaire...

qualitative concernant non seulement les produits agricoles, mais aussi la façon de produire avec ses conséquences sociales et territoriales (Evrard et Vedel, 2003).

2 De nouveaux concepts pour sortir l'agriculture de la seule logique marchande :

La nécessité de prendre en compte des aspects non seulement économiques mais aussi socio-territoriaux, environnementaux et familiaux (transmission du capital et des savoirs) pour la gestion des activités agricoles a conduit à l'émergence du concept de durabilité. Ce concept qui passe notamment par la prise de conscience écologique des années 1970, a un enracinement historique très ancien (Pervanchon et Blouet, 2002). Ce concept de durabilité peut être considéré comme un nouveau paradigme scientifique (Bosshard, 2000). Décliné dans le domaine de l'agriculture, il implique que les problématiques agricoles ne peuvent plus concerner uniquement le maintien de la rentabilité économique (maintien ou amélioration du niveau de vie de l'exploitant, praticabilité à long terme, mais aussi contribution aux échanges commerciaux locaux, nationaux ou internationaux...). L'agriculture doit prendre en compte de nombreux autres objectifs en interaction (Pervanchon et Blouet, 2002) : le respect de l'environnement (préservation des sols, de l'eau, de l'air, des ressources non renouvelables, de la biodiversité et des paysages, maintien du potentiel agronomique des sols...), l'acceptabilité sociale (prise en compte d'une dimension éthique, assurance d'une alimentation en quantité et en qualité à tous les peuples, maintien ou renforcement du tissu social rural ou urbain...), la transmission des biens et des connaissances (possibilité technique et économique de reprise des exploitations par un jeune agriculteur, accessibilité et diffusion de connaissances anciennes et des avancées techniques et scientifiques...). Une agriculture qui répond à ces objectifs peut être qualifiée d'« *agriculture durable* » (Pervanchon et Blouet, 2003a) dans le contexte de laquelle, l'élevage joue un rôle très important (Landais, 1996).

Les excès du modèle agricole dominant et notamment les pratiques d'élevage intensif, menacent donc la durabilité de l'agriculture dans son ensemble. Des orientations politiques nouvelles ont dû être prises, ce qui s'est traduit par l'émergence d'un autre concept : la « *multifonctionnalité* ». Il s'agit de traduire à travers ce concept, une volonté d'élargir l'agriculture à de nouvelles fonctions, au-delà de sa fonction première qui est de nourrir la population (Pervanchon et Blouet, 2003b). Ces nouvelles fonctions sont par exemple : la création de paysages, l'entretien de l'espace, la protection des ressources et **la préservation de la diversité biologique**. Elles montrent que l'agriculture crée des richesses qui ne sont pas nécessairement marchandes. La question se pose alors de savoir si l'on rémunère les activités non marchandes des agriculteurs avec des aides publiques. C'est ainsi que, suite à la conférence de Cork en 1996 et à partir de 1999 (accords de Berlin), la PAC intègre la multifonctionnalité dans son volet développement rural. En France, la multifonctionnalité est reconnue dans la Loi d'Orientation Agricole (LOA) adoptée par l'Assemblée Nationale le 8 avril 1999 : « *la politique agricole prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire* ». Dans cette loi, les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE), remplacés en 2003 par les Contrats Agriculture Durable (CAD) devaient permettre de rémunérer les agriculteurs en reconnaissance des multiples fonctions qu'ils exercent.

3 La préservation de la biodiversité comme composante importante de la multifonctionnalité de l'agriculture :

La préservation de l'environnement est devenue un enjeu majeur des politiques agricoles et elle est présentée comme l'un des piliers de la multifonctionnalité de l'agriculture (Hervieu, 2002). A l'échelle internationale la première conférence mondiale organisée par les Nations Unies sur l'environnement s'est tenue à Stockholm le 5 juin 1972, sous le titre : « Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain ». On entendait alors par « environnement humain », l'homme dans son milieu. Cela a conduit à la création du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) dans le but de veiller sur l'équilibre écologique des océans, de prévenir l'érosion du sol, d'améliorer la qualité de l'air et des eaux, de protéger les plantes, la vie animale et d'améliorer la qualité de la vie dans les campagnes et les villes. Le PNUE reconnaît la conservation de la « nature » et des ressources génétiques comme une priorité. Ces grandes lignes sont reprises 17 ans plus tard dans le rapport Brundtland (Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1989) et elles connaissent des déclinaisons à des échelles supranationales (Organisation de Coopération et de Développement Economiques –OCDE, 1995, par exemple) ou nationales.

Parmi les enjeux de la préservation de l'environnement, le maintien de la biodiversité² apparaît majeur non seulement pour les états et les organisations internationales, mais aussi les organisations non gouvernementales (Berthelot, 2002). « Biodiversité » est un néologisme créé en 1986 par le National Research Council (NRC), lors de la rédaction des actes du premier forum américain sur la diversité biologique à Washington (Aubertin et Vivien, 1998). Ce mot a été largement diffusé grâce à l'ouvrage « Biodiversity » de E. O. Wilson édité en 1988. Cependant, si le concept de biodiversité en lui-même est récent, la recherche d'une préservation des ressources naturelles est plus ancienne³. La notion de biodiversité revêt des formes multiples, complémentaires et imbriquées. La biodiversité peut être définie selon différentes échelles telles que α , β et γ ou les échelles correspondant au gène, à l'espèce et à l'écosystème (Aubertin et Vivien, 1998). Par ailleurs, la biodiversité prend des formes variées : nombre, nature, composition ou dominance de gènes, d'espèces, d'écosystèmes. Certains auteurs parlent d'ailleurs de « complexité », qui, dans le cas de la végétation, prend en compte la richesse spécifique, l'hétérogénéité de la composition floristique et la hauteur de végétation (Kruess et Tschardt, 2001). Enfin, sont concernés par la biodiversité les différents règnes des êtres vivants, à savoir les bactéries, les champignons, les algues, les végétaux et les animaux. Certains textes intègrent même l'homme et la « sociodiversité » dans la notion de biodiversité (Aubertin et Vivien, 1998).

Depuis plusieurs années, une « érosion alarmante » de la biodiversité a été soulignée par les scientifiques (Stuart Chapin III *et al.*, 2000) mais aussi les institutions internationales telles que la Banque Mondiale (Berthelot, 2002). Cela se traduit, par exemple en Europe, par les chiffres suivants : 53% des espèces de poissons, 40% des espèces mammifères, 45% des espèces de serpents, 40% des espèces d'oiseaux et 21% des espèces végétales supérieures sont menacés et 60% des zones humides ont disparu dans le nord et l'ouest européen (Berthelot,

² « Biodiversité » et « diversité biologique » sont deux synonymes utilisés indifféremment dans ce manuscrit. On peut considérer que « biodiversité », « diversité biologique » ou simplement « diversité » sont trois expressions ou termes synonymes (Diaz et Cabido, 2001). Dans les années 1980, apparaît l'expression « diversité biologique », puis le mot « biodiversité » est utilisé en 1986 lors d'un colloque scientifique (« National Forum on Biodiversity »), porté par la vague des produits « Bio » et qui s'impose et entre dans les dictionnaires au début des années 1990 (Aubertin et Vivien, 1998).

³ Nous faisons ici abstraction de toute la perspective historique de la biodiversité que l'on peut faire remonter à l'antiquité (Gouyon, 1994).

2002). Dans ce contexte d'une érosion de la biodiversité, l'agriculture joue un rôle majeur par les activités liées au travail du sol, au pâturage, à l'utilisation d'engrais organiques ou chimiques, de pesticides, mais aussi en raison des rotations ou des intercultures (McLaughlin et Mineau, 1995 ; Ramonet, 2003). Par exemple, en raison de changements dans les pratiques agricoles, les surfaces prairiales ont été fortement réduites alors que ce sont des réservoirs génétiques importants car y cohabitent des espèces animales et végétales adaptées aux contraintes particulières de l'écosystème prairial (Herben et Huber-Sannwald, 2002). Les statistiques de la FAO (Food and Agriculture Organization) montrent que cette diminution des surfaces prairiales concerne par exemple la majorité des pays de l'Europe de l'ouest depuis les années 1960 (Tableau 1).

Tableau 1. Statistiques de la FAO montrant la variation des surfaces de prairies permanentes et pâturées depuis 1961 en Europe de l'ouest (FAO, 2004).

	1961	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2001
Allemagne	6651	6889	6632	6282	5989	5818	5618	5282	5048	5013
Andorre	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Autriche	2296	2256	2215	2181	2040	1986	1995	1940	1920	1920
Belgique-Luxembourg	834	797	818	792	773	739	702	688	685	678
Danemark	343	325	299	277	252	220	217	398	358	376
Espagne	12500	12100	11600	11088	10739	10296	10300	10966	11450	11450
Finlande	100	120	150	160	164	132	122	113	21	20
France	13134	13459	13394	13403	12850	12200	11380	10566	10124	10046
Grèce	5210	4824	5245	5251	5255	5255	5255	5260	4675	4650
Irlande	4047	4167	4287	4479	4617	4673	4605	3356	3350	3350
Islande	2280	2279	2279	2279	2274	2274	2274	2274	2274	2274
Italie	5075	5138	5250	5204	5126	4981	4868	4405	4446	4379
Liechtenstein	5	5	5	5	5	6	6	5	5	5
Norvège	177	162	140	106	119	99	112	135	157	162
Pays-Bas	1287	1287	1326	1286	1198	1164	1097	1048	1012	993
Portugal	838	838	838	838	838	838	838	1024	1437	1437
Royaume-Uni	12505	12137	11650	11629	11473	11107	11517	11386	11036	11251
Suède	684	684	700	720	725	572	568	500	447	447
Suisse	1743	1774	1789	1625	1609	1609	1609	1134	1144	1144
Europe Occidentale	69734	69266	68642	67630	66071	63994	63108	60505	59614	59620

Le maintien de la biodiversité fait donc l'objet des politiques environnementales au plan international, avec de très nombreuses déclinaisons réglementaires à l'échelle des nations (par exemple pour la France : Pinton, 2001 et Anonyme, 1997). Les enjeux sont à la fois écologiques et sociétaux (Stuart Chapin III *et al.*, 2000).

4 Les gestionnaires territoriaux ont besoin d'outils pour préserver la biodiversité :

Les agents du développement agricole et les gestionnaires territoriaux sont directement confrontés aux conséquences de l'intensification de l'agriculture sur la diversité biologique. C'est le cas en particulier des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux.

Par exemple, de nombreuses prairies permanentes sont menacées ou ont été détruites au sein des Parcs Naturels Régionaux, comme par exemple en Lorraine (Jager, 1997). Ce résultat est très dommageable sur un plan social et environnemental car ces prairies présentent le plus souvent un intérêt patrimonial et écologique majeur (Jager et Müller, 1999). Les choix techniques des agriculteurs de remplacer des surfaces en herbe par des terres labourées sont cependant justifiés sur un plan économique par la recherche des aides compensatoires distribuées dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) (Pervanchon et Blouet, 2003b). Les gestionnaires des Parcs Naturels sont ainsi confrontés à la nécessité de préserver l'environnement de leur territoire et en particulier la diversité biologique, tout en assurant le maintien de l'activité agricole qui est souvent la base de l'activité économique des territoires concernés (Blouet *et al.*, 1999). Cette nécessité est d'autant plus forte que les territoires des parcs sont géographiquement et topographiquement diversifiés (zones humides, plaines, vallées, montagnes, etc., au cœur de l'ensemble des régions françaises) ce qui est source de diversité naturelle et qu'ils sont le support d'exploitations de polyculture-élevage sources de l'intérêt touristique des territoires concernés (vente de produits, accueil à la ferme, etc.). Ainsi les gestionnaires des Parcs Naturels sont directement interpellés par les problématiques de multifonctionnalité et de durabilité de l'agriculture à assurer au sein de leurs territoires (Jabrin, 1993).

Afin de maintenir l'activité agricole tout en préservant les ressources naturelles, les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux ont à leur disposition des mesures de nature réglementaire variées qui ont été mises en place depuis les années 1980 (Pujol et Dron, 1998). Elles impliquent la signature entre le chef d'exploitation et l'Etat, d'un engagement à respecter un cahier des charges précis répondant à un meilleur respect de l'environnement. Il s'est agi des Plans de développement durable (PDD) et du cortège des mesures agri-environnementales (par exemple, Opération Locale Agri-Environnementale –OLAE, Organisation Groupée d'Aménagement Foncier –OGAF) dont se sont inspirés les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) remplacés depuis 2003 par les Contrats Agriculture Durable (CAD).

Il s'avère que ces mesures agri-environnementales posent deux problèmes principaux. Le premier porte sur la pertinence des mesures environnementales proposées. En effet, dans quelle mesure permettent-elles une préservation effective des ressources naturelles des surfaces contractualisées, compte tenu du contexte unique de chaque exploitation ? Le second problème concerne le manque à gagner des agriculteurs qui s'engagent à respecter les mesures imposées par contrat. Par exemple, dans quelle mesure les primes reçues au titre de l'engagement à faucher les prairies tardivement, ou à diminuer la durée et le nombre

d'animaux au pâturage compensent-elles, surestiment-elles, ou sous-estiment-elles le manque à gagner lié à une réduction de la production fourragère en qualité et/ou en quantité ?

Le premier problème pose la question de l'évaluation de l'impact environnemental des pratiques agricoles appliquées selon les recommandations agri-environnementales. Le deuxième problème pose la question de l'évaluation de l'impact agronomique de ces mêmes pratiques.

Les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux confrontés à ces problèmes disposent de peu d'outils pour les résoudre. Concernant l'évaluation des effets de l'activité anthropique sur les ressources naturelles, les outils les plus généralement utilisés sont les indicateurs biologiques ou « *bioindicateurs* ». L'écotoxicologie définit un « *bioindicateur* » comme étant un organisme ou ensemble d'organismes⁴ dont les réponses biologiques aux différents facteurs du milieu permettent de caractériser l'état et/ou l'évolution d'un écosystème ou d'un milieu (ville, rivière, parcelle agricole, fond de vallée, etc.). Les bioindicateurs permettent donc un diagnostic des écosystèmes ou des éco-complexes à partir de l'étude des êtres vivants qui y vivent (Blandin, 1986). Le suivi de bioindicateurs permet donc d'évaluer l'état des milieux et l'évolution des ressources naturelles, notamment sur les exploitations agricoles (Charollais *et al.*, 1996). Les bioindicateurs présentent cependant différents inconvénients. Tout d'abord, en tant qu'organismes, ils ont un temps de réponse aux variations du milieu variable. Par exemple, si des pratiques agricoles sont intensifiées, des indicateurs végétaux ne disparaîtront qu'au bout d'une à plusieurs années. A l'inverse, leur apparition dans le cas d'une réduction de chargement animal ou d'une réduction d'apports chimiques peut être longue. Ensuite, les bioindicateurs exigent parfois une connaissance naturaliste pointue. Si les Syrphidés ou les Orthoptères sont de bons indicateurs de la pression des activités agricoles sur le milieu, en revanche leur identification nécessite l'appui de spécialistes. Néanmoins, il existe différentes clefs d'évaluation de la diversité biologique animale ou végétale qui sont très simples d'utilisation : à partir par exemple de la couleur des papillons ou des plantes observés sur une parcelle, la qualité écologique de celle-ci peut être déduite (Charollais *et al.*, 1997). La mise au point de ce genre de clefs nécessite cependant beaucoup d'expertises naturalistes et elle n'autorise pas la généralisation des résultats mis au point. Par ailleurs, les bioindicateurs ne permettent pas une aide à la décision des gestionnaires pour modifier ou adapter les pratiques agricoles en fonction d'objectifs environnementaux et économiques. Enfin, les bioindicateurs n'informent pas sur la valeur agronomique des milieux.

5 Expression d'une demande de la part des Parcs Naturels Régionaux :

A côté des indicateurs biologiques, il existe une autre forme d'indicateurs dont la nature est empruntée aux indicateurs économiques⁵. Ces indicateurs s'inscrivent dans une pyramide d'intégration de l'information (Figure 1). Ils se situent entre les données brutes et l'agrégation de l'information sous forme d'indices. Alors que les données brutes, telles que la dose d'engrais apportée ou la date de la fauche donnent une information chiffrée ou qualitative, les indicateurs donnent « *une information liée à la caractérisation d'un phénomène*. [Ils sont

⁴ Espèces animales ou végétales, champignons, ou organismes symbiotiques (lichens).

⁵ Par exemple, les indicateurs économiques existant à différentes échelles et pour différents secteurs sont : le NASDAQ, le CAC 40, l'indice DowJones dans la finance, le taux de chômage, le PIB, etc. en économie nationale ou sectorielle ; en agriculture on trouvera par exemple la SAU, le niveau d'endettement, le nombre de têtes de bétail, l'importation et l'exportation, selon les échelles considérées (de l'exploitation à la nation).

élaborés] en vue du pilotage, de l'évaluation et de la communication sur une action menée. [Leur] contenu est plus riche [que les données brutes : ils ont] une valeur significative, c'est-à-dire de portée supérieure à celle des données mobilisées » (CORPEN, 2003). Quant aux indices⁶, ils offrent « une information et une communication sur un sujet ou une situation évolutive, voire une classification [et donnent], par agrégation de données ou d'indicateurs hétérogènes, une approche résumée et simplifiée de systèmes complexes et [ils visent] un large public » (CORPEN, 2003). Un indicateur est donc un outil de diagnostic et d'aide à la décision (Gras *et al.*, 1989) applicable aux problématiques agricoles (Girardin *et al.*, 1999 ; Gras *et al.*, 1989).

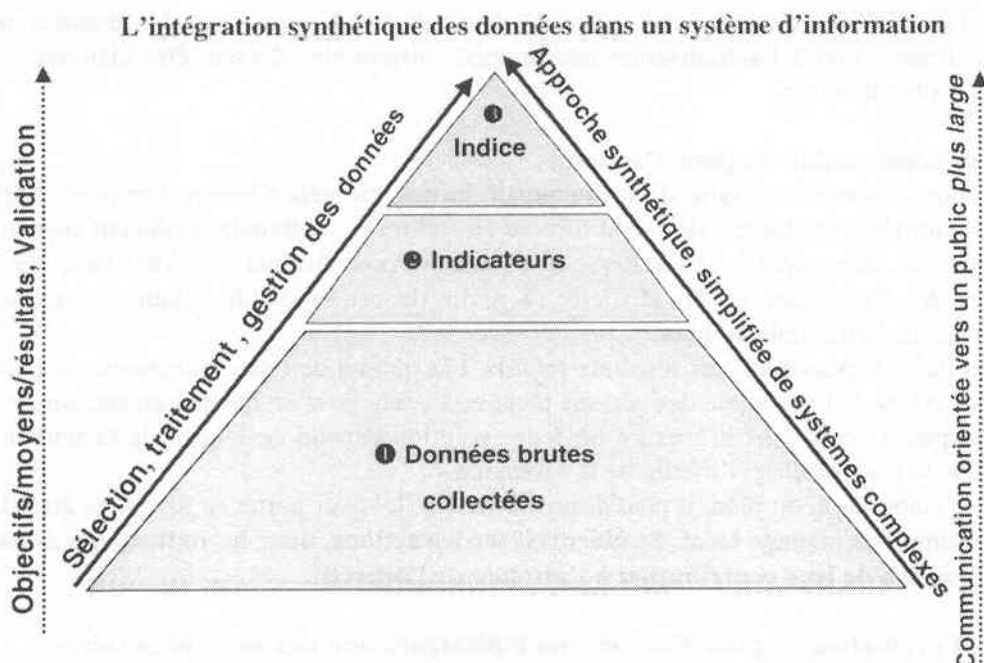


Figure 1. Représentation de la place d'un indicateur dans les étapes de structuration de l'information. De la base vers le sommet, le traitement de l'information est plus finalisé, l'information est davantage condensée, simplifiée et agrégée, la fonction de communication est privilégiée (d'après le Comité d'Orientation pour les Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, CORPEN, 2003).

Le développement de ce type d'indicateurs est actuellement tel que l'on peut parler d'une « véritable industrie de production des indicateurs » (King *et al.*, 2000). Cet essor est notamment lié au fait que l'Agenda 21, le plan d'action du sommet mondial de Rio de Janeiro en 1992, précise la nécessité d'indicateurs et toutes les dimensions qu'ils doivent prendre en compte (Lyon Dahl, 2000).

Il existe donc de nombreuses typologies d'indicateurs : les indicateurs dits Pression/Etat/Réponse de l'OCDE (CORPEN, 2003) ; les indicateurs « directs » ou « indirects » selon qu'ils sont obtenus à partir d'une mesure directe de terrain⁷ ou

⁶ En anglais : « index » ou « indices » (*pluriel*).

⁷ Par exemple, la teneur en nitrate de l'eau à la sortie d'un bassin versant est un indicateur direct de risque de pollution azotée.

d'informations⁸ (Lewandowski *et al.*, 1999) ou les « *indicateurs simples* » qui sont construits à l'aide d'une simple variable indicative mesurée⁹ et les indicateurs « *composites* » qui sont obtenus par agrégation d'un ensemble de variables (Girardin *et al.*, 1999) ; les indicateurs « *d'évaluation* » qui permettent le suivi environnemental et son bilan tandis que les indicateurs « *de prescription* » concernent les problèmes de planification (Kneeshaw *et al.*, 2000) ; les indicateurs distingués en fonction de l'objet auquel ils s'adressent tels que les indicateurs « *de durabilité* » (Lyon Dahl, 2000), ou « *de développement durable* » (Hardi et DeSouza-Huletey, 2000), des indicateurs « *économiques* » et « *socio-territoriaux* », parfois étudiés en interaction (Vilain, 1999), etc.

Parmi l'ensemble des indicateurs existant, les indicateurs « *agro-écologiques* »¹⁰ renseignent sur l'impact des activités agricoles sur le milieu naturel et ils prennent en compte les impacts agronomiques et écologiques des pratiques agricoles (Girardin *et al.*, 1999).

Face à ces constats et devant les limites que représentent les bioindicateurs, différents gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux (Ballons des Vosges, Brenne, Camargue, Lorraine, Pilat, Verdon localisés dans la Figure 2) ont exprimé auprès du laboratoire Agronomie et Environnement (UMR ENSAIA-INRA) leur demande. Il s'agit pour eux de disposer d'indicateurs agro-écologiques afin d'évaluer l'impact de l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité des végétaux supérieurs et la valeur agronomique des surfaces en herbe à usage agricole de leurs territoires. Compte tenu de la diversité des systèmes de production des Parcs Naturels Régionaux, par surface en herbe à usage agricole, on entend les prairies permanentes, les clos camarguais et les parcours.

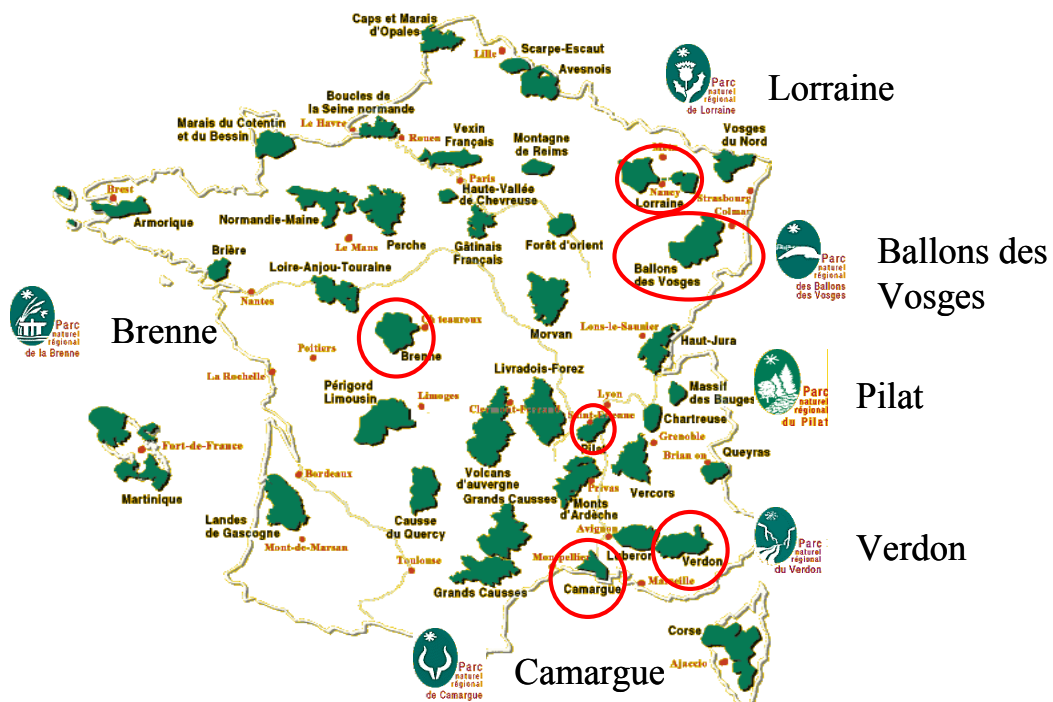


Figure 2. Cartographie des Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude.

⁸ Par exemple, la dose d'azote apportée par l'agriculteur sur une parcelle est un indicateur indirect de risque de pollution azotée des nappes phréatiques.

⁹ Par exemple, le reliquat azoté à l'entrée de l'hiver est un indicateur simple du risque de pollution azotée.

¹⁰ On peut parler indifféremment de : « *indicateurs agro-écologiques* » (Girardin et Bockstaller, 1997), « *indicateurs agri-environnementaux* » (Pervanchon *et al.*, sous presse), ou « *eco-indicateurs* » (Persson, 2001).

Il s'agit d'une approche pragmatique de la biodiversité puisque d'une part il n'est pas possible de prendre en compte toutes les dimensions de la biodiversité (tous les groupes végétaux ou animaux à toutes les échelles) et d'autre part la dimension agronomique est prise en compte alors qu'elle est généralement négligée dans les études écologiques.

6 Emergence de la problématique de recherche développée dans ce manuscrit :

6.1 Constat : les indicateurs existant ne permettent pas de répondre à la demande des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux

Mettre au point des indicateurs pour aborder la diversité biologique implique de travailler à différentes échelles et sur différentes composantes (Tableau 2, d'après Noss, 1990).

Tableau 2. Exemple des échelles et des composantes de la diversité biologique à considérer pour élaborer des indicateurs (d'après Noss, 1990).

Echelles	Composantes		
	Composition	Structure	Fonction
Régionale/ Paysage	Distribution, richesse, proportion des types d'habitats...	Hétérogénéité, connectivité, liens spatiaux, fragmentation...	Flux d'énergie, taux d'érosion, processus hydrologiques et géomorphiques...
Communauté/ Ecosystème	Identité, fréquence, abondance et richesse spécifiques, proportion d'espèces endémiques, menacées ou exotiques, ratios de plantes en C3/C4...	Variabes pédologiques, biomasse végétale, ouverture de la canopée, couverture neigeuse...	Biomasse et productivité des ressources, taux d'herbivorie, de parasitisme et de prédation, taux de colonisation et d'extinction locales...
Population/ Espèce	Abondance relative ou absolue, fréquence, biomasse, densité, couverture du sol...	Macro et micro-distribution, structure de la population (sexe ratio, âge...).	Processus démographiques (fertilité, recrutement...), histoire de vie, acclimatation et adaptation...
Gènes	Diversité allélique, présence d'allèles rares...	Hétérozygotie, polymorphisme chromosomique ou phénotypique, hérédité...	Taux de dérive génétique, taux de mutation, intensité de la sélection...

Les indicateurs de diversité biologique sont donc potentiellement très nombreux, ce qui se traduit dans les faits par des initiatives variées :

- à l'échelle internationale : par exemple les indicateurs nationaux de l'OCDE¹¹ ont pour objectif d'aider l'action des pouvoirs publics et d'éclairer l'incidence de l'agriculture sur la diversité biologique (OCDE, 2001a). Ces indicateurs distinguent la diversité biologique domestique et la diversité biologique sauvage. La première prend en compte le nombre de variétés végétales vendues et les différentes races animales commercialisées. La diversité biologique sauvage est prise en compte par l'abondance et la richesse de certaines espèces sauvages et des espèces allogènes, telles que les lièvres, les faisans, les perdrix, les oiseaux nicheurs dans leur ensemble, ou encore les plantes vasculaires (OCDE, 2001a). Ces indicateurs sont complétés par d'autres concernant plus particulièrement les habitats naturels (OCDE, 2001b). Les indicateurs sont alors : le pourcentage de la superficie occupée par chaque type de culture et la part de l'agriculture biologique dans la superficie agricole totale.
- à l'échelle nationale ou régionale : par exemple, l'Institut Français de l'ENvironnement (IFEN) a établi trois catégories d'indicateurs dits d'évaluation du « *patrimoine naturel critique* » ; il s'agit d'indicateurs concernant les espèces¹², les espaces¹³ et les ressources¹⁴ (IFEN, 1998 ; IFEN, 2001).
- à l'échelle locale : dans le contexte camarguais, la longueur de digues (publications en cours du CNRS d'Arles, Alain Dervieux, comm. pers.) est un indicateur de la qualité écologique du milieu. Une étude de Keichinger (2001) a porté sur la réalisation d'indicateurs agro-écologiques permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles à l'échelle de lots de chasse sur la diversité cynégétique réduite à trois espèces : le lièvre, le faisan et la perdrix. Un indicateur dit « *éco-pastoral* » permet d'évaluer l'impact des activités humaines sur les fonctions écologiques et agronomiques des prairies de montagne pyrénéennes (Gomez-Garcia *et al.*, 2002).
- à l'échelle de l'exploitation agricole, la méthode IDEA, proposée par un groupe d'experts réunis par la Direction Générale de l'Enseignement et de la Recherche du Ministère de l'Agriculture français (DGER), prend en compte la diversité biologique domestique par le nombre d'espèces végétales semées dans les rotations et les différentes races animales élevées au sein de l'exploitation (Vilain, 1999). Le nombre de kilomètres de haies sur une exploitation agricole est un indicateur de diversité biologique sauvage dans la méthode Dialecte et Dialogue (Bochu, 1998).

¹¹ Organisation de Coopération et de Développement Economiques. Il existe des indicateurs mis au point par de nombreux autres institutions ou organismes internationaux (CBD, 2001)

¹² Les indicateurs sont : le nombre d'individus des espèces menacées/aux variations des dépenses engagées pour conserver ces espèces ; la variation du nombre d'espèces endémiques ; la variation du nombre de cultivars ; la variation du nombre d'espèces d'animaux d'élevage ; l'évolution du budget des politiques de conservation des espèces.

¹³ Il s'agit de : la variation des espaces remarquables en superficie/dépenses engagées pour leur gestion et leur conservation ; la représentation cartographique de la diversité des paysages et de son évolution ; l'évolution de la part de forêts mono-spécifiques/peuplements mélangés.

¹⁴ Les indicateurs sont : l'évolution de la qualité agronomique des sols/variation des dépenses engagée pour la protection des sols ; l'évolution de l'indice de la qualité de l'eau/variation des dépenses engagée pour la protection de l'eau.

- à l'échelle de la parcelle : des indicateurs d'impacts de l'agriculture sur l'environnement s'attachent aux pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle (Girardin *et al.*, 2000). D'une façon générale, le nombre d'espèces est un indicateur classique de la diversité biologique, mais il ne peut pas être estimé en routine sur les parcelles, d'où certaines simplifications comme par exemple la détermination du nombre de dicotylédones (Janssens et Peeters, 1998). En outre, le nombre d'espèces ne doit pas être considéré seul pour éviter des erreurs d'interprétation, un grand nombre d'espèces n'étant pas forcément révélateur d'une diversité élevée et il faut mesurer aussi l'abondance des espèces et tenir compte de la diversité des groupes taxonomiques représentés (Guy, 1992). Ainsi, des indicateurs basés sur des calculs d'abondance ou de diversité sont parfois proposés (Müller *et al.*, 2000 ; Plantureux, 1996a).
- une échelle plus transversale est l'échelle d'un secteur économique : notamment en foresterie (CBD, 2001a ; CBD, 2001b), mais aussi en aquiculture (Garcia et Staples, 2000 ; Hundloe, 2000). Des indicateurs d'impacts de l'agriculture sur l'environnement s'attachent aux productions, notamment agricoles (van der Werf, 2001).

Par conséquent, il existe peu de travaux ayant abouti à la réalisation d'indicateurs agro-écologiques *stricto sensu* de la diversité biologique. En outre, seuls les travaux de Keichinger (2001) ont permis d'aboutir à des indicateurs permettant d'évaluer l'impact d'un ensemble de pratiques agricoles (et cynégétiques) sur la diversité biologique en vue d'une aide à la décision pour sa gestion et son suivi. Aucun travail de ce genre n'a été réalisé sur la diversité végétale ou la valeur agronomique de parcelles agricoles.

Il sera donc nécessaire d'analyser et de synthétiser un ensemble de connaissances sur la valeur agronomique (productivité, rendement, qualité du fourrage, etc.) et écologique (nombre d'espèces, intérêt patrimonial, etc.) des surfaces en herbe à usage agricole.

6.2 Expression de la question de recherche traitée dans ce manuscrit :

Notre thèse repose sur l'hypothèse selon laquelle il est nécessaire d'élaborer un modèle mathématique de prévision de la diversité végétale et de la valeur agronomique des prairies permanentes pour construire des indicateurs agro-écologiques répondant à la demande des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux.

Par ailleurs, l'objectif d'utiliser la modélisation pour aboutir à des indicateurs agro-écologiques impose des contraintes. Un indicateur agro-écologique doit en effet disposer de l'ensemble des qualités suivantes (Girardin *et al.*, 2000) :

- être opérationnel : il doit pouvoir donner de l'information à partir de données techniques fournies par l'agriculteur et des données stables du milieu à la disposition de celui-ci (par exemple les analyses de sol). Il ne doit donc pas faire appel à des données issues de mesures de terrain répétées, mais à des données accessibles auprès des agriculteurs (par exemple par enquête à partir d'un questionnaire). Il doit aussi pouvoir être informatisé ;
- être lisible dans son expression pour les non spécialistes (Lenz *et al.*, 2000) ;
- être sensible aux variations des pratiques agricoles : par exemple, si la fertilisation azotée est réduite, l'outil doit refléter un changement au niveau des prairies ;

- refléter la réalité du terrain (Eckert *et al.*, 2000) : une même pratique mise en œuvre dans les conditions différentes (terrain plat ou en pente, sol superficiel ou profond, etc.) doit conduire à des résultats différents ;
- être pertinent pour les utilisateurs (Mitchell *et al.*, 1995) : l'outil doit non seulement être utilisable mais aussi être utilisé, notamment par les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux ;
- être adaptable en dehors de sa zone de création.

Par conséquent, les modèles que nous mettrons au point devront avoir les qualités suivantes : i) permettre d'identifier précisément l'effet de l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ; ii) être renseignés avec des données faciles à obtenir en routine ; iii) être sensibles aux variations des pratiques agricoles ; iv) refléter la réalité du terrain ; v) être pertinents pour les gestionnaires des différents Parcs Naturels Régionaux.

Notre thèse sera développée en trois étapes. Tout d'abord nous identifions quelles sont les pratiques agricoles qui ont un impact sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe à usage agricole, au travers des connaissances scientifiques disponibles, puis nous analysons les modèles qui permettent d'intégrer ces connaissances (Chapitre 1). Ensuite, nous cherchons à mettre en forme les données à notre disposition afin d'élaborer un modèle qui permette de prédire la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes et qui tienne compte des contraintes que nous avons définies. Cette étape constitue l'élément principal du manuscrit. Il s'agit d'utiliser non seulement des données de la bibliographie, mais aussi des données recueillies sur un ensemble de prairies permanentes de l'Est de la France (Chapitres 2 à 5). Cette étape nous permettra de discuter la performance de deux types de modèles : des modèles statistiques et un modèle expert. Enfin, la troisième étape consiste à mettre les résultats des modèles sous la forme d'indicateurs agro-écologiques afin que les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux disposent d'un outil de diagnostic et d'aide à la décision qui soit utilisable et lisible pour la gestion des surfaces en herbe de leurs territoires respectifs (Chapitre 6).

Chapitre 1

Connaissances et modèles décrivant les pratiques agricoles ayant un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe

Dans ce premier chapitre, nous identifions tout d'abord les connaissances sur l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe (prairies permanentes, clos camarguais¹⁵, parcours). Cela nous permet de préciser les pratiques agricoles les plus importantes. Ensuite, nous analysons différents modèles permettant de prédire ou de décrire les effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale et/ou la valeur agronomique des prairies permanentes. Ces deux étapes nous permettent de préciser les enjeux de la modélisation que nous voulons réaliser pour répondre à notre problématique.

1 Quelles sont les pratiques agricoles qui ont un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ?

La diversité végétale est abordée dans les études sous l'angle du nombre d'espèces et de la dominance (ou l'abondance) des espèces végétales ; la valeur agronomique quant à elle se traduit essentiellement dans les études par la production de fourrage ou de phytomasse. C'est ce que nous abordons dans chacun des paragraphes qui suivent.

1.1 *Le mode d'exploitation :*

Par mode d'exploitation nous entendons la conduite du pâturage et/ou la réalisation de la fauche sur des surfaces en herbe.

1.1.1 Effets du pâturage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe :

Le pâturage a une action sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe en raison de la défoliation et du piétinement exercés par les animaux au pâturage, mais aussi du dépôt de pissats et de bouses lors de l'excrétion. Ce dernier sera abordé dans les paragraphes traitant de la gestion des minéraux et de la matière organique.

La défoliation est un comportement alimentaire consistant à prélever des espèces végétales par les animaux pour leur alimentation. Ce comportement alimentaire entraîne une modification de l'abondance et de la présence des espèces végétales et il est à la base de la compréhension de l'évolution de la démographie des espèces végétales rencontrées dans les pâturages (Magda et Jarry, 2000 ; Dumont, 1997 ; Ménard *et al.*, 2002 ; Rook et Tallwin, 2003).

La valeur alimentaire des espèces végétales est un facteur explicatif de ce comportement. Parmi les premiers travaux de détermination de la valeur alimentaire des espèces se trouvent les études de Ellenberg (1952) et de Klapp (1965). Ces travaux ont été repris par la suite par Daget et Poissonet qui ont défini un indice fourrager pour chaque espèce végétale, concernant essentiellement la préférence alimentaire des bovins (Daget et Poissonet, 1971a ; Daget et Poissonet, 1971b). Cet indice sert notamment au calcul de la « *valeur pastorale* », qui est un indice de qualité agronomique (Daget et Poissonet, 1972). A la même époque, on trouve une

¹⁵ En Camargue, un clos est une surface très étendue (plusieurs centaines d'hectares) entourée de clôtures où pâturent les chevaux et bovins camarguais.

analyse des préférences alimentaires de chevaux, basée sur une analyse de la palatabilité de 29 espèces végétales différentes (Archer, 1973).

D'autres facteurs cependant doivent être pris en compte. Ainsi, pour une même espèce, l'action de défoliation par l'animal varie en fonction de la hauteur de pousse par rapport aux autres espèces. Le mouton, par exemple, prélève préférentiellement du trèfle par rapport à du ray-grass en pâturage continu, ou en été, mais il prélève une majorité de ray-grass au printemps, ce phénomène étant dû aux variations de distribution verticale des deux espèces végétales au cours de l'année (Carrère *et al.*, 2001). Par ailleurs, il peut y avoir des différences de valeur alimentaire des espèces végétales selon qu'elles sont considérées isolément, ou associées à d'autres espèces. Par exemple, si le genêt a une valeur alimentaire nulle pour les bovins, en revanche, pour les ovins, la question est plus difficile à trancher : pris isolément, le genêt a une faible valeur alimentaire, mais il est nécessaire en association dans la ration alimentaire des brebis. En effet, pour son repas, une brebis a besoin de petites bouchées permises par des espèces considérées généralement comme nutritives (graminées par exemple), mais aussi de grosses bouchées constituées d'espèces plus grossières, moins digestes, telles que le genêt (Magda et Jarry, 2000). Ce besoin est dû au fait que des bouchées de taille différente permettent une meilleure digestion des brebis (Magda *et al.*, 2001).

Le piétinement quant à lui est dû à l'action du sabot directement sur les espèces végétales, ou sur la structure du sol, ce qui induit une modification de la végétation.

Nous décrivons dans les paragraphes qui suivent dans quelle mesure défoliation et piétinement jouent un rôle sur la production de fourrage, le nombre et l'abondance des espèces végétales des surfaces en herbe.

1.1.1.1 Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur la production de fourrage ?

La production de fourrage (phytomasse) a été jusqu'au milieu des années 1980 une préoccupation majeure des agronomes, considérant que « *l'évolution de la flore n'a d'importance que si elle entraîne une modification de la production de la prairie, de sa consommation par les animaux ou des dates de sa disponibilité* » (Morlon, 1983).

Certaines études ne montrent aucun effet du pâturage sur la phytomasse. Par exemple, une étude dans l'Oregon, basée sur la comparaison entre des surfaces pâturées et des surfaces mises en défends montre que la phytomasse de la strate herbacée n'est pas différente entre des sites pâturés et des sites soustraits au pâturage (Moser et Witmer, 2000 ; Pucheta *et al.*, 1998).

Outre le fait que depuis la critique de Belsky (1992a) sur les limites des plans expérimentaux et des interprétations de résultats, différents auteurs ont montré l'effet bénéfique de l'herbivorie pour la plante (Lennartsson *et al.*, 1997 ; Vail, 1994 ; Wegener et Odasz, 1997), une absence d'effet visible du pâturage sur la phytomasse peut s'expliquer de différentes manières.

Tout d'abord, les conditions météorologiques peuvent jouer un rôle puisque par exemple les effets du pâturage sur la production prairiale sont fortement atténués lorsque les conditions météorologiques sont défavorables à la croissance (Bryan *et al.*, 2000).

Ensuite, d'autres paramètres seraient aussi à considérer, tels que la nature de la phytomasse mesurée (parties aériennes, parties racinaires, nécromasse, plante entière, etc.) ou les dates de pâturage considérées (Daudon, 1992).

Par ailleurs, face au développement de stratégies de défense des plantes contre le broutage (composés toxiques, substances induites comme la silice, ou composés diminuant la

digestibilité comme les tannins ou la lignine), les animaux ont des moyens de détoxifier ou de digérer ces plantes (Daudon, 1992). Il s'avère que ces mécanismes conduisent à des résultats parfois contradictoires dans les expériences sur l'effet du broutage sur la production, d'autant plus que l'influence des défenses végétales est très variable au sein d'une même espèce (Daudon, 1992).

Enfin, la nature des surfaces en herbe considérées joue un rôle important. Ainsi, par exemple dans les alpages il est nettement établi une influence du pâturage sur la phytomasse. Cette influence est d'ailleurs un facteur qui détermine les choix stratégiques des bergers dans la conduite des troupeaux (Schmid, 1999). Le parcage nocturne consistant « à enfermer le troupeau pour la nuit sur une petite surface où seront concentrés les effets du piétinement et des déjections », est utilisé quant à lui pour améliorer la production de phytomasse des parcours, en particulier dans le cas des ovins (Loiseau *et al.*, 1985). Il est dû aux apports d'éléments minéraux et organiques par les restitutions des ovins et une sélection des espèces (Loiseau, 1983). Dans un contexte différent, celui des prairies du Serengeti, il a été montré qu'un pâturage modéré permet d'optimiser la phytomasse (McNaughton, 1983). D'autres auteurs montrent que l'effet du pâturage sur des prairies à *Trifolium repens* L. et *Poa pratensis* L. est fonction d'une combinaison de la fréquence et de la hauteur de pâturage : un pâturage fréquent à faible hauteur réduit le taux de croissance de la végétation, tout comme un pâturage occasionnel associé une hauteur de prélèvement plus élevée (Bryan *et al.*, 2000). Il est aussi montré dans le sud du Saskatchewan, Canada que : i) le pâturage entraîne une réduction de la phytomasse des graminées et augmente la phytomasse des espèces diverses quand la pression de pâturage est intense ; ii) un pâturage modéré n'a pas d'influence sur les graminées et aucune tendance significative n'est observée pour les espèces diverses ; iii) un pâturage extensif n'affecte pas la masse des graminées mais il tend à réduire la masse d'espèces diverses ; iv) la biomasse de la litière et la nécromasse sont diminuées par le pâturage (Bai *et al.*, 2001).

Enfin, différentes pratiques liées au pâturage et maîtrisées par l'agriculteur en fonction de ses contraintes, peuvent aussi modifier l'effet du pâturage. La variation de la date de pâturage peut par exemple modifier l'effet du pâturage. Ainsi il est établi pour des prairies canadiennes qu'un report de date de la mi-mai à la mi-juin permet un accroissement de la production de fourrage (Schellenberg *et al.*, 1999). La date de pâturage de l'année précédente n'aurait en revanche pas d'influence sur les rendements fourragers de l'année en cours (Schellenberg *et al.*, 1999).

1.1.1.2 *Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur le nombre des espèces végétales ?*

Les grands mammifères domestiques à faible chargement sur des prairies productives, ont des effets positifs sur la diversité végétale, mais en revanche de forts chargements de ces animaux entraînent une baisse de la diversité, car seules les espèces très résistantes sont alors sélectionnées (Balent *et al.*, 1998 ; Olf et Ritchie, 1998). Cela pourrait expliquer la contradiction observée entre les différents résultats tirés de la bibliographie que nous présentons ici.

Par exemple, l'effet de l'intensité du pâturage sur la diversité floristique a été analysée sur 24 sites d'étude concernant trois types de prairies : des prairies fauchées ne subissant aucun pâturage et des prairies sur lesquelles la durée de pâturage et l'intensité de pâturage varient (Kruess et Tschardtke, 2001). Les auteurs montrent que la richesse spécifique est supérieure dans des prairies fauchées par rapport aux prairies pâturées et que l'intensité de

pâturage n'a pas d'effet sur la richesse spécifique¹⁶. Une autre étude montre le résultat inverse : un pâturage tardif de prairies maintient la richesse spécifique¹⁷, alors que les mêmes prairies non pâturées sont moins riches en espèces (Humphrey et Patterson, 2000). Ces résultats contradictoires pourraient s'expliquer par la nature particulière de ces prairies qui sont situées au milieu d'une zone en cours d'afforestation. Cependant d'autres études montrent aussi qu'une gestion adaptée du pâturage par un contrôle judicieux du temps et de l'intensité de pâturage permet d'améliorer le nombre d'espèces présentes, notamment autour des points d'eau qui sont fortement piétinés (Ludwig *et al.*, 1999). Une autre étude, menée cette fois dans l'Oregon, montre que le nombre d'espèces de la strate herbacée n'est pas affecté par le pâturage, tandis que la strate arbustive voit son nombre d'espèces diminuer avec le pâturage (Moser et Witmer, 2000).

Une autre contradiction est observée dans le cas du transport des graines ou des propagules. Un enrichissement spécifique peut en effet se faire par un apport plus élevé de propagules d'une nouvelle espèce dans un site, par exemple par la présence de graines dans les bouses, ou lorsque des propagules s'accrochent aux fourrures des animaux (McDiarmid et Watkin, 1971 ; Parish et Turkington, 1989 ; Malo et Suarez, 1995 ; Dai, 2000). En revanche un effet négatif est observé lorsqu'il y a départ de graines ou de propagules (Olf et Ritchie, 1998). On peut aussi n'avoir aucun effet du transport de graines sur les populations (Willerding et Poschlod, 2002).

Ces contradictions pourraient s'expliquer par la différence des approches pour étudier les effets du pâturage. En effet les herbivores peuvent avoir un effet à deux échelles différentes : locale (action au voisinage direct de la plante) ou régionale (zone d'action du troupeau ou de la population lors du déplacement des animaux). Des modifications locales par pâturage sélectif peuvent augmenter la diversité locale, mais la sélection de plantes tolérantes au pâturage peut entraîner une baisse de la diversité végétale à large échelle (Olf et Ritchie, 1998). C'est ce qu'observent Balent *et al.* (1998) lorsqu'ils analysent la variation du nombre d'espèces en fonction de l'intensité de pâturage. Ils constatent un effet dépressif avec une augmentation de l'intensité, mais ils observent une augmentation de la richesse spécifique avec une augmentation de la pression de pâturage lorsqu'ils analysent la diversité spécifique intra-relevé en fonction de l'intensité de pâturage (Balent *et al.*, 1998). Cette différence s'explique par la création de micro-perturbations dans le tapis végétal qui permettent à des espèces envahissantes de s'installer (Balent *et al.*, 1998). Les différences de résultats sont donc en contradiction dans une même expérimentation selon la manière dont on aborde la végétation.

1.1.1.3 Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur l'abondance ou la dominance des espèces végétales ?

Le pâturage permet de sélectionner des espèces de sorte que la composition botanique ne varie que dans le cas de changements profonds, tels que la sécheresse, l'inondation, le défoncement ou la modification du mode de conduite des animaux (Morlon, 1983). Il est ainsi possible d'identifier des groupements propres à des zones pâturées, constitués d'espèces qui sont adaptées au piétinement et à la fertilisation par les restitutions et dont la nature varie en fonction des conditions de l'environnement (Galan De Mera *et al.*, 2000).

¹⁶ En revanche, une variation de l'intensité joue un rôle sur la diversité des insectes analysée dans la même étude (Kruess et Tschamtko, 2001).

¹⁷ Sans pour autant favoriser la présence d'espèces rares ou d'intérêt écologique majeur (Humphrey et Patterson, 2000).

Par conséquent, le pâturage peut avoir des effets positifs sur la composition botanique, par exemple par la création d'une hétérogénéité spatiale par la sélection de plantes attractives pour les animaux qui pâturent (Olf et Ritchie, 1998). Ainsi, une étude dans le Saskatchewan (Canada), montre que des prairies permanentes ont une diversité spécifique (mesurée par l'indice de Shannon) influencée par le pâturage : des prairies pâturées ont un indice de Shannon supérieur à des prairies non pâturées (Bai *et al.*, 2001). Le pâturage peut permettre aussi une amélioration agronomique des prairies. En France, cette question de l'amélioration des surfaces en herbe par le pâturage a été beaucoup traitée et depuis longtemps (Hédin, 1948). Par « amélioration », les auteurs entendent une modification de la végétation de sorte que les espèces d'intérêt agronomiques se développent. Cette amélioration peut se faire à partir d'un pâturage diurne (Hédin, 1948 ; Voisin, 1957 ; Voisin, 1960 ; Delpech, 1962 ; Loiseau, 1974), ou grâce au pâturage nocturne (Loiseau, 1983 ; Loiseau *et al.*, 1985), dont l'effet est visible pendant plus de cinq années (Loiseau, 1983). Dans la lignée de ces anciens travaux, on trouve des résultats plus récents. Par exemple, il a été montré que l'efficacité du pâturage dans le sens d'une amélioration agronomique est accrue si l'on associe au chargement des techniques de travail du sol et l'usage de pesticides (Harker *et al.*, 2000), ce que Hédin (1947), Davies (1967) ou Loiseau *et al.* (1985) avaient déjà analysé en leur temps. Enfin, le pâturage peut permettre une gestion des plantes adventices en assurant un raisonnement du chargement. Ce résultat a été mis en évidence depuis de nombreuses années (Hédin, 1947). Ainsi, les prairies fauchées devraient être pâturées afin de lutter contre les « mauvaises herbes », ce pâturage pouvant être conduit en début d'année avant la fauche, en fin d'année après la fauche (les animaux mangent alors les regains des prairies de fauche), ou une année sur une ou plusieurs années de fauche (Hédin, 1947). De nombreuses études anglaises ou néo-zélandaises ont fait suite à ces travaux et vont dans le même sens (Tanner et Mamaril, 1959 ; Charles, 1964 ; Davies, 1967 ; Corral et Treacher, 1976).

Cependant, la sélection par le pâturage peut aussi avoir des effets négatifs quand la pression de pâturage est élevée puisque cela entraîne la dominance de seulement quelques espèces tolérantes au pâturage par le pâturage préférentiel sur des espèces rares¹⁸ (Olf et Ritchie, 1998). D'autres études récentes, en Allemagne, montrent que l'effet de l'intensité du pâturage sur la composition floristique (définie comme l'hétérogénéité de la végétation) est nul, mais que des prairies non pâturées sont plus hétérogènes que des prairies pâturées (Kruess et Tschardt, 2001). Ces résultats vont dans le sens d'une étude menée dans l'Oregon, combinant le pâturage d'animaux domestiques et sauvages, qui montre qu'il n'y a aucune différence de composition botanique pour la strate herbacée entre des zones pâturées et des exclos, le seul effet du pâturage étant une diminution du nombre de petits mammifères (Moser et Witmer, 2000). De même, une étude menée sur des prairies situées au milieu d'une zone d'afforestation ne voit pas l'abondance des espèces ou la fréquence de présence d'espèces rares varier en fonction du pâturage (Humphrey et Patterson, 2000).

1.1.1.4 Conclusions sur le pâturage :

De l'analyse bibliographique sur l'effet du pâturage par des animaux d'élevage sur la végétation émergent deux catégories d'études : les études agronomiques et les études écologiques. Les premières se rencontrent depuis les années 1950 et sont liées essentiellement à la vision des surfaces en herbe comme des surfaces à cultiver dans un but de production (Whalley, 2000). En revanche, les études davantage centrées sur des questions écologiques

¹⁸ Généralement des espèces diverses (« forbs » en anglais).

sont plus récentes et elles considèrent les surfaces en herbe comme des écosystèmes fonctionnels (Whalley, 2000).

Les résultats tendent à montrer que les herbivores influencent la diversité végétale par leur effet sur les espèces végétales dominantes, sur les opportunités de régénération des plantes et le transport des propagules. Cet impact peut-être positif ou négatif, certaines études soulignant l'importance des herbivores comme outil pour le maintien ou la restauration de la biodiversité des prairies, d'autres critiquant le rôle des animaux, en montrant qu'ils ont un effet négligeable, voire négatif sur la diversité végétale (Olf et Ritchie, 1998). Ces contradictions ne sont qu'apparentes, deux nouvelles tendances existant aujourd'hui pour expliquer ces divergences : i) les herbivores contrôlent la diversité des plantes à travers des mécanismes qui influencent la colonisation végétale locale et la dynamique d'extinction (Olf et Ritchie, 1998) ; ii) il y a une différence d'effets selon le type d'herbivores, le type d'habitats et les échelles spatiales et temporelles considérées (Amiaud, 1998 ; Menard et Duncan, 2002 ; Loucougaray *et al.*, 2004).

Malgré une connaissance importante actuellement disponible, il reste de nombreuses lacunes à combler (Balent *et al.*, 1998). Cependant, nous pouvons conclure que l'impact des animaux domestiques au pâturage (ovins, caprins, équins et bovins) sur la végétation ne doit pas être négligé dans notre étude.

1.1.2 Effet de la fauche sur la valeur agronomique et la diversité végétale :

1.1.2.1 Quels effets de la fauche sur la production de fourrage ?

En Europe, les prairies de fauche ont des productions de l'ordre de 2 à 20 tonnes de matière sèche par hectare, les prairies les plus productives étant sur la zone atlantique entre 52° et 57° de latitude et les moins productives se situant à des latitudes élevées ou basses (Peeters et Kopec, 1996).

Une analyse de l'effet d'une variation de la date de fauche sur la phytomasse a été effectuée sur des prairies permanentes anciennes et des prairies semées soit avec *Lolium perenne* L., soit avec *Lolium multiflorum* L. (Keating et O'Kiely, 2000b). Les résultats montrent, quels que soient les traitements, que retarder la date de fauche permet d'augmenter la production de matière sèche, mais cela diminue la digestibilité et la concentration en protéine du fourrage (Keating et O'Kiely, 2000a).

Sur des prairies chinoises à végétation de *Imperata cylindrica* L., l'effet d'une fauche pratiquée chaque année a été comparé à l'effet d'une fauche sur le même type de prairie, tous les 6 ans (Zeng et Liu, 2000). L'étude montre que la phytomasse produite sur les parcelles fauchées chaque année est plus faible que celle des prairies fauchées tous les 6 ans, mais que le cumul de phytomasse sur 6 ans est bien supérieur à la phytomasse récoltée au bout de 6 ans (Zeng et Liu, 2000). Ce résultat intéressant n'est pas extrapolable au contexte français.

Il est avéré en outre que la fauche, associée au pâturage et la fertilisation, entraîne une variation de la production de phytomasse en fonction du pâturage (Lantinga *et al.*, 1999). L'effet des dents est cependant moins négatif sur la production de phytomasse qu'une fauche à même hauteur (Morlon, 1983).

1.1.2.2 *Quels effets de la fauche sur le nombre des espèces végétales ?*

La fauche exerce une influence sur les espèces végétales en fonction de la date des coupes et de leur fréquence. En effet, si la fauche intervient avant la floraison des espèces végétales, toutes les espèces ayant une reproduction uniquement sexuée ne peuvent monter en graine. Ces espèces sont généralement à faible valeur agronomique, mais à fort intérêt écologique, ce qui conduit les naturalistes à recommander des dates de fauche tardives afin de favoriser le développement de ces espèces (Jager, 1997 ; Muller, 2002). Quant à la fréquence de coupes, elle est liée à l'intensité de l'exploitation de la prairie : plus les prairies sont amendées ou fertilisées, plus les espèces d'intérêt agronomique sont favorisées et s'accroissent et donc plus il est nécessaire de faucher (Plantureux *et al.*, 1992). D'autres études montrent aussi que les fauches répétées entraînent une baisse du taux de potassium dans les parcelles (McCrea *et al.*, 2001), ce qui a donc indirectement une influence sur la présence des espèces. Il est aussi démontré en Russie, que des prairies naturelles non cultivées depuis plus de 300 ans possèdent 41 espèces, alors que 68 espèces se trouvent sur des prairies fauchées sur lesquelles un pâturage est appliqué tous les 5 ans et 87 espèces sont recensées sur des prairies exploitées en fauche et pâturage la même année (Mikhailova *et al.*, 2000).

1.1.2.3 *Quels effets de la fauche sur la dominance (ou l'abondance) des espèces végétales ?*

En sélectionnant certaines espèces par la fréquence et la date des coupes, la fauche entraîne aussi des modifications dans la dominance des espèces puisqu'elle influence la compétition entre espèces. Par exemple, une coupe estivale entraîne une diminution de la compétition et de l'ombrage des jeunes plantules et donc plusieurs coupes sont conseillées en été pour permettre la survie des graines germées après semis sur prairies (Jones et Hayes, 1999). En revanche, il faut moins de coupes estivales pour permettre la montaison en graines (Jones et Hayes, 1999). Cependant, il est difficile d'intervenir sur cette pratique car le choix de la date de fauche est dépendant de nombreux facteurs tels que le système agricole concerné, la disponibilité en fourrage pour les animaux et certaines considérations économiques ou techniques comme le climat ou la flexibilité du temps de travail (Keating et O'Kiely, 2000b).

Outre la date de fauche, la fréquence des fauches joue aussi un rôle. Par exemple, sur des prairies chinoises à végétation de *Imperata cylindrica* L., la composition floristique est modifiée selon que la prairie est fauchée chaque année ou tous les 6 ans : au bout de 6 années d'absence de fauche, les prairies étudiées sont composées de 41,5% de végétaux ligneux, alors qu'une fauche annuelle maintient le taux de végétaux herbacés à 99% (Zeng et Liu, 2000).

1.1.2.4 *Conclusions sur la fauche :*

La fauche a fait l'objet d'études moins approfondies que le pâturage. Les recherches sur l'influence de la coupe sur les espèces végétales, voire les variétés végétales, se poursuivent toujours (Madakadze *et al.*, 1999 ; Magda et Jarry, 2000), dans la lignée de travaux pionniers visant à déterminer une résistance à la fréquence de coupe selon les espèces végétales des prairies (Ellenberg, 1952).

Nous pouvons retenir que la fauche a une influence non négligeable sur la végétation. Son action diffère selon la date, la fréquence et le nombre des coupes dans l'année et d'une année sur l'autre.

1.2 La fertilisation et les amendements :

La fertilisation et les amendements consistent en un apport de minéraux et de matière organique sur les parcelles agricoles. Les apports minéraux sont permis par les engrais minéraux, issus de l'industrie chimique (engrais simples azotés, phosphatés ou potassiques, engrais binaires et engrais tertiaires) ou naturels (lithotamne par exemple), mais aussi par les engrais organiques (fumier, lisier, compost et boues de station d'épuration) lorsqu'ils sont minéralisés par l'activité biologique du sol. Les amendements calcaires (chaux, plâtre) jouent aussi un rôle important dans l'apport minéral car ils ont pour objectif une modification de l'équilibre chimique des sols.

Nous traitons successivement de l'apport d'éléments minéraux (engrais minéraux et amendements calcaires) et de l'apport d'engrais organiques.

1.2.1 Les apports d'éléments minéraux :

Nous traitons dans cette partie les effets des apports minéraux sur la production de fourrage, le nombre d'espèces et la dominance (ou l'abondance) des espèces végétales des surfaces en herbe.

1.2.1.1 Quels effets des apports minéraux sur la production de fourrage ?

Ce sont les agronomes qui se sont intéressés les premiers à l'effet de la fertilisation et des amendements minéraux sur la végétation, en se concentrant particulièrement sur la production de phytomasse¹⁹.

1.2.1.1.1 Effets du phosphore et du potassium :

La découverte de l'effet du phosphore et du potassium sur la végétation des prairies est fort ancienne puisque Grandeau soulignait déjà en 1893 que « *les deux matières fertilisantes par excellence pour les prairies et notamment pour celle qui sont déjà anciennes, sont les phosphates et les sels de potasse (kaïnite (sic)). Si l'on recourt à l'emploi du nitrate de soude, il ne faut pas en exagérer la dose : 60 à 80 kilogr (sic) à l'hectare suffisent en général. Les légumineuses, qui forment la garniture (sic) de la prairie, puisent dans l'air l'azote nécessaire à leur nutrition, mais cette assimilation de l'azote gazeux n'a lieu qu'autant que (sic) les plantes rencontrent dans le sol une quantité suffisante d'acide phosphorique, de potasse, etc.* ». Le même auteur insiste sur l'intérêt économique d'une telle fertilisation pour les prairies, car elle permet le développement des légumineuses et l'on peut parfois doubler le rendement en foin et en regain d'une vieille prairie (Grandeau, 1893). D'ailleurs, dès les années 1940, il était généralement admis que l'acide phosphorique et la potasse sont des éléments importants pour la végétation, mais il existait encore peu d'études et de nombreuses imprécisions demeuraient (Hédin, 1944). D'ailleurs, la recherche a tardé à produire des résultats sur l'effet de la fertilisation phosphorique sur la végétation des prairies (Lambert et Denudt, 1971 ; Bonischot, 1975). Cela peut être lié à deux causes. D'une part, en agronomie, l'intérêt pour le phosphore remonte essentiellement aux années 1970, car à cette époque on se rend compte que l'intensification des pratiques agricoles, par une utilisation accrue d'engrais

¹⁹ Puis à partir des années 1970, sur la qualité du fourrage, que nous n'aborderons pas dans ce manuscrit, car il s'agit dans ce cas de prendre en compte des variations intraspécifiques en teneur d'éléments minéraux, alors que nous nous intéressons à l'échelle de l'espèce.

azotés et une date de coupe de plus en plus précoce, tend à faire diminuer fortement les teneurs en phosphore disponible dans le sol (Lambert *et al.*, 1972). On cherche alors à comprendre les conséquences de cette diminution des concentrations du sol en phosphore. D'autre part, l'étude du dynamisme du phosphore dans les sols fait partie des questions les plus difficiles posées aux pédologues, la relation entre fertilisation et fertilité du sol étant la plus difficile à éclairer (Bonischot, 1975 ; Lambert *et al.*, 1979) et les techniques d'analyse des concentrations en phosphore du sol ne sont pas encore parfaitement au point (Janssens *et al.*, 1993).

Sur des sols normalement pourvus en phosphore, il n'y a pas d'effet quantitatif de la fertilisation phosphorique sur la phytomasse (Lambert *et al.*, 1979). Cependant, ce résultat est trompeur car l'effet ne se fait sentir nettement qu'après 5 années après l'arrêt de la fertilisation. Il est donc essentiel de prendre en compte des expérimentations sur le long terme car si à court terme les effets d'un manque de fertilisation phosphorique ne se ressentent pas, en revanche, à long terme, les effets sont très sensibles (Bonischot, 1975). Un effet dépressif s'observe par exemple dès 3 à 5 années même sur des prairies qui ont reçu pendant plus de 50 ans environ 1000 kg de scories par hectare et par an (Lambert et Toussaint, 1977). L'augmentation grâce à la fertilisation phosphorique, de la quantité de fourrage produite est estimée à 75 à 100 kg de fourrage par hectare et par kg de P₂O₅ épandu (Lambert *et al.*, 1979) et le rendement optimum est obtenu sur des prairies à *Lolium multiflorum* aux environs de 4 ppm de phosphore (Lambert et Toussaint, 1977).

Une étude menée en Syrie sur des prairies méditerranéennes déficientes en phosphore montrent qu'un apport de phosphore pendant 7 années successives (1984-1990) entraîne une augmentation du rendement en légumineuses de 6 à 7 fois les deux premières années après l'apport²⁰ et encore de 1,5 à 1,9 fois 8 ans après l'apport²¹ par rapport à un témoin non fertilisé (Osman *et al.*, 1999). La quantité de graines produites est augmentée, de même que le rendement fourrager total (légumineuses plus graminées et espèces diverses) qui augmente de 1,5 à 2,5 fois par rapport au témoin (Osman *et al.*, 1999). Le phosphore résiduel a donc une nette influence sur les rendements. Le taux optimal proposé est de 10 à 30 mgP/100g sol (McCrea *et al.*, 2001). En revanche, l'effet dépressif du phosphore sur la croissance des végétaux est remarquée pour des concentrations très élevées, sauf dans le cas de certains sols légers en année sèche (Lambert et Toussaint, 1977).

Concernant spécifiquement le potassium, en 1977, Delpech notait que très peu d'études de longue durée ont été menées sur des prairies recevant exclusivement du potassium et il semble que cela soit toujours le cas (McCrea *et al.*, 2001). La conséquence d'une fertilisation potassique est une augmentation de la production de fourrage grâce à l'augmentation de la production de trèfle et au maintien de la production de ray-grass (Chevalier, 1981b). C'est pourquoi sur des prairies de fauche, la potasse n'a un effet sur le rendement que si il y a présence de légumineuses ; le rendement d'une prairie de fauche à graminées pure n'est pas influencé par la potasse (Lambert et Latour, 1966). En prairies pâturées, la potasse peut permettre de faire gagner 100 jours de pâturage par an (Lambert et Latour, 1966). Par ailleurs, si l'engrais potassique est apporté en fractionnement, alors l'effet positif sur le rendement et sur la présence des légumineuses est augmenté (Lambert et Latour, 1966). Le rendement optimum est obtenu sur des prairies à *Lolium multiflorum* aux environs de 40 ppm de potassium (Lambert et Toussaint, 1977).

²⁰ Période 1991-1992 : le phosphate résiduel est alors à 6,5 mgP/kg de sol sous témoin et 20,8 et 40,1 mgP/kg pour les traitements à 25 t 60 kgP₂O₅ apportés pendant 7 ans.

²¹ Année 1997 : le phosphate résiduel est alors à 6,6 mgP/kg de sol sous témoin et 14,4 et 14,8 mgP/kg pour les traitements à 25 t 60 kgP₂O₅ apportés pendant 7 ans

En général, il semble que la potasse doive être apportée régulièrement pour entretenir la fourniture du sol et il est conseillé 100 unités par hectare et par an sur prairies pâturées et 200 unités en prairies de fauche (Lambert et Latour, 1966).

1.2.1.1.2 Effets de l'azote minéral seul et associé au phosphore et au potassium :

Les agronomes contemporains ont cherché à améliorer la production des prairies par une maîtrise de la fertilisation azotée, s'inscrivant dans la lignée des travaux du 19^{ème} siècle sur l'intérêt d'un apport d'azote sur le plan agronomique pour la production végétale (Jas, 2001). Cependant, ces travaux sont restés longtemps limités et jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle, les agronomes se référaient soit essentiellement à des expérimentations en prairies de fauche réalisées à Rothamsted de 1856 à 1893, soit à des observations ponctuelles dans le cas des prairies pâturées (Hédin, 1944 ; Voisin, 1957 ; Voisin, 1960). L'expérience de Rothamsted a continué à être utilisée jusqu'à la fin du 20^{ème} siècle (Thurston *et al.*, 1976).

André Voisin peut être considéré comme un des premiers à avoir fait une synthèse des travaux touchant à la relation entre fertilisation azotée et végétation. Les résultats qu'il présente montrent que les engrais azotés permettent une augmentation des rendements, même si les résultats restent inégaux selon les milieux et les années étudiés (Voisin, 1957). Cependant, l'influence des engrais azotés est fonction du mode d'exploitation de la prairie : par exemple, le trèfle peut être maintenu en prairie permanente en plus grande proportion dans les prairies pâturées que dans les prés de fauche car le pâturage, lorsque le chargement est élevé, augmente l'éclaircissement favorable au trèfle (Voisin, 1960). De nombreux autres travaux ont été conduits sur la question de la relation entre fertilisation azotée et production (Plantureux, 1983), qui reste d'actualité (Keating et O'Kiely, 2000a). D'une manière générale, l'azote est le principal facteur de croissance des espèces végétales et un apport azoté entraîne une augmentation significative de la production de matière sèche des prairies, compensant le coût économique de l'engrais (Toussaint et Lambert, 1985).

De nombreuses études portent non pas sur l'azote seul, mais sur l'apport simultané d'azote, de phosphore et de potassium. Par exemple, une expérience de longue durée (1941-1991) a porté sur différents traitements d'engrais sur des prairies allemandes, à Rengen²² (Schellberg et Kühnbauch, 1994). Les résultats montrent des différences de quantité de fourrage : le rendement en matière sèche est bien plus bas dans le traitement témoin, tant pour la première que la seconde coupe (Schellberg et Kühnbauch, 1994). Il augmente d'autant plus que les traitements contiennent plus d'engrais différents, tant pour la première que la seconde coupe. Cependant, les différences entre les rendements suite à une fertilisation en azote et phosphore et une fertilisation en azote, phosphore et potassium sont moins nettes qu'entre le traitement avec azote seul et les traitements en azote et phosphore et/ou potassium (Schellberg et Kühnbauch, 1994). Ces résultats se retrouvent en partie dans d'autres études. Par exemple, un arrêt de fertilisation N, phosphorique et potassique entraîne une forte diminution des rendements (environ 40%) de prairies suisses, dès la première année (Jeangros et Bertola, 1997). Dans une autre expérience sur le long terme, Thurston *et al.* (1976) montrent que les meilleurs rendements de prairies de fauche anglaises sont obtenus pour des apports d'engrais N, phosphorique et K, plus Na et Mg. En France, sur des prairies pâturées depuis 15 ans, l'apport de N, phosphore et potassium permet une augmentation des rendements, mais les auteurs n'observent pas de différence selon la nature de l'engrais azoté, qu'il soit utilisé seul ou en association (Laius, 1973).

²² Apport d'azote et de calcium, d'azote avec phosphore et calcium et d'azote avec phosphore, potassium et calcium, comparés à un témoin fertilisé avec seulement du calcium.

1.2.1.2 Quels effets des apports minéraux sur le nombre d'espèces végétales ?

1.2.1.2.1 Effets du phosphore et du potassium :

Certains auteurs font le postulat que le phosphore extractible à concentration inférieure à 7mg de phosphore pour 100g de sol sec est le seuil optimal pour un niveau raisonnable de richesse spécifique dans des prés ressemés (McCrea *et al.*, 2001). D'autres auteurs montrent que le nombre de dicotylédones dans un ensemble de prairies permanentes de Belgique atteint un seuil maximum de 10 espèces lorsque le phosphore échangeable du sol dépasse 5 mg/100g (Janssens *et al.*, 1998 ; Peeters *et al.*, 1994). Cependant, des niveaux inférieurs sont valables dans des prairies semi-naturelles et une fertilité en phosphore élevée n'empêche pas une richesse spécifique élevée (McCrea *et al.*, 2001). Il a été aussi mis en évidence une relation entre la rareté des espèces et la teneur en phosphore du sol qui montre que au-delà de 7mg de phosphore pour 100g de sol sec, le nombre d'espèces rares ne dépasse pas 4 (Janssens *et al.*, 1993). Une autre étude montre que les teneurs en phosphore du sol tendent à diminuer la richesse spécifique des prairies à partir d'un certain seuil (0,3 g par kg de sol, méthode Joret-Hébert), mais qu'une large amplitude de réponse des prairies est observée car de nombreux autres facteurs interviennent, liés à l'environnement ou à d'autres pratiques agricoles (Plantureux, 1996a). D'une façon générale, une connaissance précise de la teneur en phosphore des sols est donc nécessaire pour une gestion efficace des prairies dans le but d'un maintien ou d'une amélioration de la diversité végétale (Lambert *et al.*, 1996 ; Plantureux, 1996a ; Janssens, 1998 ; Jones et Hayes, 1999).

Concernant l'apport de potassium, les études sont assez peu nombreuses. Au niveau des espèces, selon Delpech (1977), la fumure potassique favorise : les graminées productives (par exemple *Lolium perenne* L. et *Dactylis glomerata* L.), les légumineuses productives (comme *Trifolium pratense* L. et *Trifolium repens* L.), les grandes ombellifères (par exemple *Anthriscus sylvestris* L. et *Heracleum sphondylium* L.), certaines composées généralement fourragères (par exemple *Cirsium oleraceum* L. et *Taraxacum officinale* L.), certaines polygonacées telles que les grands rumex et quelques autres espèces dont certaines fourragères comme *Valeriana officinalis* L.. En revanche, le potassium défavorise les graminées oligotrophes (par exemple *Nardus stricta* L.), les bryophytes (mousses, hépatiques et sphaignes) et diverses autres familles ou espèces (Ericacées, *Cardamine pratensis* L., etc.) (Delpech, 1977). Il est noté qu'une faible disponibilité en potassium inhibe la richesse spécifique (McCrea *et al.*, 2001). Cet effet est attribué à la dépendance de nombreuses espèces diverses, dont certaines légumineuses, vis-à-vis de niveaux de potassium élevés pour entrer en compétition avec des graminées (McCrea *et al.*, 2001). La déficience en potassium pourrait aussi inhiber le resemis d'espèces à vie courte car le potassium est un nutriment important pour le succès de la culture maraîchère (haricots et tomates en particulier) et des cultures d'arbres fruitiers et (McCrea *et al.*, 2001). Cependant, cette interprétation est sans doute un raccourci rapide entre cultures et prairies. D'ailleurs, ces résultats sont en contradiction avec d'autres qui montrent au contraire que des niveaux élevés en potassium dans le sol sont compatibles avec une richesse spécifique élevée (Janssens *et al.*, 1998). Le plus grand nombre d'espèces (de 50 à 60 espèces) dans un ensemble de prairies a été trouvé pour une teneur en potassium du sol entre 15 et 20mgK/100 g de sol (Janssens *et al.*, 1998).

Le plus souvent, dans les études, le potassium est étudié non pas seul mais en association avec le phosphore. Il apparaît que la fertilisation phospho-potassique est très favorable au développement des légumineuses et entraîne la régression des espèces diverses (Delpech, 1977). La richesse spécifique diminue avec l'augmentation de phosphore et potassium (Austrheim *et al.*, 1999). En outre, dans l'étude de Austrheim *et al.* (1999), phosphore et

potassium sont des variables très significativement corrélées, mais le phosphore semble une variable plus explicative de la diminution de la richesse spécifique que le potassium.

Outre des études sur le nombre des espèces, des résultats concernent aussi l'effet du phosphore et du potassium sur la dominance ou l'abondance des espèces végétales des prairies. Par exemple, il semble que le potassium ait un effet défavorable sur le développement des légumineuses et qu'il entraîne une régression générale des espèces diverses, phénomène inverse à ce qui est observé lorsque phosphore et K sont apportés ensemble (Delpech, 1977).

Il existe une forte compétition entre les graminées et les légumineuses vis-à-vis du potassium : les graminées dans un milieu présentant des disponibilités en potassium, absorbent plus de potassium que les légumineuses car elles ont une capacité d'absorption racinaire plus élevée (Chevalier, 1981a). Cette différence de capacité d'absorption a été confirmée en particulier pour le trèfle violet par rapport au ray-grass anglais : le trèfle a une capacité d'absorption du potassium faiblement disponible moindre que le ray-grass (Steffens et Mengel, 1981). Par conséquent, dans un milieu pauvre en potassium, les graminées seront favorisées par rapport aux légumineuses et pour éviter une sélection des graminées, un apport important de potassium est nécessaire (Steffens et Mengel, 1981).

1.2.1.2.2 Effets de l'azote minéral seul et associé au phosphore et au potassium :

D'une manière générale, l'azote entraîne une diminution de la richesse spécifique (Jacquemyn *et al.*, 2003). Par exemple, une étude menée en Angleterre sur des prairies très riches en espèces, montre après des apports d'azote pendant 4 années, une forte sensibilité de la végétation à la fertilisation azotée, fonction de la quantité apportée et visible dès de faibles niveaux de fertilisation azotée, de l'ordre de 25 kg d'azote par hectare (Mairesse *et al.*, 1993). Les effets se traduisent en nombre moyen d'espèces et en nombre d'espèces en fleurs par parcelle : ces deux variables diminuent lorsque la fertilisation azotée augmente (Mairesse *et al.*, 1993).

Il n'est cependant pas possible de conclure définitivement sur le rôle de l'azote, car il est souvent en interaction avec d'autres facteurs liés à la gestion des prairies (Jacquemyn *et al.*, 2003). En particulier, l'apport simultané d'azote, de phosphore et de potassium modifie le rôle de l'azote sur la végétation. Par exemple, Voisin (1960) a conduit une synthèse de l'effet de la potasse et du phosphore sur l'effet des engrais azotés sur les espèces végétales. Il souligne que les apports de potasse et de phosphore permettent le maintien de la présence du trèfle blanc dans les prés de fauche quand il y a apport simultané d'azote, mais les légumineuses en général tendent à reculer, cédant la place à des espèces diverses (Voisin, 1960). Une étude montre qu'un arrêt de l'apport en N, phosphore et potassium semble ne pas influencer la richesse spécifique qui reste stable (Jeangros et Bertola, 1997). Cela vient peut-être du fait que dans ces expériences, l'apport en azote était initialement faible. Il est aussi montré qu'un apport fractionné en potasse permet de freiner l'effet dépressif de l'azote sur les légumineuses (Lambert et Latour, 1966). Une autre étude souligne que si l'azote est le facteur limitant le plus important de la diversité des plantes, la disponibilité en azote serait contrôlée par celle en phosphore (Janssens *et al.*, 1998). La fertilisation azotée, phosphorique et potassique a aussi été étudiée sur des espèces rares françaises : *Orchis morio* L. et *Serapias lingua* L. (Azuelos et Trotet, 2001). L'étude montre que ces espèces d'une même famille (Orchidées) ne réagissent pas de la même manière : la première est sensible à la fertilisation, surtout à l'azote, tandis que la seconde se maintient, même lorsque la fertilisation azotée est élevée (100 kg d'azote par hectare), mais les résultats méritent plus de recul, l'expérimentation n'ayant que

deux années de suivi (Azuelos et Trotet, 2001). Cependant, il n'y aurait pas de corrélation entre diminution du nombre de hampes florales et fertilisation (Azuelos et Trotet, 2001).

Outre des résultats sur la richesse spécifique, de nombreuses études présentent aussi l'effet de la fertilisation azotée seule ou en association avec le phosphore et le potassium, sur l'abondance ou la dominance des espèces végétales. Ainsi, par exemple, en Angleterre sur des prairies très riches en espèces, l'abondance des graminées est augmentée par un apport d'azote²³ tandis que celle des dicotylédones diminue²⁴ (Mairesse *et al.*, 1993).

Il a aussi été montré qu'un apport de 630 kg d'azote par hectare sur une prairie permanente ancienne, ou sur des prairies semées n'entraîne aucune modification visible de la composition floristique sur deux années d'observation (Keating et O'Kiely, 2000a). Ce résultat peut s'expliquer d'une part par un temps de réponse des espèces supérieur à deux ans et d'autre part par un bon potentiel agronomique des espèces présentes (Keating et O'Kiely, 2000a).

La nature de l'engrais azoté est aussi susceptible d'entraîner des différences de réponse des espèces végétales : par exemple, *Agrostis vitalba* L. var. *stolonifera* et *Festuca ovina* L. sont favorisées par du sulfate d'ammonium, tandis que le nitrate de soude favorise *Alopecurus pratensis* L. et *Avena pubescens* L. (Voisin, 1960).

De nombreuses études portent non pas sur l'azote seul, mais sur l'apport simultané d'azote, de phosphore et de potassium. Par exemple, dans une expérience de 50 ans basée sur différents traitements²⁵, les résultats montrent des différences de composition floristique (Schellberg *et al.*, 1999). Ainsi, les traitements non fertilisés ont une composition floristique riche en espèces de sols pauvres (par exemple *Briza media* L., *Lathyrus montanus* L., *Hieracium pilosella* L., *Nardus stricta* L.) : sur 15 espèces oligotrophes présentes dans le témoin, 5 ont disparu avec apport d'azote par rapport au traitement (*Lathyrus montanus* L., *Listera ovata* L., *Nardus stricta* L., *Polygala vulgaris* L. et *Potentilla vulgaris* L.) et il n'en reste plus que deux pour les traitements en phosphore (*Briza media* L. et *Lathyrus montanus* L.) et en phosphore plus potassium (*Briza media* L. et *Anthoxanthum odoratum* L.). Dans les monts du Forez, une étude montre que la fertilisation azotée associée à une fertilisation phospho-potassique a des effets croissants avec la dose et elle entraîne la disparition progressive de *Calluna vulgaris* L., *Genista pilosa* L. et des mousses ; elle diminue progressivement *Nardus stricta* L. et *Potentilla erecta* L., mais elle augmente fortement *Agrostis tenuis* L. et *Festuca rubra* L. (de Montard, 1976).

Une autre étude montre que les effets de la fertilisation azotée sur la dominance des espèces sont encore plus marqués lorsque l'on complète avec du phosphore et du potassium avec l'azote : quand le recouvrement des graminées passe de 20% dans une parcelle témoin à 60% grâce à une fertilisation de 200 kg d'azote par hectare, il est de 75% si la même fertilisation est complétée par un apport de potassium et de phosphore (Mairesse *et al.*, 1993). Le même type de résultats s'observe sur des prairies pâturées pendant 15 ans et fertilisées avec azote, phosphore et potassium : des doses croissantes d'engrais entraînent une augmentation de la part de graminées et une diminution de celle des légumineuses (Laissus, 1973). En outre, certaines espèces dominent encore plus la végétation lors d'un apport de N,

²³ Passage de 20% dans le témoin à 60% pour une fertilisation maximum de 200 kg d'azote par hectare et un doublement du recouvrement des graminées après 4 années d'apport de 25 kg d'azote par hectare.

²⁴ Passage de 80% dans le contrôle à 40% pour une fertilisation maximum de 200 kg d'azote par hectare.

²⁵ Azote et de calcium, azote avec phosphore et calcium et azote avec phosphore, potassium et calcium, comparés à un témoin fertilisé avec seulement du calcium.

phosphore et potassium, comme par exemple *Holcus lanatus* L. qui passe d'une faible fraction dans une parcelle témoin non fertilisée, à plus de 50% de recouvrement quand l'azote est apporté avec phosphore et potassium (Mairesse *et al.*, 1993). De même, d'autres auteurs confirment le rôle de la fertilisation en azote, phosphore et potassium en montrant un changement rapide et très important de la dominance de nombreuses espèces après un arrêt de fertilisation (Jeangros et Bertola, 1997).

Il a été aussi noté une forte interaction entre l'azote et le potassium qui induit des modifications de rendement : à doses égales d'azote, un supplément de potasse augmente les rendements et le pourcentage en poids du trèfle blanc (Lambert et Latour, 1966). Cela est valable surtout sur des prairies pâturées, mais aussi sur des prairies de fauche, et ce, quelle que soit la richesse en nutriments disponibles des prairies.

1.2.1.3 Amendements calcaires :

Il convient de distinguer deux formes de calcium : d'une part le calcium utilisé par la plante pour son alimentation et le calcium sous forme de calcaire qui intervient sur la plante par une modification du pH du sol (Hédin, 1944).

L'apport de chaux joue un rôle sur la richesse spécifique car il permet de fournir du calcium pour l'alimentation des végétaux. Les besoins alimentaires en calcium étant différents selon les espèces (Hédin, 1944 ; Ellenberg, 1952), un apport de calcium permet une sélection des espèces végétales. Ainsi, une étude sur les monts du Forez montre que le chaulage a des effets assez faibles globalement : un effet dépressif est remarqué sur *Galium saxatile* et sur *Luzula campestris* L. et si le chaulage est associé à des doses d'azote, *Agrostis tenuis* et *Festuca rubra* L. sont favorisées et *Deschampsia flexuosa* L. est défavorisée (de Montard, 1976). Des auteurs ont recensé par ailleurs sur des prairies simplement amendées en calcaire et ne recevant aucune fertilisation, un nombre d'espèces supérieur à 60, la plupart étant oligotrophes (Schellberg *et al.*, 1999). Cependant, la réponse de la richesse spécifique au gradient de calcium n'est pas encore clairement précisée (Pausas et Austin, 2001), d'autant plus que les effets peuvent interférer avec d'autres formes de fertilisation, notamment les apports en phosphore.

Certains auteurs ne montrent aucun effet des amendements calcaires sur la composition botanique (Thurston *et al.*, 1976). De même, il est montré que malgré sa teneur en calcium, la cyanamide calcique n'a pas d'effet sur la composition floristique des prairies (Lambert *et al.*, 1970). Les auteurs font remarquer que l'influence de cet engrais se fait seulement sentir après trois applications successives à forte dose, réalisées au printemps de chaque année.

La teneur en calcium de la cyanamide calcique n'a pas non plus d'effet sur le rendement des prairies (Lambert *et al.*, 1970). En revanche, une étude sur le long terme montre que les amendements calcaires augmentent le rendement de prairies acides, mais un supplément de calcaire n'a pas d'effet sur des prairies déjà amendées en calcaire (Thurston *et al.*, 1976).

Le rôle de l'apport d'amendements calcaires sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies semble donc assez limité d'après les études disponibles.

1.2.1.4 Les autres éléments minéraux :

Le rôle du soufre a été abordé par Voisin dans sa synthèse de 1960. Il montre en particulier qu'un apport de soufre favorise le développement du trèfle blanc dans les prairies pâturées car il intervient dans la fixation de l'azote par les légumineuses. En l'absence de

soufre, les graminées dominent la végétation dans une association graminées/légumineuses alors que des quantités suffisantes de soufre dans le sol permettent de maintenir la présence du trèfle même en cas de fertilisation azotée (Voisin, 1960).

L'ajout d'oxydes de fer dans les sols permet une adsorption des anions phosphates qui deviennent ainsi moins disponibles pour les plantes. Ces oxydes peuvent permettre une augmentation de la richesse spécifique du couvert herbacé, par une diminution de la fertilité en phosphore de sols précédemment fertilisés (Janssens, 1998).

Une étude sur prairie temporaire conclut que l'application de magnésie (sous forme de kiesérite) entraîne une augmentation des rendements lors d'une association avec des engrais azotés, par rapport à des témoins fertilisés par de l'azote sans magnésie (Delhay et Lambert, 1977a). De nombreuses autres études sur la végétation des prairies temporaires montrent en revanche que l'influence des oligo-éléments ajoutés est essentiellement qualitative (Toussaint et Lambert, 1974 ; Delhay et Lambert, 1977b ; Toussaint et Lambert, 1985).

En prairies permanentes, l'apport de cuivre sous forme de sulfate de cuivre a deux effets distincts : un effet sur l'espèce et un effet sur le peuplement végétal. Ainsi, certaines espèces, comme le ray-grass anglais, ne réagissent pas à un apport en cuivre, contrairement à d'autres espèces telles que *Taraxacum sp.* ou *Plantago lanceolata* L. (Lambert *et al.*, 1989). En revanche, à l'échelle d'un peuplement, la réaction de la végétation à un apport de cuivre est très variable, dépendante de la proportion de chaque espèce (Lambert *et al.*, 1989). Si les résultats sur des prairies temporaires peu diversifiées sont aisés à interpréter, en revanche, les études en prairies permanentes sur le rôle des oligo-éléments doivent tenir compte de facteurs autres que l'apport d'oligo-éléments, comme par exemple la fertilisation azotée ou phospho-potassique, qui entraînent une modification de la composition floristique (Toussaint et Lambert, 1985).

L'influence des apports en éléments minéraux autres que l'azote, le phosphore ou le potassium semble être essentiellement qualitative, mais les connaissances restent assez limitées pour le moment. Ce manque de données est peut-être lié au fait que les pratiques d'apport de tels éléments minéraux restent plutôt anecdotiques.

1.2.1.5 Conclusion sur la fertilisation et les amendements minéraux :

L'intérêt pour la relation entre la fertilisation ou les amendements et la valeur agronomique des prairies est très ancien. En revanche, l'intérêt pour la relation entre la fertilisation ou les amendements et la diversité végétale est plus récent et il s'est accru avec les préoccupations environnementales. En effet, l'amélioration de la production par les engrais azotés entre parfois en conflit avec les intérêts des écologues qui cherchent à maintenir la diversité de la végétation, ce qui amène au débat non résolu sur l'opposition entre agriculture et biodiversité (Lambert *et al.*, 1976 ; Peeters et Janssens, 1995 ; Giampetro, 1997 ; Peeters, 1997). Certains auteurs se sont donc attachés à trouver un équilibre entre production agricole, impact environnemental et fertilisation azotée des prairies (Lambert *et al.*, 1976).

Nous devons donc retenir que la fertilisation et les amendements sont des pratiques déterminantes de la diversité végétale et de la valeur agronomique des prairies, mais que les mécanismes sont encore mal connus et aucune généralisation n'est possible.

1.2.2 Les engrais organiques :

Les engrais organiques sont apportés par les animaux d'élevage, soit directement par les restitutions, soit indirectement par la production de fumier, lisier, purin ou compost à partir des restitutions en bâtiments d'élevage.

L'importance des engrais organiques est connue depuis longtemps pour l'entretien des prairies car ils participent au maintien de l'humus du sol et de l'activité biologique (Voisin, 1957). Ainsi, Heuzé (1911) déclare : « *le fumier bien fabriqué et à demi décomposé est le meilleur des engrais pour les graminées et surtout pour les légumineuses. Les engrais chimiques ne sont véritablement utiles que lorsque leur emploi alterne avec celui du fumier. [...] Le purin, les eaux-vannes, les eaux d'égoûts, etc., ont une grande puissance fertilisante lorsqu'ils sont appliqués en temps opportun et en quantité rationnelle.* ». Et l'auteur cite de nombreux autres engrais organiques tels que le lisier ou le guano qui ont « *une action remarquable sur les prairies quand ils sont appliqués à la fin de l'hiver avant la pousse de l'herbe* ». De même Voisin (1960) établit que les engrais organiques solides (fumier et compost) peuvent dans certains cas n'agir que faiblement sur les espèces végétales. Cependant, l'influence du fumier est fonction de l'apport de phosphate et de potasse puisque le pourcentage de légumineuses est augmenté par le fumier quand phosphore et potassium sont préalablement apportés. Par ailleurs, le fumier fait reculer le nard (*Nardus* sp.) dans des prairies dégradées par le pâturage (Voisin, 1960). Quant aux engrais organiques liquides (lisier, purin), ils modifient profondément les espèces végétales des prairies car d'une part ils favorisent le développement des ombellifères²⁶ et d'autre part la flore revient très vite à son état initial quand les apports de lisier sont arrêtés. Des études récentes vont dans le même sens. Ainsi, la fertilisation avec du lisier entraîne une augmentation des graminées tandis que le fumier stable augmente les espèces diverses (Elsasser *et al.*, 1998). Par ailleurs, si le lisier permet d'augmenter les rendements, le fumier composté entraîne quant à lui une diminution des rendements en matière sèche (Elsasser *et al.*, 1998).

Dans ces analyses, les causes ne sont pas identifiées car il est difficile de distinguer l'effet de la part minérale ou de la part organique des engrais organiques sur les modifications du rendement des prairies, de la richesse et de la dominance des espèces végétales.

Concernant la part minérale des engrais organiques, elle peut être très importante. Par exemple, les animaux d'élevage peuvent apporter de 675 à 1280 kg de potassium par hectare au niveau des taches urinaires (Delpech, 1977). Ces résultats ponctuels ont pu être généralisés et il est actuellement possible de quantifier les éléments minéraux apportés par les animaux au pâturage ou par les fumiers, les lisiers, les purins ou les composts. Aussi, de nombreuses études existent et les quantités minérales issues des engrais organiques peuvent être modélisées avec plus ou moins de précision (Scholefield *et al.*, 1991 ; Decau *et al.*, 1997 ; Farruggia *et al.*, 1999 ; Pervanchon *et al.*, sous presse). En outre, certains instituts comme le CORPEN²⁷ s'attachent à faire des bilans moyens d'émission d'éléments minéraux en fonction des catégories d'animaux (CORPEN, 1993). L'hypothèse la plus courante est de considérer que la part minérale des engrais organiques joue le rôle des engrais minéraux chimiques décrits plus haut (Scholefield *et al.*, 1991 ; Farruggia, 1999 ; Pervanchon *et al.*, sous presse)

Quant à l'action de la partie organique des engrais organiques, elle est potentiellement multiple : apport de graines précédemment ingérées par les animaux, formation de croûtes entraînant un étouffement de la végétation, entretien de l'humus de la prairies. Concernant

²⁶ mais cet effet est atténué si l'on apporte aussi des engrais phospho-potassiques (Voisin, 1960).

²⁷ Comité d'orientation pour la réduction de la pollution des eaux par le nitrates et les phosphates provenant des activités agricoles.

l'apport de graines, il semble cependant que cette question ne se pose pas dans le cas du fumier, du lisier ou du purin car les graines qui s'y trouvent ne sont pas viables (Hédin, 1944). Quant au compost, on peut supposer que l'élévation de sa température détruit aussi les graines. La formation de croûtes est quant à elle observée pour les bouses, mais aussi les engrais organiques solides épandus en grande quantité²⁸. L'importance des bouses ou des engrais solides séchant sur les prairies est abordée dans la partie concernant l'ébousage. Nous n'avons enfin, pas trouvé de résultats de la recherche sur le rôle de l'humus sur la diversité végétale ou la valeur agronomique des prairies permanentes.

1.3 Les autres pratiques agricoles :

1.3.1 Les techniques d'entretien des prairies :

L'entretien des prairies porte sur un ensemble de techniques :

- le hersage et le roulage ;
- l'ébousage, consistant au broyage et/ou à la dispersion des bouses présentes sur les surfaces en herbe. L'ébousage permet d'éviter la formation de croûtes qui entraînent des surfaces de sol nue suite à l'étouffement des plantes ;
- la suppression d'une faune indésirable (taupes et fourmilières) ;
- la lutte contre les mauvaises herbes (désherbage) ;
- l'écobuage (utilisation du feu pour nettoyer les prairies ou les parcours) ;
- le débroussaillage des parcelles ou des parcours des animaux d'élevage. Les moyens identifiés pour la lutte contre l'embroussaillage sont (Harranger, 1981) :
 - i. la destruction mécanique à l'aide d'une débroussailleuse ;
 - ii. la destruction au lance-flamme ou par brûlage, l'un étant d'effet éphémère et l'autre restant souvent insuffisant ;
 - iii. l'application d'un débroussaillant chimique ; cette action peut d'ailleurs suivre le brûlage ou la destruction mécanique, elle est même parfois considérée comme indispensable après débroussaillage ;
 - iv. l'élimination des bois morts à la débroussailleuse ;
 - v. pour des masses végétales importantes, l'utilisation de la pelleteuse ou du bulldozer ;
 - vi. l'utilisation du pâturage (Loiseau, 1983 ; Loiseau *et al.*, 1985 ; Magda *et al.*, 2001) ;

²⁸ De même, une étude récente note qu'un apport de boues d'épuration riches en azote sous un couvert forestier entraîne une augmentation de la richesse spécifique du couvert et une diminution de la phytomasse produite (Christy et Diener, 1997). Les auteurs notent que ces résultats à contre-courant des observations classiques peuvent être dus à l'hétérogénéité d'épandage des boues, laquelle favorise la diversité par une modification des conditions environnementales micro-localement, l'épandage des boues étant très hétérogène.

- la fauche des refus peut être considérée comme une méthode de nettoyage des surfaces en herbe ; nous considérons l'effet d'une telle pratique avec l'effet de la fauche.

1.3.1.1 *Quels effets du hersage et du roulage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?*

Le hersage et le roulage ont été abordés très tôt par les agronomes et Thaer (1811-1816) en préconise l'utilisation pour aplanir les prairies afin d'éviter que l'eau stagne dans les déclivités, ce qui entraînerait une végétation peu productive. Voisin (1960) met en évidence les avis très contradictoires des agronomes sur l'effet du hersage : les agronomes français et anglais sont favorables, les agronomes allemands s'y opposent et les néo-zélandais sont partagés. En fait, le hersage ne supprime pas la cause de la présence des mousses et il est nuisible à l'action de la faune et la microfaune du sol (Voisin, 1960).

Quant au roulage, Voisin précise que :

- dans le cas de prairies de fauche :
 - i. le roulage permet une bonne reprise au pied des plantes ;
 - ii. le trèfle et les bonnes graminées apprécient le roulage ;
 - iii. le roulage permet de lutter contre certaines mauvaises herbes, dont la prêle (mais les résultats sont inégaux) ;
 - iv. le roulage détruit les larves d'insectes « nuisibles » aux plantes, tels que le hanneton.
- le roulage risque d'empêcher le développement de certaines graminées en les étouffant ;
- les résultats sur l'influence du roulage sur le rendement sont contradictoires selon les auteurs, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'il existe un degré de roulage optimum : la flore est en effet sensible à la teneur en air du sol et le contenu en air du sol est dépendant du degré de tassement ;
- le roulage a une influence variable sur les espèces végétales en fonction de la pluviométrie : rouler un sol humide le détériore, ce qui nuit à la récolte.

Actuellement, il n'existe aucun résultat qui permette d'actualiser ces données. L'Institut de l'Élevage débute une campagne de collecte de résultats (Farruggia, comm. pers.).

1.3.1.2 *Quels effets de l'ébousage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?*

L'ébousage concerne non seulement les bouses, mais aussi le fumier épandu de manière hétérogène sur les prairies.

Ces apports organiques favorisent des espèces qui ne sont pas fourragères car en séchant ils détruisent la végétation en place et des graines préexistantes sur la prairie prennent alors la place des espèces fourragères. Par conséquent, l'ébousage permet d'éviter les refus et d'améliorer la prairie (Hédin, 1944).

Si l'ébousage est une technique conseillée par les agronomes afin d'augmenter la fertilisation des sols (Heuzé, 1911), nous n'avons pas trouvé de travaux récents sur la technique d'ébousage en relation avec la diversité végétale.

Actuellement, il n'existe apparemment aucun résultat qui permettrait d'actualiser ces données (Farruggia, comm. pers.).

1.3.1.3 *Quels effets de l'étaupinage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?*

L'effet des petits mammifères sur la diversité végétale des prairies a fait l'objet de nombreuses études (par exemple, une revue bibliographique sur les monticules de campagnols dans Amiaud, 1998 et Canals et Sebastia, 2000).

Concernant le rôle des taupes sur la diversité végétale, nous avons trouvé une étude portant sur le rôle de la perturbation du sol sur la disponibilité en nutriments pour la végétation de prairies des Pyrénées espagnoles (Canals et Sebastia, 2000). Il est montré que les taupinières ont une teneur en azote inorganique élevée par rapport aux sols environnants dans la même prairie pâturée, ce qui augmente la diversité spécifique des prairies pâturées, d'autant plus que la perturbation du sol permet l'installation d'espèces rudérales et des espèces sans mycorhize (Canals et Sebastia, 2000). Cependant, aucune influence quantitative n'a pu être observée (Canals et Sebastia, 2000).

En revanche, sur un plan agronomique, les études font défaut. Nous avons trouvé une référence chez Thaer (1811-1816) pour qui : « *il est très essentiel de ne laisser subsister aucune taupinière* ». L'objectif de l'étaupinage est multiple : i) faciliter le fauchage ; ii) éviter les mauvaises herbes ; iii) éviter le développement de fourmilières et d'insectes vivant aux abords des taupinières. L'auteur propose donc d'épandre à l'aide d'une herse les taupinières deux fois dans l'année, une fois au printemps et une fois après la première fauche. L'aplanissement des taupinières est plus difficile et entraîne la formation de surfaces de sol nu où la végétation se développe mal ; il faut donc associer hersage et roulage (Thaer, 1811-1816).

Si l'étaupinage en lui-même ne semble pas avoir été étudié par les scientifiques, on peut cependant logiquement déduire que l'étaupinage permet :

- une augmentation de la productivité en évitant les zones de sol nu et en préservant la végétation (ceci étant valable surtout pour les prairies déjà productives) ;
- une diminution de la richesse et de la composition floristique dans la mesure où la diversité topographique, favorable à la diversité végétale, est réduite (Olf et Ritchie, 1998).

1.3.1.4 *Quels effets du désherbage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?*

Un des moyens de contrôler la végétation est l'usage des herbicides. Cet usage est étudié dans les travaux scientifiques depuis plusieurs décennies. Il s'agit en général de lutter contre les « mauvaises herbes ». Dès les années 1940, les agronomes des prairies soulignent que la lutte contre les mauvaises herbes peut se faire par utilisation d'engrais (fumier, cyanamide calcique, engrais potassique, amendements calcaires, comme nous l'avons vu), mais aussi par

usage de molécules chimiques minérales telles que les arséniates, les chlorates, ou les borates (Hédin, 1947). Les premiers produits sélectifs apparaissent aussi dans les années 1940, période durant laquelle on trouve, par exemple, des produits nitrés à structure aromatique – tels que le Sinox ou le Denoc, ou des combinaisons d'azote avec des sels de soude comme l'Herbogil P (Hédin, 1947). Ces produits et en particulier les « fausses hormones », sont utilisés sur prairies temporaires comme sur prairies permanentes (de Gournay, 1964). Cependant les fausses hormones entraînent des modifications structurales non désirées telles que l'apparition désordonnée d'épines chez le *Cirsium arvense* L. (Hédin, 1947).

Les désherbants peuvent permettre de lutter aussi contre le développement de végétaux ligneux, ou semi-ligneux tels que la fougère aigle, sur les surfaces en herbe, afin d'augmenter le potentiel de productivité fourragère (Harranger, 1981 ; Harranger, 1984).

Cependant les agronomes ne s'accordent pas tous sur l'intérêt agronomique des herbicides, puisque Delpech en 1978 détaillait les conséquences défavorables des herbicides. Sur un plan agronomique, selon Delpech (1978) les désherbants peuvent : i) entraîner une diminution temporaire de la production en supprimant des espèces adventices ou des espèces d'intérêt fourragère comme les légumineuses, le pissenlit ou le plantain ; ii) nuire à la qualité du fourrage par le remplacement d'espèces fourragères par des espèces colonisatrices de zones de sol dénudées suite à l'usage de l'herbicide ; iii) entraîner des carences en éléments minéraux pour les animaux, par la suppression d'espèces adventices riches en oligo-éléments par exemple ; iv) interférer sur la production apicole par la destruction d'espèces mellifères. En outre, les herbicides peuvent nuire à la faune du sol des prairies (Voisin, 1960).

Outre un impact négatif sur le plan agronomique, plus généralement les herbicides peuvent entraîner des modifications physiologiques et biochimiques des espèces végétales et des modifications génétiques dans les populations (Delpech, 1978).

Dans les recherches actuelles, l'usage d'herbicide est utilisé dans les plans expérimentaux davantage pour des raisons techniques que pour une étude de l'effet de l'herbicide lui-même. Le glyphosate est utilisé par exemple pour assurer l'implantation d'espèces semées pour une étude sur les conditions d'implantation de semis (Jackson, 1999). De même le Round-up® a pu être utilisé pour créer des micro-perturbations pour une suivi de la dynamique de végétation (Touzard et Clément, 2001). La seule étude qui concernait directement le lien entre une espèce adventice et l'apport d'herbicide concernait la présence de *Viola arvensis* L. dans des champs cultivés (Gerowitt et Bodendörfer, 1999).

Dès le début du 19^{ème} siècle, il était souligné que la lutte contre les mauvaises herbes n'est pas un problème si la prairie est bien conduite par la fauche ou le pâturage (Thaer, 1811-1816). L'usage d'herbicides sur prairies, ou toute flore complexe à usage agricole, peut donc être évité grâce à un bon raisonnement des techniques culturales et de la fumure (Delpech, 1976a ; Delpech, 1976b), d'autant plus que le coût économique des produits peut être rédhibitoire en rapport à la durée de leur efficacité (Justin, 1999). Cela explique sans doute l'absence relative de références récentes sur l'usage d'herbicides sur prairies pour contrôler la végétation, malgré les conseils de Delpech (1978).

On peut donc conclure sur ce sujet en soulignant que les herbicides ne doivent pas être utilisés, sauf quand on désire accélérer le processus d'évolution de prairies fortement dominées par des mauvaises herbes, ou quand les espèces nuisibles sur un plan agronomique ont le même comportement que les espèces fourragères (Delpech, 1976a).

1.3.1.5 *Quels effets de la lutte naturelle ou mécanique contre les broussailles et les herbes indésirables sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?*

Les méthodes de lutte naturelles (par pâturage) ou mécaniques (par l'action de l'homme à l'aide d'outils) sont complémentaires. Par exemple, la coupe sélective des arbres et arbustes par l'homme, associée au pâturage et à la fauche est une solution optimale pour la préservation des prairies norvégiennes du Budalen (Austrheim *et al.*, 1999).

Une expérimentation déjà ancienne montre l'influence du broyage, soit seul soit associé à d'autres techniques (de Montard et Gachon, 1978). Les résultats en sont que le broyage sur une parcelle laissée ensuite en défends dans les monts du Forez est encore visible après 4 années, le recul des ligneux se faisant au profit de différentes graminées, dont *Agrostis tenuis* L. (de Montard et Gachon, 1978). Si le broyage est suivi par du pâturage intensif sans fertilisation, ou par des fauches avec fertilisation phospho-potassique, l'ouverture créée par broyage est maintenue au profit de *Galium saxatile* L., *Carex caryophyllea* L. et *Festuca rubra* L. (de Montard et Gachon, 1978). Les mêmes auteurs dans une autre étude soulignent que le broyage et la fertilisation d'une lande à *Calluna vulgaris* L. permet d'établir un tapis de végétation herbacée à base de *Festuca rubra* L. et de *Agrostis tenuis* L. dès la deuxième année, mais la productivité normale par rapport à des prairies de même type n'est atteinte qu'à partir de la troisième année (de Montard, 1976).

Il est donc possible de concevoir des itinéraires techniques pour que les agriculteurs parviennent à lutter contre les herbes indésirables. C'est le cas en particulier pour la lutte contre la progression des friches riches en fougère aigle ou en genêt à balais en montagne vosgienne (Justin, 1999), ou pour le contrôle des broussailles par les chèvres dans des zones protégées (Rahmann, 1999). Les méthodes de lutte contre les mauvaises herbes ou les broussailles par pâturage sont parfois préférées à l'utilisation d'herbicides pour des raisons économiques, même si l'efficacité de lutte est parfois moindre que par débroussaillage mécanique (Rahmann, 1999).

Enfin, le broyage n'a pas d'influence sur la richesse spécifique des prairies, mais associé à du pâturage, à de la fertilisation en azote, phosphore et potassium ou à des coupes, il entraîne une modification de la composition floristique (de Montard, 1976).

1.3.1.6 *Quels effets du brûlage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ?*

L'entretien des prairies par brûlage concerne surtout des contextes spécifiques, tels que les plaines nord-américaines, la savane africaine ou les vastes prairies sud-américaines. Les études portant sur l'effet du brûlage sont généralement motivées par la recherche d'un compromis entre usage agricole et préservation de la diversité biologique (Gillison, 1999).

Comme dans le cas des autres pratiques agricoles, il apparaît qu'un ensemble de facteurs interagit sur les communautés végétales et qu'il est difficile de mesurer uniquement l'effet du brûlage. Ainsi, dans le Serengeti, la mise en défends des communautés végétales vis-à-vis du pâturage et de perturbations physiques a un effet plus important sur la couverture végétale que la protection vis-à-vis du feu (Belsky, 1992b). Par ailleurs, le comportement des animaux au pâturage varie selon que les zones sont brûlées ou non. Ainsi, les bisons semblent préférer les prairies qui ont été brûlées et qui ne sont pas en période de végétation (Biondini *et al.*, 1999). Le brûlage semble en outre avoir une action physique directe sur la végétation, mais aussi indirecte par la modification de la structure du sol. Par exemple, le brûlage de prairies

d'altitude en Equateur modifie le pH et la teneur en phosphore du sol ce qui joue un rôle sur la densité des espèces végétales présentes (Suarez et Medina, 2001).

Un modèle a récemment été construit afin de simuler les stratégies de dispersion et la structure spatiale des communautés végétales en fonction de la gestion du brûlage des prairies (Lattera et Solbrig, 2001). Ce modèle montre que la fréquence et la synchronie du brûlage, ainsi que le temps entre deux feux sont des paramètres importants pour comprendre les stratégies de dispersion des espèces végétales.

1.3.1.7 Bilan sur l'entretien des prairies permanentes :

Il apparaît que les différentes techniques d'entretien ont toutes un impact sur la diversité végétale ou la valeur agronomique des prairies. Cependant, les connaissances sur cet impact restent pour le moment très limitées. Des études plus approfondies seraient donc nécessaires avant de proposer de prendre en compte ces pratiques dans le cadre d'une modélisation.

1.3.2 La gestion des structures non productives :

La préservation des haies comme élément de conservation de la diversité faunistique ou floristique est une préoccupation relativement récente, mais l'intérêt de les préserver pour des raisons agricoles est ancien. Ainsi, en 1981 on peut lire chez Harranger : « *en règle générale, il n'apparaît pas souhaitable de laisser se développer, à l'intérieur des parcelles, des végétaux ligneux qui réduisent le potentiel de productivité, sans présenter un intérêt particulier. Il n'est pas possible d'être aussi affirmatif en ce qui concerne les broussailles ou les haies qui se trouvent en limite de parcelles. Leur présence peut en effet, dans certains lieux, constituer un abri qui sera utile au bétail pour se protéger du vent ou de la chaleur ; dans la mesure où l'épaisseur de cette végétation restera limitée, ces broussailles constitueront, en outre, une clôture efficace, généralement bon marché.* ». On sent que la préoccupation environnementale apparaît peu à peu car le même auteur écrit en 1984 sur le même sujet : « *il peut être utile de rappeler que ces « broussailles » jouent un rôle certain dans l'écologie d'un site, mais que les quelques avantages qu'elles présentent ne sont pas, en contre partie, sans inconvénients.* » (Harranger, 1984).

De nombreux travaux d'écologie ont ultérieurement permis de compléter les connaissances sur la relation entre les haies et la diversité végétale. Ils montrent que la présence de haies favorise la richesse spécifique et le développement de communautés végétales originales (Frain, 1992 ; Diquelou, 1997 ; Pouille, 1998 ; Euskirchen *et al.*, 2001). D'ailleurs, les haies sont utilisées comme éléments indispensables de l'équilibre écologique dans certains systèmes de production agricole basés sur la diversité végétale et animale (Vasella, 1985 ; Mollison et Holmgren, 1986).

Outre les haies, nous entendons aussi par structure non productive les clôtures fixes ou amovibles, les pylônes, ou les arbres isolés que l'on trouve en lisière ou sur les surfaces en herbe utilisées par les agriculteurs. Malheureusement, les études manquent sur ces objets du paysage.

1.3.3 Le semis :

Notre objet d'étude étant les prairies permanentes, nous ne développerons pas l'influence du semis sur la végétation. Notons simplement que dans les prairies permanentes, le sursemis

peut être utilisé dans un but agronomique (Delpech, 1969) ou de restauration écologique (Jones et Hayes, 1999), la perte de biodiversité dans les prairies conduisant à ressemer des espèces sauvages. Dans ce dernier cas, il existe à l'heure actuelle des problèmes de méthode aux plans technique et théorique (Jones et Hayes, 1999).

1.3.4 La gestion de l'eau :

La gestion de l'eau par les agriculteurs peut se faire de différentes manières sur les surfaces en herbe :

- drainage des sols afin d'assécher des parcelles trop humides ;
- irrigation pour apporter de l'eau en conditions de sécheresse ;
- inondation volontaire des surfaces en herbe (par maîtrise de l'ouverture d'écluses par exemple).

Cette gestion, quelle que soit sa forme, a des conséquences sur la diversité végétale des surfaces en herbe à usage agricole. Ces conséquences ont été étudiées par les écologues et les agronomes, souvent dans des objectifs différents voire contradictoires. Nous présentons quelques résultats de ces deux regards scientifiques.

1.3.4.1 *Quels effets de la gestion de l'eau sur la valeur agronomique des surfaces en herbe ?*

Les considérations sur l'intérêt de la maîtrise de l'eau pour une bonne gestion agronomique des prairies dans le but d'avoir du foin en qualité et en quantité sont anciennes. Il était préconisé dès le 19^{ème} siècle soit un assainissement des prairies pour réduire l'humidité du sol néfaste à un fourrage de bonne quantité et de qualité, soit une irrigation quand un manque d'eau dessèche les plantes (Thaer, 1811-1816). Ces considérations se retrouvent ensuite chez d'autres auteurs (Heuzé, 1911 ; Delpech, 1962 ; Oberlé *et al.*, 1991). Un des premiers travaux que les agronomes ont mené est l'étude des relations générales qui existent entre l'eau du sol et la végétation (Hédin et Le Cacheux, 1951). Dans la limite des résultats obtenus, cela leur a permis d'identifier l'humidité idéale pour le développement d'une espèce donnée, espèce prairiale par espèce prairiale (Hédin et Le Cacheux, 1951 ; Voisin, 1957 ; Duthion, 1972), de créer des indices de sensibilité à l'humidité (Ellenberg, 1952 ; Klapp, 1965) et même de faire une typologie des prairies en fonction de leur végétation tolérante à l'humidité, comme par exemple en Normandie (Hédin et Le Cacheux, 1951).

Les résultats de la bibliographie montrent que généralement, la productivité est améliorée par du drainage, ou de l'irrigation. Par exemple Zangiacomini *et al.* (1978) montrent que : i) des prairies faiblement améliorées (c'est-à-dire pour les auteurs, peu de fertilisation et un chargement faible) voient leur productivité augmenter après drainage (abaissement de la nappe) si elles sont fauchées ; ii) la productivité de prairies peu améliorées peut diminuer si ces prairies sont pâturées de manière extensive ; iii) des prairies peu améliorées qui sont drainées, pâturées de manière intensive et fertilisées deviennent des prairies très productives ; iv) des prairies améliorées, fauchées ou pâturées de manière intensive voient leur productivité rester stable avec un drainage, voire légèrement diminuer si de telles prairies ne sont pas uniquement pâturées. D'autres études montrent aussi une augmentation de la productivité avec le drainage : de l'ordre de 50% sur sols argileux et 14% sur sols limoneux de prairies (Bentz *et al.*, 1968). L'effet du drainage sur la production peut être visible en 1 à 2 ans après le drainage (Oberlé *et al.*, 1989). De même, un curage de ruisseau permet d'augmenter le chargement de prairies meusiennes de 0,85 UGB.ha⁻¹ à 1,10 UGB.ha⁻¹, soit une augmentation

de 30% (Zangiacomì *et al.*, 1978). Dans le cas de prairies améliorées, l'augmentation peut atteindre 65%, ce qui est un indicateur de l'amélioration de la productivité des prairies (Zangiacomì *et al.*, 1978).

Une synthèse signale que l'irrigation de prairies augmente le rendement de l'ordre de 4 tonnes à une latitude de 40°, tandis qu'à 60° de latitude, aucun effet n'est observé (Peeters et Kopec, 1996). A basse latitude, les prairies irriguées européennes sont les plus productives (Peeters et Kopec, 1996). L'irrigation par jet d'eau (jets micro-asperseurs) permet elle aussi une augmentation de productivité des prairies et le maintien de la productivité à un niveau plus constant d'une année sur l'autre, car elle assure une croissance de l'herbe régulière tout au long de l'année (Jeangros *et al.*, 1992). Les pelouses camarguaises sont particulièrement intéressantes sur un plan agronomique car elles fournissent lors des années humides un foin de très bonne qualité, pouvant même être fauché et stocké (Molinier et Tallon, 1947). Pendant les années plus sèches, ces pelouses donnent très peu d'herbe à disposition des troupeaux. Par conséquent, les éleveurs ont cherché à reproduire les conditions naturelles des bonnes années en apportant de l'eau par gravitation, trois fois par an, par l'ouverture des écluses retenant les eaux du Rhône et en créant si nécessaire des fossés d'adduction (Molinier et Tallon, 1947). Un arrosage de printemps permettait d'obtenir un fourrage en faible quantité, mais de haute qualité (Molinier et Tallon, 1947). Cependant, cette technique d'irrigation n'a duré que jusqu'au début des années 1940, car elle exigeait d'une part une grande technicité et surtout parce que le coût de la main d'œuvre nécessaire à l'entretien des fossés et à la fauche était trop élevé par rapport au gain en fourrage (Molinier et Tallon, 1947). Enfin, pour une meilleure installation de prairies, Molinier et Tallon (1947) préconisent d'utiliser une irrigation avec les eaux douces du Rhône car elles permettent non seulement un apport d'eau, mais aussi un apport de limons qui vont buter naturellement l'herbe et la protéger progressivement des remontées de sel.

1.3.4.2 *Quels effets de la gestion de l'eau sur la diversité végétale des surfaces en herbe ?*

La composition végétale des prairies est modifiée en 4 à 5 ans après le drainage de prairies permanentes (étude sur 100 prairies), avec une augmentation des espèces xérophiles et une diminution des hygrophiles (Plantureux *et al.*, 1985). Par ailleurs, les espèces à haute valeur écologique peuvent tendre à disparaître avec le drainage des parcelles de prairies, comme par exemple de nombreuses Orchidées (Le Bacquer, 1999). Le drainage des zones humides peut aussi entraîner une acidification des sols de zones initialement alcalines, ce qui induit la disparition des espèces favorisées par des sols basiques à neutre (Zedler, 2000).

La composition botanique est aussi modifiée par l'irrigation dans le cas de prairies peu propices aux Ombellifères (la part de graminées augmente) alors que dans des prairies dominées par des Ombellifères, l'irrigation est sans effet sur la part de graminées (Jeangros *et al.*, 1992). L'irrigation modifie aussi le taux de salinité des zones humides des deltas, notamment en Méditerranée, entraînant ainsi une modification de la biomasse, de la richesse et de la composition spécifiques, du taux de reproduction, et/ou de la germination des graines de ces zones, par une modification de la teneur de l'eau en chlorure et l'apport de sédiments (Bonis *et al.*, 1993 ; Grillas *et al.*, 1993 ; van Wijck *et al.*, 1994 ; Volder *et al.*, 1997 ; Mauchamp et Mesléard, 2001). Par ailleurs, plusieurs études concernent la variation de la diversité végétale dans les marais ou les mares en fonction de variations naturelles ou contrôlées des niveaux de l'eau douce ou de l'eau salée. Par exemple, une étude montre qu'une augmentation du niveau de l'eau douce sur des végétations en zones humides canadiennes tend à faire diminuer la richesse spécifique, la densité de racines et la composition floristique (van der Valk *et al.*, 1994). En Camargue, lorsque la date des

inondations est repoussée, la végétation de mares temporaires voit la composition et la nature des espèces sont modifiées (Grillas et Batteou, 1998). Il est aussi possible de restaurer des anciennes terres cultivées par du riz : une inondation contrôlée, associée à du pâturage permet l'apparition des végétations initiales des zones humides de Camargue (Mesléard *et al.*, 1995a ; Mesléard *et al.*, 1995b ; Mesléard *et al.*, 1999).

Enfin, une synthèse bibliographique récente sur des travaux portant sur un ensemble de sites très variés pas seulement en zones humides, tend à montrer que la richesse spécifique augmente lorsque la disponibilité en eau dans le sol des prairies augmente elle aussi (Pausas et Austin, 2001). Cependant, il est difficile de tirer des conclusions aussi générales, car si la biodiversité floristique est effectivement très liée aux conditions hydrologiques des sols, ces conditions peuvent interférer avec d'autres facteurs, notamment les gradients en nutriments dans le sol (Grévillot *et al.*, 1998). L'effet d'autres pratiques agricoles entre aussi en interaction avec la question de la gestion de l'eau, notamment le pâturage qui tend à compacter le sol (Pires da Silva *et al.*, 2002).

1.3.4.3 Conclusion sur la gestion de l'eau :

Les connaissances sur la relation entre gestion de l'eau et diversité végétale ou valeur agronomique sont assez nombreuses. Elles permettent de conclure que cette gestion est une pratique agricole qui ne doit pas être négligée dans le cadre de notre étude, d'autant plus que la gestion de l'eau prend des formes différentes selon les sites qui concernent notre étude (Ballons des Vosges, Brenne, Camargue, Lorraine, Pilat, Verdon).

Encadré 1. Bilan sur les pratiques ayant un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe.

La revue bibliographique nous permet de dresser un bilan qualitatif de l'effet de chaque pratique agricole sur les composantes agronomiques et écologiques de la diversité végétale des prairies permanentes ou des parcours. Il est donc possible de définir quelles sont les pratiques agricoles qui exercent en priorité un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe (Figure 3). Le semis ne concerne pas les prairies permanentes dans notre étude.

Pratiques agricoles sur Prairies														
	Fertilisation minérale				Mode d'exploitation		Semis	Amendements organiques	Amendements minéraux	Entretien	Désherbage	Gestion de l'eau		Espaces interstitiels
	Azote	Phosphore	Potassium	Autres minéraux	Pâturage	Fauche						Drainage	Irrigation	
Rendement	++	++	++	(-)	++	+	(+)	+	+	-	+	++	++ ^a	-
Richesse spécifique	++	++	++	(-)	++	+	(+)	+	+	-	+	++	++ ^a	-
Abondance/Dominance	++	++	++	(-)	++	+	(+)	+	+	-	+	++	++ ^a	-

a. effet fort mais la pratique concerne peu de prairies.

Figure 3. Matrice présentant la relation entre les pratiques agricoles et la diversité végétale d'une part (abondance ou dominance des espèces et richesse spécifique) et d'autre part la valeur agronomique des prairies. Cette matrice est le résultat d'une analyse bibliographique (++, effet fort, + effet modéré, -, effet faible à nul, (-), effet mal ou peu renseigné par la bibliographie).

Cependant, compte tenu de l'hétérogénéité des expérimentations et de la contradiction souvent observée entre les différents travaux, ces données ne permettent pas de caractériser précisément de manière quantitative l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. En outre, les données que nous avons présentées sont issues d'expérimentations ou d'observations de terrain. Elles ne permettent pas une généralisation à l'ensemble des prairies permanentes et elles n'offrent pas une vision simultanée de l'ensemble des effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale ou la valeur agronomique.

Nous proposons donc de décrire les modèles qui ont été mis en œuvre pour synthétiser les connaissances sur les effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe. Il s'agit en particulier de vérifier dans quelle mesure ces modèles permettent de prédire ces effets et comment ils prennent en compte les principales pratiques agricoles.

2 Analyse des modèles disponibles permettant de prédire la diversité végétale et/ou la valeur agronomique des prairies permanentes :

Le concept de modèle est central en science mais il fait l'objet de définitions différentes en fonction des domaines scientifiques qui l'emploient (Nouvel, 2002). Les modèles disponibles qui ont été mis au point en biologie sont identiques à ceux qui ont été créés en physique (Stewart, 2002). En effet, « à l'heure actuelle, l'objet des modélisations courantes en biomathématiques peut être soit un organisme individuel, soit un sous-système faisant partie d'un organisme, soit encore une population ou un écosystème composé d'organismes vivants ; mais dans tous les cas, l'objet en question est modélisé non pas comme être vivant, mais en tant que système dynamique déterminé par son état. » (Stewart, 2002).

Cette affirmation s'applique aux nombreux modèles qui ont été mis au point pour décrire ou prédire la végétation des surfaces en herbe, notamment les prairies.

L'un des premiers modèles de l'écosystème prairial était dit « à compartiments » (Gounot et Bouché, 1974). Il est présenté dans la Figure 4. Afin d'améliorer les modèles à compartiments, les auteurs se sont attachés à rechercher des relations statistiques pour caractériser les flux et les compartiments descriptifs des écosystèmes. Ainsi une approche statistique basée sur l'analyse de relations linéaires et non linéaires a été développée à partir des années 1970. Les modèles résultent d'une analyse de données par régression. En découlent **trois types de modèles largement employés en écologie qui sont basés sur des relations statistiques** : les modèles de régression linéaire, les modèles généralisés linéaires, parmi lesquels se trouvent les distributions gaussiennes, binomiales ou de Poisson (Yee et Mitchell, 1991) et les modèles dits « *additifs généralisés* » qui sont une extension des précédents. Ces modèles font l'objet d'une large utilisation dans la communauté scientifique et ont été largement décrits par ailleurs (Guisan *et al.*, 2002). Par exemple, une étude montre que l'indice de Shannon des prairies pâturées varie en fonction de l'intensité de pâturage selon un modèle quadratique de la forme $Y = -aX^2 + bX + c$ (Bai *et al.*, 2001). En dehors de ces modèles basés sur des analyses statistiques, différents autres modèles concernant la végétation ont été mis au point à partir de l'application des concepts de la physique. Par exemple la structure, la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes sont prédites ou expliquées par la thermodynamique (Zhang et Wu, 2002), ou l'automatique (Matsinos et Troumbis, 2002). Des modèles centrés sur la place de l'individu (par exemple une espèce végétale) par rapport à son milieu sont apparus à partir des années 1990 en raison de trois événements concomitants : la formulation de la théorie du chaos, la reconnaissance par les scientifiques de l'importance des interactions entre les individus et les systèmes écologiques et enfin, l'amélioration des performances des ordinateurs (Judson, 1994). Actuellement, de très nombreux modèles existent pour expliquer ou prédire la dynamique et la structure de la végétation des écosystèmes, notamment prairiaux (par exemple, Pacala et Crawley, 1992 ; Loreau, 1998 ; Ejrnaes et Bruun, 2000 ; Koleff et Gaston, 2001 ; Laterra et Solbrig, 2001 ; Peters, 2002 ; Wilson *et al.*, 2002).

Nous avons choisi de détailler quelques exemples de ces modèles pour en montrer les avantages et les limites.

2.1 Les modèles à compartiments :

Par définition, « un système à compartiment est un ensemble de deux ou plusieurs compartiments qui communiquent entre eux et dans lesquels circule un ou plusieurs éléments déterminés. Le nombre de compartiments et les règles de circulation constituent les règles du système. » (Legay, 1973). Il s'agissait donc d'identifier l'ensemble des compartiments, des flux et des stocks d'énergie et de matière caractérisant l'écosystème prairial. Ainsi, étaient identifiés (Gounot et Bouché, 1974) : i) les compartiments moteurs, qui prennent en compte l'activité microbienne permettant le recyclage de la matière organique ; ii) les compartiments régulateurs, avec le sol, la macrofaune et la microfaune ; iii) les compartiments perturbateurs avec les animaux prolifiques (rongeurs par exemple), les parasites du bétail et les ravageurs des végétaux (animaux et champignons parasites) ; iv) un compartiment d'utilisation agronomique qui prend en compte la fauche et les animaux au pâturage. L'ensemble des interactions entre les compartiments est décrit par la Figure 4. Les variables indépendantes du modèle concernent le climat (évapotranspiration, température, pluviométrie, etc.) et l'agronomie (mode d'exploitation, intensité et rythme d'exploitation, apports d'engrais, de pesticides, d'amendements et irrigation) (Gounot et Bouché, 1974).

Les données disponibles à l'époque de l'élaboration de ce modèle ne permettaient pas de calculer l'ensemble des compartiments identifiés. Les calculs concernaient certains flux de matière et d'énergie et la productivité. Ils nécessitaient la détermination de très nombreux paramètres à partir de mesures de terrain coûteuses (Gounot et Bouché, 1974). La plupart des travaux agronomiques portaient en effet essentiellement sur la productivité des espèces modélisée à partir de connaissances sur l'écophysiologie d'espèces végétale. En outre, si la productivité primaire avait fait l'objet d'études poussées, les résultats de modélisation ne concernaient que les prairies monospécifiques (Gounot et Bouché, 1974) ou associant seulement deux espèces végétales (Ross *et al.*, 1972).

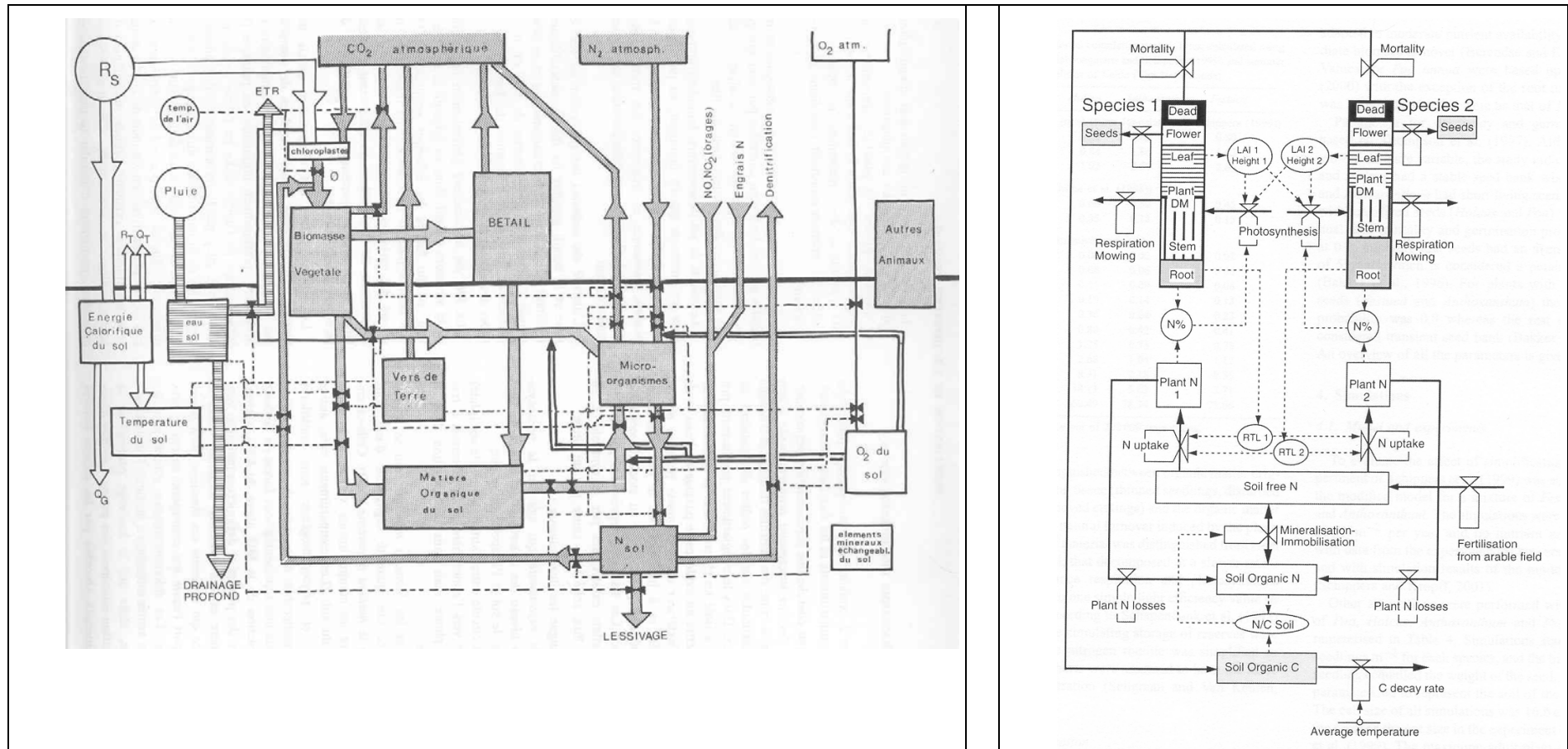


Figure 4. Mise en regard du modèle de Gounot et Bouché (1974, à gauche) avec celui de Schippers et Joenje (2002, à droite), afin de montrer les interrelations dans un modèle à compartiments décrivant un écosystème prairial.

2.2 Les modèles de compétition des espèces végétales :

Le modèle récent de Schippers et Joenje (2002) de compétition des espèces végétales au niveau des bordures de champ en fonction de pratiques agricoles permet une approche de la diversité végétale à la fois sur différents plans, notamment agronomiques et écologiques. La Figure 4 permet de comparer ce modèle (VEGPOP2) avec celui de Gounot (1974) décrit en introduction. On constate au regard de cette figure la forte similitude entre ces deux modèles. L'approche par compartiment reste fondamentalement la même. L'amélioration porte en particulier sur la prise en compte des phénomènes physiologiques (notamment l'index LAI) dans le compartiment de la plante. Cette amélioration est due à l'avancée des connaissances scientifiques depuis les années 1970. Le modèle de Gounot (1974) était théorique, non calculable en raison des lacunes bibliographiques de l'époque. VEGPOP2 est un modèle basé sur une réflexion théorique analogue à celle de Gounot (1974), mais qui est opérationnel puisqu'il permet de faire des simulations et qu'il est en partie validé avec des résultats satisfaisants (Schippers et Joenje, 2002). En outre, le modèle de Schippers *et al.* (2002) prend en compte plusieurs espèces (bien que deux seulement soient présentées dans la Figure 4) au lieu d'une seule dans le modèle de Gounot (1974), ce qui en représentait une limite majeure soulignée par cet auteur. VEGPOP2 apparaît simplifié par rapport au modèle de Gounot (1974) puisque des compartiments, comme par exemple les vers de terre et la microfaune, ne sont pas considérés, certainement en raison de la limite des connaissances scientifiques. Cependant, il donne des informations sur la biomasse végétale, sur la diversité végétale (indice de Shannon) et sur la dynamique spatiale de la végétation (Schippers et Joenje, 2002).

VEGPOP2 nécessite une expérimentation de terrain qui permet la paramétrisation du modèle afin de mettre au point, pour chaque espèce, un ensemble de paramètres mesurés précisément et qui concernent la physiologie, l'allocation des ressources, le flux d'azote, l'architecture de la plante, la floraison et la dynamique de population (Schippers et Joenje, 2002). Cette expérimentation implique de n'étudier que quelques espèces (4 dans le cas présent de VEGPOP2).

Utiliser un modèle de dynamique végétale basé sur les principes théoriques de Gounot (1974) pour notre problématique impliquerait des expérimentations longues et coûteuses pour prédire la présence de l'ensemble des espèces végétales présentes dans les Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude. En outre, VEGPOP2 ne permet pas de mesurer l'effet d'une gamme large de pratiques agricoles sur la dynamique végétale. En particulier, le pâturage n'est pas abordé.

Par conséquent, les modèles descriptifs de la dynamique ou de la structure de la végétation ont une lourdeur de mise en œuvre qui ne permet pas de répondre efficacement à notre problématique de mise au point d'un outil opérationnel applicable dans différents contextes géographiques et permettant un diagnostic et une aide à la décision pour orienter les pratiques agricoles sur prairies.

2.3 Les modèles d'impact :

Les modèles d'impact potentiel sont issus des travaux allemands des années 1970 sur l'analyse des risques écologiques (Freyer *et al.*, 2000). Par « *impact* » les auteurs entendent « *le degré à partir duquel l'usage des ressources par l'homme et/ou les fonctions écologiques sont contraintes ou menacées par une exploitation des ressources néfaste à la santé des écosystèmes* ». La notion de « *potentiel* » renvoie quant à elle au fait que d'une part les

« conclusions du modèle sont basées partiellement sur des mesures de terrain réelles et [d'autre part] en raison des limites qu'imposent la disponibilité des données et les simplifications inhérentes à la modélisation » (Freyer *et al.*, 2000).

Par exemple, Freyer *et al.* (2000) ont élaboré un modèle d'impact potentiel qui examine comment les ressources naturelles sont menacées par l'activité humaine. Le modèle est basé sur : i) des paramètres dits « d'intervention », c'est-à-dire qui se rapportent aux activités humaines (apport de pesticides, interventions mécaniques et techniques, pratiques d'amélioration) ; ii) des paramètres dits « de ressources » attachés aux fonctions écologiques et qui prennent en compte les caractéristiques du site considéré concernant les eaux souterraines, le sol, le climat, les espèces et les biotopes, le paysage et les aménités (ressources récréatives).

L'atout du modèle de Freyer *et al.* (2000) est d'être applicable à différentes échelles (de la parcelle à l'unité paysagère par exemple), mais il n'offre que des informations sur l'écologie des unités étudiées et aucune information agronomique. Pour mener à bien les calculs, le modèle de Freyer *et al.* (2000) nécessite certaines données mesurées sur le terrain, mais aussi, des informations cartographiques et statistiques.

Encadré 2. Bilan des modèles pour notre étude.

Les modèles existant posent différents problèmes par rapport à notre problématique : i) ces modèles ne permettent pas d'identifier précisément l'effet de l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique ; ii) ces modèles doivent le plus souvent être renseignés avec des données issues de mesures de terrain souvent difficiles à obtenir en routine ; iii) devant le grand nombre d'outils actuellement disponibles sous forme informatisée, apparaissent des problèmes informatiques portant sur l'utilisation ou la réutilisation, pour améliorer ou inventer de nouveaux modèles, de certaines parties de modèles d'écosystèmes existant (Liu *et al.*, 2002).

Les modèles existants de la diversité végétale et/ou de la valeur agronomique sont donc insuffisants d'une part en terme de contenu, puisqu'ils ne permettent pas de prendre la végétation à la fois dans sa dimension agronomique et écologique et d'autre part en terme de forme. En effet, ces modèles ne sont pas à la fois opérationnels, lisibles pour les non spécialistes, sensibles aux variations des pratiques agricoles, reflets du terrain et pertinents pour les utilisateurs qu'en seraient les gestionnaires de Parcs naturels par exemple. Ils ne répondent donc que de façon très partielle à notre problématique.

Si les modèles disponibles ne sont pas applicables en tant que tel à notre problématique, en revanche, l'utilisation de leur mode de construction doit être explorée pour notre étude.

Il apparaît que les modèles à compartiments ne sont pas adaptés à notre problématique car ils ne s'intéressent pas spécifiquement aux effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale ou la valeur agronomique, mais à la circulation de matière et d'énergie entre différents compartiments. Ils ne permettent que la description des écosystèmes prairiaux et non la prédiction d'effets de pratiques sur ces écosystèmes.

En revanche, le mode de construction des autres modèles peut s'appliquer à notre étude. En particulier, nous proposons d'utiliser l'analyse statistique de données écologiques et agronomiques afin de parvenir à un modèle adapté à notre problématique. En effet, la plupart des modèles disponibles sont basés sur ce type d'analyse. Pour notre problématique, il est nécessaire de mener une analyse statistique permettant d'aborder l'effet de différentes pratiques sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies.

3 Avant d'aller plus loin en modélisation :

Ce premier chapitre nous a permis d'identifier l'ensemble des pratiques agricoles susceptibles de modifier la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes. D'après notre revue bibliographique, les pratiques qui jouent le plus grand rôle sur la végétation des prairies sont la fertilisation azotée, phosphorique et potassique en éléments séparés ou associés, le pâturage et la gestion de l'eau. La fauche, les amendements organiques et minéraux et le désherbage sont moins bien renseignés par la bibliographie, mais leur rôle apparaît important. Par conséquent, dans l'objectif d'une modélisation, c'est l'ensemble de ces pratiques qu'il nous faut prendre en compte. D'autres pratiques ne sont pas renseignées : il s'agit de la gestion des espaces interstitiels (haies, clôtures, arbres isolés...) et de l'entretien des prairies. Il est donc difficile de conclure sur leur rôle vis-à-vis de la végétation et leur effet ne peut être quantifié, faute de données suffisantes. Enfin, concernant l'apport d'éléments minéraux tels que le soufre ou les oligo-éléments, l'effet sur la diversité végétale et le rendement est peu renseigné, mais il est prouvé que son action porte surtout sur la qualité du fourrage produit (Toussaint et Lambert, 1974 ; Delhay et Lambert, 1977b).

Pour parvenir à la modélisation de l'effet des pratiques agricoles que nous avons identifiées, nous avons suivi plusieurs pistes. Il apparaît que les modèles existants ne sont pas directement adaptables à notre problématique qui impose d'identifier précisément l'effet de l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique et de faire des prédictions à partir de données faciles à obtenir en routine. En revanche, le mode de construction des modèles statistiques d'une part et des modèles d'impact d'autre part apparaît transposable pour répondre à notre problématique.

Nous allons maintenant explorer la piste d'une modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir d'analyses statistiques. Les pratiques que nous prendrons en compte sont celles que nous avons identifiées comme principales (Figure 3). La mise au point d'un modèle inspiré des modèles d'impact ne sera abordée que dans un second temps.

Chapitre 2

**Modélisation statistique
de l'effet des pratiques agricoles
sur la diversité végétale et la valeur agronomique
des prairies à partir de données d'enquête
(*modèle Modstat1*)**

Dans ce chapitre nous posons l'hypothèse que l'on peut prédire à l'aide d'un modèle statistique la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de données sur les pratiques agricoles. Compte tenu de notre objectif de créer des indicateurs, ces données doivent être obtenues facilement par enquête auprès des agriculteurs. Par modèle statistique nous entendons un modèle construit à partir d'une analyse statistique de données empiriques.

Pour tester notre hypothèse il nous faut des données concernant la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes que l'on peut croiser avec des données de pratiques agricoles. Nous n'avons trouvé ces données qu'en Lorraine. Nous allons donc tester notre hypothèse dans ces conditions, après avoir décrit le jeu de données à notre disposition.

1 Description de l'échantillon utilisé pour la modélisation statistique :

Les données à notre disposition concernent un ensemble de relevés floristiques réalisés sur des prairies permanentes lorraines pour lesquelles les pratiques agricoles ont été renseignées.

1.1 Description des prairies de l'échantillon :

L'échantillon à notre disposition est constitué de 98 prairies permanentes de la région Lorraine (nord-est de la France).

Les prairies sont réparties sur 6 communes situées sur le plateau lorrain dans le département des Vosges : Dombrot-le-sec, Nonville, Isches, Godoncourt, Rozerotte et Marainville. L'altitude des prairies varie entre 250 et 410 mètres. Le pH des parcelles varie de 5,4 à 7,8.

Il s'agit de prairies exploitées chaque année par de la fauche et/ou du pâturage selon un mode de conduite conventionnel d'un système de production de bovins laitiers, c'est-à-dire s'apparentant aux pratiques de l'agriculture moderne (Pervanchon et Blouet, 2002). Plus précisément, 18 prairies sont exploitées uniquement en fauche, 42 prairies sont exploitées en pâturage et 38 sont exploitées en fauche et pâturage (mode d'exploitation mixte). Les animaux au pâturage sont des génisses, des vaches laitières et/ou des vaches taries. La fertilisation se fait sous forme organique (lisier jusqu'à 40 m³ ou fumier jusqu'à 30 tonnes) ou minérale (engrais chimiques azotés, phosphatés et potassiques).

L'échantillon a été constitué de 1982 à 1984 dans le cadre de travaux antérieurs à la présente étude et menés par le Laboratoire Agronomie et Environnement (Plantureux *et al.*, 1992).

1.2 Description de la méthode de relevé floristique :

Un relevé floristique a été réalisé sur chaque prairie de l'échantillon.

La méthode qui a été retenue pour l'étude floristique de notre échantillon de prairies est une variante de la méthode mise au point par D.M. de Vries et ses collaborateurs, dite « méthode des poignées » (Plantureux, 1983). Cette méthode présente l'avantage majeur de renseigner à la fois sur la composition botanique et sur la productivité des prairies.

1.2.1 Choix de la station pour un relevé :

Dans le cas d'unités de gestions agricoles (parcelles) hétérogènes, c'est-à-dire comportant plusieurs stations floristiques, plusieurs cas de figure se présentent pour faire un relevé :

- l'hétérogénéité est la norme pour l'ensemble des unités de gestion de l'exploitation (toutes les parcelles comprennent de nombreuses stations), alors 1 relevé est réalisé sur l'unité de gestion.
- l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a une mosaïque de stations : alors un seul relevé est réalisé sur l'unité de gestion (Figure 5 cas A).
- l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a des stations bien distinctes : les relevés sont faits sur chacune des stations homogènes dont la surface représentera au moins 20% de l'ensemble de l'unité de gestion (Figure 5 cas B).

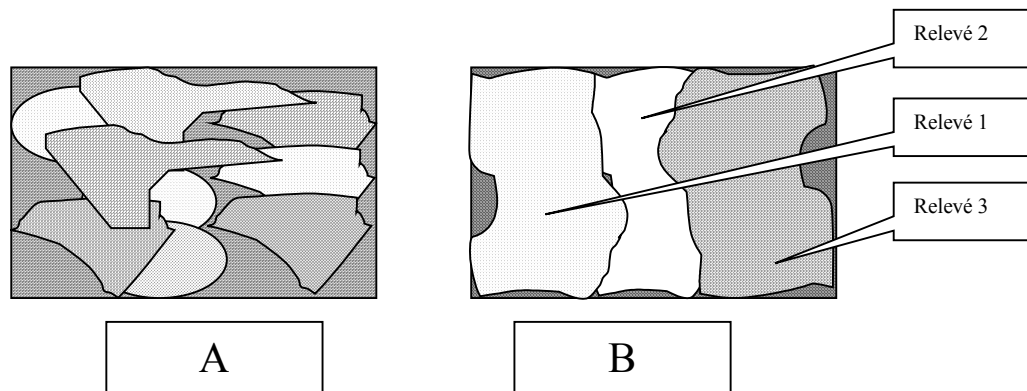


Figure 5. Illustration des cas d'hétérogénéité des stations au sein d'une prairie afin de définir les modalités de réalisation des relevés floristiques. Cas A : l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a une mosaïque de stations (dès lors un seul relevé est réalisé sur l'unité de gestion). Cas B : l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a des stations bien distinctes (dès lors les relevés sont faits sur chacune des stations homogènes dont la surface représentera au moins 20% de l'ensemble de l'unité de gestion).

Dans tous les cas, les bordures de la surface sur laquelle le relevé est fait ne sont pas prises en compte afin d'éviter le biais qu'entraînerait la présence de haies ou de lisières.

1.2.2 Nombre de poignées dans un relevé :

Une poignée correspond à un échantillon élémentaire. Un prélèvement aléatoire de 25 poignées doit être effectué sur chaque station de l'unité de gestion, dans la mesure où la station représente au moins 20% de la surface de l'unité de gestion.

De nombreux travaux conduits sur des prairies de 1 à 50 hectares environ nous ont incité à considérer que le nombre de prélèvements pouvait être limité à 25 sans perte importante d'information, car le gain de précision obtenu par un échantillonnage plus intense est faible eu égard au supplément de temps nécessaire à sa réalisation. Disposant dans la plupart des cas d'un délai limité pour effectuer une campagne de relevés floristiques, il est alors préférable d'étudier un plus grand nombre de stations aux dépens d'une amélioration de la précision des estimations par station (Figure 6).

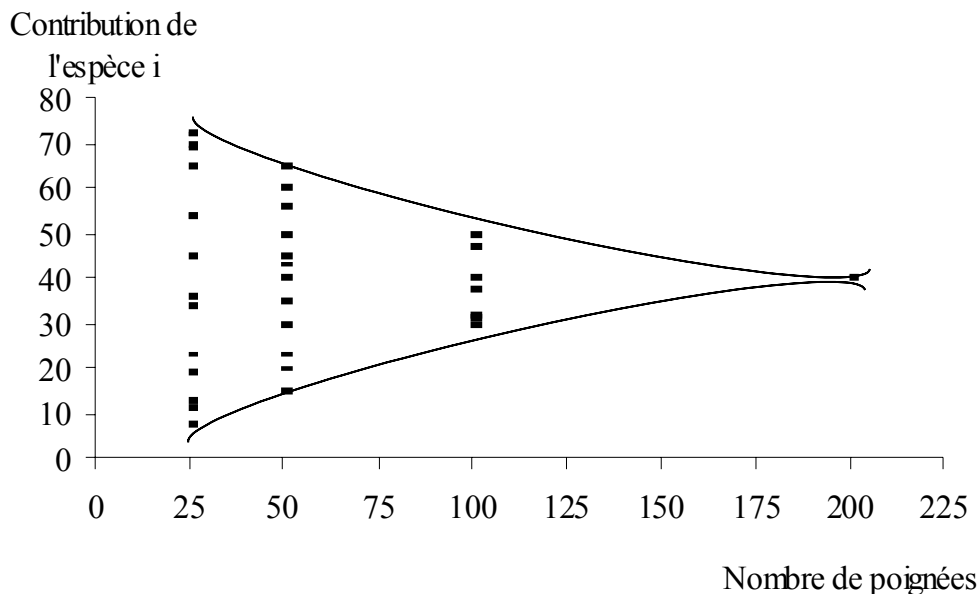


Figure 6. Illustration théorique de la relation entre la contribution d'une espèce végétale (B%) et le nombre de poignées réalisées dans une prairie.

1.2.3 Mode de prélèvement et d'analyse des poignées et obtention d'un coefficient d'abondance-dominance (B%) :

Les 25 poignées sont prélevées au hasard.

Une poignée contient la végétation d'approximativement 25 cm² de surface au sol, prélevée à l'aide d'une cisaille à gazon. Dans chaque poignée (échantillon élémentaire), on relève toutes les espèces présentes. Des coefficients de dominance compris entre 1 et 6 leur sont attribués en fonction de leur contribution à la formation de cet échantillon et de telle sorte que leur somme soit toujours égale à 6. Si le recouvrement du sol (en projection verticale) par la végétation n'est que partiel, ou en d'autres termes s'il y a une partie non négligeable de sol nu ou de litière, une fraction entière de 6 lui est attribuée, le solde l'étant aux plantes prairiales. On entend par sol nu la litière, les bouses, la terre, la mousse (le type de sol nu est à préciser lors du relevé).

En conséquence, seules 6 espèces au maximum peuvent être affectées chacune d'un coefficient égal à 1. En deçà, toutes les combinaisons sont possibles jusqu'à une seule espèce pourvue du coefficient 6. **Le B% d'une espèce est donc le rapport de la somme des**

coefficients attribués à celle-ci, multipliée par 100 et divisée par la somme de tous les coefficients répartis sur les 25 échantillons élémentaires, soit $6 \times 25 = 150$.

On obtient ainsi une estimation jugée satisfaisante de la structure floristique de la prairie.

En outre, un relevé floristique exhaustif est réalisé afin de connaître précisément la liste des espèces végétales présentes dans la prairie étudiée.

1.3 Variables disponibles pour caractériser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes :

Nous identifions dans ce paragraphe les variables qu'il est possible de déterminer à partir des données de notre échantillon pour estimer la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes.

1.3.1 Variables concernant la diversité végétale :

Il nous est possible de déterminer la richesse spécifique végétale de chaque prairie permanente de notre échantillon. Cette variable est essentielle pour quantifier la diversité biologique d'un écosystème donné, la première approche de la diversité végétale consistant à compter le nombre d'espèces qui s'y trouvent, comme l'attestent les premiers relevés floristiques conduits sur prairies permanentes (Nicklès, 1839). Cette méthode reste à l'heure actuelle la plus employée et elle constitue l'expression de la diversité la plus simple (Blondel, 1995).

Pour aller au-delà d'une simple liste, il est possible de mener des mesures de diversité à l'aide d'indices afin d'obtenir des informations complémentaires sur les communautés étudiées (Ricotta et Avena, 2003). Par exemple, l'indice de Shannon-Weaver (Shannon et Weaver, 1949) prend en compte le nombre d'espèces présentes et leur abondance relative. De calcul assez simple, cet indice présente l'inconvénient de ne pas être sensible aux variations d'effectifs. Ainsi, si l'on considère deux écosystèmes ayant un même nombre d'individus par espèce mais une proportion d'individus deux fois plus élevée pour l'un des deux écosystèmes, alors l'indice de Shannon ne révèle pas cette différence d'effectif et il prend la même valeur dans les deux cas (Pitkänen, 1998). A partir de l'indice de Shannon, il est aussi possible de calculer un indice de similitude pour des peuplements différents (Blondel, 1995). A la place de l'indice de Shannon-Weaver, un indice d'équirépartition ou de régularité est aussi parfois utilisé pour mesurer le niveau de diversité atteint par un peuplement (Ricotta et Avena, 2003). Cet indice correspond au rapport entre la diversité mesurée sur le terrain et une diversité théorique maximale. D'autres indices prennent en compte quant à eux, le niveau de complexité d'un peuplement à l'échelle d'un biotope, considérant que plus il y a d'espèces et plus leurs abondances respectives sont proches, plus la diversité est élevée (Blondel, 1979).

Pour vérifier l'hypothèse qu'il est possible de modéliser la diversité végétale à l'aide de données empiriques, nous ne prenons pas en compte l'indice de Shannon car il est une synthèse du nombre d'espèces et de l'abondance des espèces, critères pris en compte avec certaines variables agronomiques décrites ci-après. Quant aux critères de complexité, de similitude ou d'équirépartition, d'une part ils sont souvent adaptés pour des analyses de la diversité à des échelles qui ne concernent pas celle retenue pour notre étude (la parcelle) et d'autre part, ils répondent à des objectifs qui ne concernent pas notre étude.

Outre la richesse spécifique, nous pouvons déterminer à partir de notre échantillon de prairies un indice pour mesurer la diversité végétale et qui ne s'attache pas à des aspects

biologiques : il s'agit de l'indice de rareté des prairies permanentes (Janssens, 1998). Nous nous accorderons pour dire que la rareté des espèces végétales est un critère qui prend en compte deux aspects (Garnier, 2000) : i) la fréquence, c'est à dire, le nombre de fois où l'espèce est rencontrée sur un échantillonnage de points pris au hasard ; ii) la densité des espèces, ce qui correspond au nombre d'individus sur une surface donnée. Une espèce peut être rare parce qu'elle a une faible densité ou une faible fréquence, ou les deux. Par exemple, une espèce rare peut avoir une aire de répartition restreinte mais être localement abondante (faible fréquence mais densité élevée), ou à l'inverse, avoir une grande aire de répartition mais être clairsemée (grande fréquence mais faible densité). Par ailleurs, la rareté varie d'un endroit à l'autre, en fonction des conditions de milieu et il peut être difficile de la déterminer, car elle dépend de l'échelle géographique choisie.

L'indice de rareté est calculé dans notre échantillon à l'échelle de la parcelle, pour un relevé floristique donné (Équation 1).

$$\text{Équation 1} \quad I_{RP} = \sum C_i / n$$

Avec :

I_{RP} : indice de rareté calculé à partir de la présence

C_i : coefficient de rareté de l'espèce i (de 1 à 13), C_i doit être connu et non nul

n : nombre d'espèces dont C_i est connu et non nul.

Cette équation revient à faire la moyenne des coefficients spécifiques de rareté connus et non nuls, pour un ensemble d'espèces relevées dans une prairie (Janssens, 1998). Janssens (1998) a utilisé la flore de Belgique, du Luxembourg et du Nord de la France (Lambinon, 1999), qui indique la rareté des espèces pour différentes régions telles que la Lorraine, les Ardennes, la Champagne, ou la Picardie. Dans cette flore, chaque espèce a un degré de rareté exprimé en lettres : RR (très rare), RR-R (de très rare à rare), R (rare), R-AR (de rare à assez rare), AR (assez rare), AC-R (d'assez commune à rare), PC (peu commune), C-AR (de commune à assez rare), AC (assez commune), C-AC (de commune à assez commune), C (commune), C-CC (de commune à très commune) et CC (très commune). Soit en tout 13 degrés différents. Le degré de rareté exprimé qualitativement (en lettres) est transformé en coefficient spécifique de rareté (valeur numérique de 1, pour les espèces très communes à 13, pour les espèces très rares), pour quantifier la rareté de chaque espèce, suivant le schéma présenté Figure 7. Cette transformation a été effectuée pour 2913 espèces (Gainel, 2003).

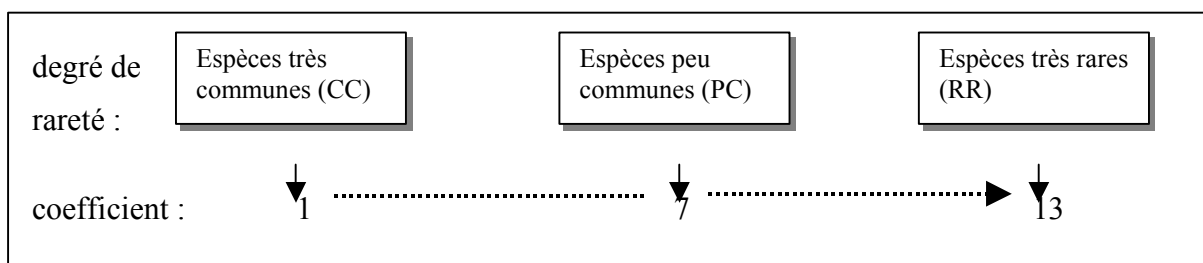


Figure 7 : Correspondance entre les degrés de rareté des flores (des Abbayes, 1971 ; Lambinon, 1999) et les coefficients spécifiques de rareté. Un coefficient est déterminé pour chaque espèce.

Il est aussi possible de calculer un indice basé non sur la présence mais sur le coefficient d'abondance-dominance des espèces végétales présentes dans un relevé (Janssens, 1998). Nous avons montré ailleurs que les résultats obtenus par cet indice sont analogues à ceux obtenus à partir de la présence (Gainel, 2003 ; Guittet, 2003). Ces résultats sont confirmés par d'autres travaux établissant que les résultats comparés sur la présence et la dominance sont très proches dans la mesure où l'on dispose d'une assez grande diversité de milieux étudiés (Schaffers et Sykora, 2000). Il est donc nécessaire de ne connaître que la liste des espèces présentes dans la prairie afin d'en déterminer la valeur de rareté.

Notons qu'une analyse d'un questionnaire auprès de 20 gestionnaires de Parcs Naturels Régionaux a révélé que la rareté des espèces qui composent des prairies est l'élément le plus important à leurs yeux pour caractériser la « *valeur patrimoniale* » des prairies permanentes. En ne se basant que sur une recherche bibliographique, il s'avère impossible d'obtenir une seule définition de la notion d'espèce patrimoniale, ainsi que des expressions de la même famille (valeur patrimoniale d'un site et patrimonialité). Cette notion dépend en effet du patrimoine, plus particulièrement du patrimoine naturel et de la manière dont ce dernier est perçu. Une analyse bibliographique sur la notion de valeur patrimoniale nous permet simplement de préciser qu'une espèce patrimoniale est une espèce qui mérite de nombreuses attentions (!²⁹), d'une part par les scientifiques, parce que c'est une espèce rare ou endémique qui mérite d'être transmise aux générations futures et d'autre part par le grand public, parce que c'est une espèce symbolique et attachée aux traditions et à la culture locale (Gainel, 2003). Pour les gestionnaires des Parcs, une définition plus opérationnelle est : « *Une espèce patrimoniale est une espèce rare ou menacée, qui mérite une gestion au niveau local, qui peut éventuellement être emblématique du secteur dans lequel elle se trouve et qui a une importance culturelle.* » (Gainel, 2003).

L'indice de rareté est donc une autre manière de regarder la diversité végétale, empruntée au champ des sciences sociales. Il consiste à prendre en compte les dimensions culturelles et sociales de la végétation prairiale. Il est ainsi un élément de détermination de la valeur patrimoniale, rarement étudiée pour caractériser la diversité végétale, alors qu'elle en est un élément essentiel (Delavigne, 2001).

1.3.2 Variables concernant la valeur agronomique :

La potentialité de production de matière sèche est un élément important de la valeur agronomique des prairies. Un critère important pour estimer capacité est le rendement des prairies exprimé en tonnes de matière sèche de foin produit par hectare et par an. Dans notre échantillon, il est déterminé à partir de l'estimation des agriculteurs dans le cas des fauches (ensilage, foin ou regain). Dans le cas des prairies pâturées, il est estimé selon les méthodes agronomiques classiques, par l'estimation de la quantité ingérée par les animaux au pâturage. Ainsi, il s'agit d'utiliser des données de planning de pâturage à partir desquelles est déduite l'estimation des prélèvements en se basant sur l'Équation 2. Le rendement, lorsqu'il n'est pas mesuré directement lors de l'exploitation de la prairie, reste cependant difficile à calculer car il est fonction du degré d'utilisation des prairies.

²⁹ Nous sommes conscient de la nature tautologique cette définition, présentée dans le but de révéler justement la difficulté d'une définition.

Équation 2
$$\text{Rdt} = \text{Jp} \cdot \text{UGB} \cdot 13,5 / (\text{S} \cdot 1000)$$

Avec :

Rdt, le rendement de la prairie (en tMS.ha⁻¹.an⁻¹) ;

Jp, le nombre de jours de pâturage ;

UGB, l'Unité Gros Bovins (par exemple 1 UGB = 1 vache allaitante) ;

S, la surface en hectare ;

13,5 (en kg.UGB⁻¹.jour⁻¹), la quantité de matière sèche ingérée théoriquement par 1 UGB pendant 1 jour.

Un autre critère a été utilisé depuis plus de trente années maintenant pour évaluer la valeur agronomique des prairies : il s'agit de la valeur pastorale. Le concept de « *valeur pastorale* » a été développé initialement par Daget et Poissonet (1971b) à la suite des travaux de de Vries et de Klapp (de Vries, 1949a ; de Vries, 1949b ; Klapp, 1965) pour donner aux prairies permanentes un indice de qualité agronomique ('t Mannetje, 1978). Cet indice tient compte de l'abondance des espèces, c'est-à-dire leur contribution relative dans la composition floristique des prairies et de la valeur relative des espèces qui composent les prairies (Daget et Poissonet, 1971b ; Daget et Poissonet, 1972). Cette valeur relative des espèces correspond à un indice dit « *spécifique* » appelé encore « *valeur fourragère* » estimé à dire d'expert. La valeur fourragère a été estimée pour un certain nombre d'espèces selon différents critères les caractérisant, notamment la production potentielle de matière sèche, la valeur nutritive (la référence étant les bovins), l'appétence, ou la digestibilité (Daget et Poissonet, 1971a). La valeur fourragère est comprise entre 0 et 10, par ordre croissant de valeur.

A partir d'inventaires floristiques permettant de calculer précisément le B% des espèces (Plantureux, 1983), qui est une estimation de la contribution de l'espèce à la production de la prairie, il est possible de calculer la valeur pastorale, exprimée de 0 à 100, par ordre croissant de valeur (Équation 3). Le B% s'apparente au coefficient d'abondance-dominance des autres méthodes. Cependant, si le lien entre les coefficients de Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1932) et les coefficients de Daget (Daget et Poissonet, 1971b) ou de de Vries (de Vries, 1949b) ne peut être établi, les coefficients de Daget et le B% de Vries sont proches.

Équation 3
$$\text{VPast} = 10 \times \left(\sum_{i=1}^p \text{VFi} \times \text{Bi}\% \right) / \sum \text{Bi}\%$$

Avec :

VPast, la valeur pastorale de la prairie sur laquelle a été réalisé un relevé ;

Bi%, le coefficient d'abondance-dominance donné pour l'espèce i (sa détermination varie selon le mode de relevé³⁰) ;

VFi, la valeur fourragère de l'espèce i ;

p, le nombre d'espèces dont la valeur fourragère est connue ; $p \leq n$, le nombre total d'espèces du relevé.

De nombreuses critiques peuvent être émises à l'encontre de la valeur pastorale, en particulier : i) cette méthode est « *additive* » c'est-à-dire qu'elle ne prend pas en compte les

³⁰ Voir pour le détail des méthodes, le chapitre 5 sur la validation des modèles.

interactions entre les espèces consommées par les animaux au pâturage ; ii) elle ne prend pas en compte le comportement sélectif de l'animal variable selon la disponibilité des espèces au pâturage ; iii) contrairement à certains résultats publiés, la valeur pastorale n'est pas liée au chargement animal, donc au rendement ; iv) elle ne prend pas en compte la variabilité saisonnière de la ressource alimentaire végétale ; v) elle ne prend pas en compte l'intérêt des ligneux dans l'alimentation des ovins et caprins au pâturage (Agreil, 2003).

Quoi qu'il en soit, l'utilisation de la valeur pastorale se justifie lorsque l'on s'intéresse au potentiel de production des prairies. En effet, à défaut d'être liée directement au rendement des prairies, la valeur pastorale définit nettement un potentiel de production des prairies permanentes. La Figure 8 montre que pour de faibles valeurs pastorales, le rendement reste toujours faible. En revanche, des valeurs pastorales élevées correspondent à des rendements variables, de faibles à élevés. Là où le rendement est variable en raison d'aléas climatiques par exemple, la valeur pastorale reste stable.

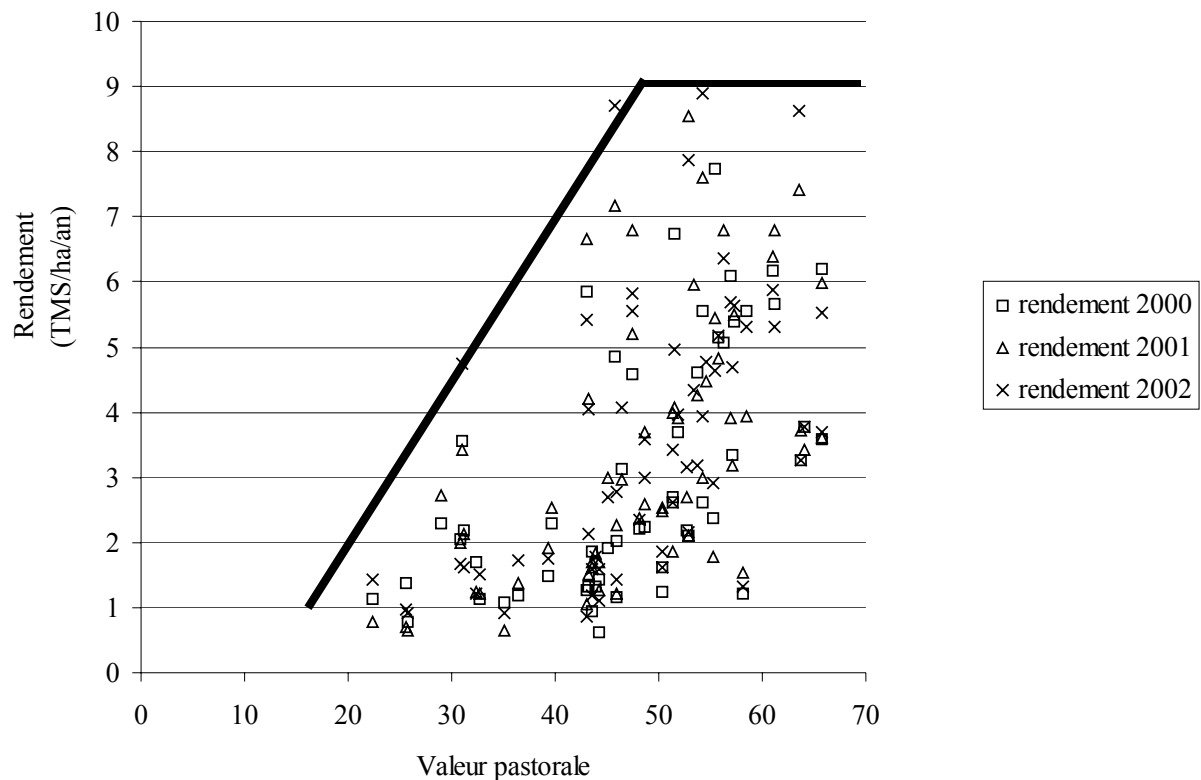


Figure 8. Illustration de la relation entre la valeur pastorale et le rendement de prairies (fauchées, pâturées ou mixtes). Le trait noir montre que la valeur pastorale définit un potentiel de production des prairies permanentes. Les données sont issues d'enquêtes réalisées dans la montagne vosgienne (données non publiées, S. Plantureux, comm. pers.).

1.4 Variables disponibles pour caractériser les pratiques agricoles appliquées sur des prairies permanentes de notre échantillon :

Pour chaque prairie de notre échantillon, nous disposons d'informations sur les pratiques agricoles appliquées à la parcelle. Ces données ont été recueillies par enquêtes auprès des agriculteurs lorrains gestionnaires des prairies de l'échantillon. Ces données concernent le mode d'exploitation (fauche et/ou pâturage) et la fertilisation minérale de prairies permanentes.

Pour le pâturage, les données recueillies sont : i) UGBm, le chargement moyen au pâturage qui correspond au nombre de jour UGB par hectare (jUGB/ha^{31}) multiplié par le nombre de jours de pâturage et divisé par le nombre de jours de croissance de l'herbe dans la saison (sur le plateau lorrain la croissance active de l'herbe a lieu entre le 15 avril et le 15 novembre soit 180 jours) ; ii) la date (ou la décade correspondante) du premier pâturage exprimée en jours juliens ; iii) le nombre de pâtures, c'est-à-dire le nombre de fois où les animaux sont entrés dans la parcelle. Dans l'échantillon, toutes ces variables caractérisant le pâturage ne sont pas toujours renseignées pour une prairie donnée.

Pour la fauche il s'agit des dates de première, de deuxième et de troisième coupe exprimées en jours juliens et le nombre de coupes. Dans l'échantillon, la date de première coupe et le nombre de coupes sont toujours connus ; la connaissance de la date des autres coupes est parfois manquante.

Pour la fertilisation, l'information disponible concerne les unités d'azote, de phosphore et de potassium apportées par hectare et par an. La fertilisation est connue pour toutes les prairies.

Malgré le fait que le choix de ces données agricoles nous soit imposé par les travaux de terrain ayant permis leur collecte, elles ont été retenues car elles répondent à notre objectif de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de données aisément accessibles à partir d'enquêtes auprès des agriculteurs.

³¹ Il s'agit du produit de la durée du passage (exprimée en jours) par le nombre d'UGB totales présentes sur la parcelle divisé par la surface de la parcelle.

Encadré 3. Bilan sur les variables à notre disposition pour la modélisation statistique.

Grâce à notre échantillon de prairies et à la méthode de relevé floristique retenue, nous disposons de quatre variables dans notre étude pour caractériser la diversité végétale et la valeur agronomique :

- la richesse spécifique (qui équivaut à la détermination du nombre d'espèces), car elle est le critère le plus généralement utilisé pour caractériser la diversité végétale ;
- la valeur pastorale (Équation 3) car elle permet d'avoir une information non seulement sur le potentiel de production des prairies, mais aussi sur l'abondance des espèces végétales des prairies ;
- la valeur patrimoniale définie à partir d'indices de rareté (Équation 1) ; et
- le rendement des prairies.

Les trois premières variables sont renseignées pour 98 prairies permanentes du plateau lorrain. Le rendement n'est connu que pour 8 prairies.

Les pratiques à notre disposition obtenues par enquête et facilement accessibles auprès de l'agriculteur sont :

- le chargement moyen au pâturage (UGBm) ;
- la date (ou la décade correspondante) du premier pâturage (en jour julien) ;
- le nombre de pâtures ;
- la date de première, de deuxième et de troisième coupe (en jour julien) ;
- le nombre de coupes ;
- la fertilisation.

Pour chacune des 98 prairies, au moins une de ces variables agronomiques est connue pour chaque pratique (fertilisation, fauche et pâturage). Il n'a pas été possible d'améliorer la connaissance sur les pratiques appliquées à ces prairies en raison de l'ancienneté de l'échantillon.

Enfin, nous disposons de la connaissance de l'altitude des prairies permanentes de l'échantillon. Cette donnée non agricole est aisément déterminée à l'aide d'une carte topographique. Nous l'avons donc retenue pour nos analyses.

2 Méthode d'analyse des données :

Modéliser à partir de données empiriques la diversité végétale et la valeur agronomique en fonction des pratiques agricoles revient à quantifier les interactions entre ces pratiques et la diversité végétale ou la valeur agronomique. Compte tenu des variables retenues, cela revient

à exprimer la richesse spécifique, la valeur agronomique et la valeur patrimoniale (rareté) des prairies permanentes en fonction de données agricoles.

Pour cela, nous avons retenu comme outil statistique la régression multiple linéaire. La régression multiple a en effet l'avantage de permettre d'identifier la relation entre une variable (la valeur pastorale ou la richesse spécifique par exemple) et un ensemble d'autres variables (des données agricoles par exemple). Compte tenu des interactions nombreuses entre les pratiques agricoles que nous avons identifiées dans le chapitre 1, la régression multiple est donc un outil adapté. Nous avons retenu la régression multiple linéaire plutôt que la régression multiple non linéaire suite à des analyses préliminaires sur la valeur pastorale et la valeur patrimoniale. Ces analyses montrent une tendance linéaire entre les pratiques agricoles et la valeur patrimoniale ou la valeur pastorale (Bahmani *et al.*, 2002 ; Gainel, 2003 ; Pervanchon *et al.*, 2002b). Concernant la richesse spécifique, les mécanismes d'interaction avec les pratiques ne sont pas connus. Dans ce cas, l'approche linéaire est préférable (Guisan *et al.*, 2002 ; Luoto, 2000).

Une régression multiple linéaire pas à pas a donc été réalisée sur les données afin de définir le lien entre d'une part les pratiques agricoles (variables explicatives) et d'autre part la diversité végétale exprimée par la valeur patrimoniale et la richesse spécifique et la valeur agronomique exprimée par la valeur pastorale et le rendement (variables expliquées). Cette analyse a été réalisée à l'aide du logiciel StatBox[®] (Grimmer logiciels, 1997), entre les variables explicatives et chaque variable expliquée.

Nous avons analysé par régression multiple d'une part l'ensemble des données à notre disposition. D'autre part, nous avons analysé toujours par régression multiple chaque mode d'exploitation des prairies pris séparément (soit trois lots de données concernant respectivement les prairies de fauche, les prairies pâturées et les prairies mixtes).

3 Obtention des modèles :

Lorsque l'on s'attache à analyser par régression multiple pas à pas l'ensemble des données de notre échantillon sans tenir compte du mode d'exploitation, on constate que quatre variables permettent d'expliquer la valeur pastorale : le nombre de coupes, la date de la deuxième fauche, le nombre de pâtures et l'altitude (Tableau 57 dans l'Annexe 1 page 321, $R^2=0,36$, $p<0,0001$). Le modèle décrivant la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles est donc décrit par l'Équation 4.

$$\text{Équation 4} \quad \text{VPast} = - 0,06 \cdot \text{Alt} + 4,11 \cdot \text{NC} - 0,07 \cdot \text{D2C} - 0,07 \cdot \text{NP} + 86,00$$

Encadré 4. Remarques générales et listes des variables utilisées
pour la mise en équation des modèles.

Pour l'ensemble des modèles, nous avons retenu l'expression des variables sous la forme suivante :

- VPast, la valeur pastorale (valeurs de 0 à 100) ;
- Nsp, la richesse spécifique (nombre d'espèces) ;
- Vptm, la valeur patrimoniale (de 1 pour des prairies sans espèce rare à 13 pour des prairies avec uniquement des espèces rares) ;
- Alt, l'altitude (en m) ;
- D1C, la date de première coupe (en jours juliens) ;
- D1P, la date de premier pâturage (en jours juliens) ;
- D2C, la date de la deuxième fauche (en jours juliens) ;
- D3C, la date de troisième coupe (en jours juliens) ;
- DNP, la date de dernière sortie des animaux (en jours juliens) ;
- FK, la fertilisation potassique (en unité de $K \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) ;
- FN, la fertilisation azotée ;
- FP, la fertilisation phosphorique ;
- NC, le nombre de coupes par an ;
- NP, le nombre de pâtures ;
- UGB, le chargement annuel (en $UGB \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).

Les tableaux de résultats statistiques sont tous présentés dans l'Annexe 1.

On notera que dans tous les cas pour les différents modèles :

Si $VPast > 100$, alors $VPast = 100$ et si $VPast < 0$, alors $VPast = 0$

Si $Nsp > 90$, alors $Nsp = 90$ et si $Nsp < 0$, alors $Nsp = 0$

Si $VPtm > 13$, alors $VPtm = 13$ et si $VPtm < 0$, $VPtm = 0$.

Le nombre d'espèces des prairies permanentes peut être expliqué à partir de 6 variables (Tableau 58, $R^2=0,27$, $p=0,008$) : la fauche (dates de première et troisième coupe), le pâturage (chargement et dates d'entrée et de sortie des animaux) et la fertilisation potassique. L'Équation 5 décrit donc le modèle de l'effet des pratiques agricoles sur la richesse spécifique.

$$\text{Équation 5} \quad N_{sp} = -0,01 \cdot D1C - 0,02 \cdot D3C + 0,04 \cdot D1P + 0,02 \cdot DNP - 2,06 \cdot UGB - 0,05 \cdot FK + 43,93$$

Enfin, la valeur patrimoniale est expliquée elle aussi assez faiblement, mais de manière significative ($R^2=0,20$, $p=0,003$) par les dates de première et troisième coupe et la dernière date de sortie des animaux du pâturage (Tableau 59). Le modèle décrivant la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles est donné par l'Équation 6.

$$\text{Équation 6} \quad VP_{tm} = 0,0008 \cdot D1C - 0,0016 \cdot D3C + 0,0014 \cdot DNP + 1,82$$

Les résultats sont différents si l'on sépare les données selon les modes d'exploitation des prairies. Pour les prairies mixtes, les données sur la date de première coupe, le nombre de pâtures, la date de première entrée et de dernière sortie des animaux et la fertilisation phosphorique permettent d'expliquer 42% de la valeur pastorale avec une probabilité d'erreur inférieure à 5% (Tableau 60). Pour le nombre d'espèces, un modèle assez prédictif ($R^2=0,48$, $p=0,001$) peut être obtenu à partir de la connaissance du nombre de coupes, de la date de sortie des animaux au pâturage et la fertilisation potassique (Tableau 61). Concernant l'analyse pour la valeur patrimoniale, un modèle prédictif ($R^2=0,50$, $p=0,004$) est obtenu à partir de la connaissance des dates de première et troisième coupe, du nombre de coupes, du chargement et de la fertilisation potassique (Tableau 62). Les modèles décrivant la diversité végétale et la valeur agronomique à partir des pratiques agricoles sont donnés par l'Équation 7 pour la valeur pastorale, l'Équation 8 pour la richesse spécifique et l'Équation 9 pour la valeur patrimoniale.

$$\text{Équation 7} \quad VP_{past} = 0,08 \cdot D1C - 2,56 \cdot NP - 0,11 \cdot D1P - 0,08 \cdot DNP - 0,04 \cdot FP + 107,90$$

$$\text{Équation 8} \quad N_{sp} = -6,29 \cdot NC + 0,13 \cdot DNP - 0,07 \cdot FK + 10,95$$

$$\text{Équation 9} \quad VP_{tm} = 1,11 \cdot NC - 0,01 \cdot D1C - 0,01 \cdot D3C - 0,11 \cdot UGB + 0,002 \cdot FK + 1,27$$

Concernant les prairies pâturées, la valeur pastorale est expliquée par l'altitude, les dates de premier pâturage et de sortie des animaux à l'automne et la fertilisation azotée (Tableau 63), mais la probabilité que les variables n'expliquent pas le modèle reste élevée ($R^2=0,37$, $p=0,02$). Le modèle déduit est donné par l'Équation 10.

$$\text{Équation 10} \quad VP_{past} = -0,06 \cdot Alt - 0,10 \cdot D1P + 0,05 \cdot DNP + 0,09 \cdot FN + 83,14$$

De meilleurs résultats sont obtenus pour prédire le nombre d'espèces des prairies pâturées, à partir de la connaissance de la date du premier pâturage, la date de sortie des

animaux et la fertilisation en azote et en potassium (Tableau 64, $R^2=0,30$, $p=0,03$). L'Équation 11 décrit le modèle qui découle de cette analyse.

$$\text{Équation 11} \quad Nsp = - 0,14 \cdot D1P + 0,06 \cdot DNP + 0,10 \cdot FN - 0,05 \cdot FK + 37,43$$

Pour la valeur patrimoniale, un modèle assez peu prédictif ($R^2=0,18$, $p=0,18$) est obtenu à partir des dates de premier pâturage et de sortie des animaux, du chargement et de la fertilisation azotée (Tableau 65). On en déduit le modèle décrit par l'Équation 12.

$$\text{Équation 12} \quad VPtm = -0,005 \cdot D1P + 0,001 \cdot DNP + 0,043 \cdot UGB + 0,003 \cdot FN + 2,254$$

Enfin, pour les prairies de fauche, la date de première coupe permettrait à elle seule d'expliquer 63% de la valeur pastorale. Cependant, ce résultat doit être tempéré par le fait que l'échantillon est très faible pour expliquer le modèle ($n=6$). La même difficulté est observée pour le nombre d'espèces, aucune donnée sur les pratiques agricoles ne permettant de l'expliquer significativement. Si l'on intègre l'information concernant l'altitude des parcelles, il serait possible d'expliquer 50% de la variabilité du nombre d'espèces, avec cependant une erreur possible de 12% (Tableau 67). Pour la valeur patrimoniale des prairies de fauche, la même observation est faite (Tableau 68). Pour les prairies uniquement fauchées, aucun modèle n'a pu être déterminé.

Concernant le rendement des prairies permanentes, aucun modèle n'a pu être obtenu non plus, en raison du trop faible nombre de données disponibles. La performance des modèles obtenus est donnée dans le Tableau 3.

Tableau 3. Récapitulation de la performance (estimée par R^2) des modèles obtenus par régression multiple linéaire pour exprimer la diversité végétale et la valeur agronomique en fonction des pratiques agricoles.

	Tout mode d'exploitation confondu	Prairies pâturées	Prairies mixtes
Valeur pastorale (VPast)	0,36 ($p<0,0001$)	0,37 ($p<0,02$)	0,42 ($p<0,05$)
Nombre d'espèces (Nsp)	0,27 ($p<0,008$)	0,30 ($p<0,03$)	0,48 ($p<0,001$)
Valeur patrimoniale (VPtm)	0,20 ($p<0,003$)	0,18 ($p<0,18$)	0,50 ($p<0,004$)

4 Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :

4.1 Objectif des tests de sensibilité :

Les tests de sensibilité sur les modèles permettent de vérifier le poids relatif de chaque variable d'un modèle sur le résultat final du modèle (Pervanchon *et al.*, 2002a). Dans notre cas présent, il s'agit donc de vérifier dans quelle mesure chaque variable d'entrée se rattachant aux pratiques agricoles (fauche et/ou pâturage et/ou fertilisation) influence la valeur pastorale finale, le nombre d'espèces final, ou la valeur patrimoniale finale donnée par le modèle. L'intérêt d'un tel test est de permettre d'identifier le niveau de précision nécessaire pour renseigner les variables d'entrée du modèle. Par exemple, une variable ayant une faible influence sur le résultat final du modèle pourra être renseignée avec une plus faible précision.

4.2 Méthode employée :

Les tests réalisés ici suivent la méthode déjà employée pour d'autres modèles qui évaluent l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement (Pervanchon *et al.*, 2002a ; Pervanchon *et al.*, sous presse). Il s'agit de retenir au moins deux scénarios, l'un se rapportant à des pratiques agricoles intensives en intrants et en chargement animal par exemple et l'autre se rapportant à des pratiques extensives (peu d'intrants, faible chargement par exemple). Chaque scénario permet de fixer une valeur de référence pour chaque variable d'entrée du modèle. Pour chacun des scénarios, chaque variable d'entrée varie d'un minimum à un maximum, par rapport à une valeur de référence, tandis que les autres variables d'entrée sont maintenues constantes à leur valeur de référence. Le minimum et le maximum correspondent à des valeurs réellement observables sur le terrain ; elles sont fixées par expertise. Il est ainsi possible de vérifier l'effet de chaque variable d'entrée sur la sortie du modèle selon différentes conditions simulées (scénarios).

Dans le cas présent, nous avons retenu deux scénarios, l'un intensif et l'autre extensif pour tout mode d'exploitation confondu, les prairies pâturées et les prairies mixtes (Tableau 4). Dans chaque cas, nous avons analysé les trois sorties de modèle suivante : la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale. Les valeurs retenues pour les scénarios correspondent à l'exploitation théorique d'une prairie permanente. Dans le cas de la fauche, l'absence de modèle concluant ne nous permet pas de faire de tests de sensibilité.

Tableaux

Tableau 4. Scénarios retenus pour les tests de sensibilité des variables d'entrée des modèles de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. Les mêmes scénarios ont été utilisés pour les modèles développés dans les chapitres 2 et 4. Le minimum (respectivement le maximum) par rapport aux valeurs de référence sont indiqués en italique (respectivement en gras).

Type de scénario	Fauche						Pâturage			Fertilisation		
	Altitude	Nombre de Coupes (NC)	Date de première coupe (D1C)	Date de deuxième coupe (D2C)	Date de troisième coupe (D3C)	Nombre de pâtures (NP)	Date de premier pâturage (D1P)	Chargement animal (UGB/ha/an)	Date de sortie des animaux à l'automne (DNP)	Azote (FN)	Potassium (FK)	Phosphore (FP)
Fauche intensive	300 <i>(100 500)</i>	3 <i>(1 4)</i>	120 (début mai) <i>(75 165)</i>	165 (mi-juin) <i>(120 195)</i>	220 (début août)	/	/	/	/	120 <i>(50 200)</i>	80 <i>(20 140)</i>	80 <i>(20 140)</i>
Pâturage intensif	300 <i>(100 500)</i>	/	/	/	/	6 <i>(2 10)</i>	120 (début mai) <i>(75 165)</i>	1,5 <i>(1,1 2,5)</i>	315 (mi-novembre) <i>(270 360)</i>	80 <i>(20 140)</i>	50 <i>(15 85)</i>	50 <i>(15 85)</i>
Mixte intensive	300 <i>(100 500)</i>	1 <i>(1 3)</i>	120 (début mai) <i>(75 165)</i>	/	/	5 <i>(2 8)</i>	150 (début juin) <i>(90 210)</i>	1,2 <i>(1,1 2,5)</i>	315 (mi-novembre) <i>(270 360)</i>	100 <i>(30 170)</i>	60 <i>(20 100)</i>	60 <i>(20 100)</i>
Fauche extensive	300 <i>(100 500)</i>	2 <i>(1 3)</i>	165 (mi-juin)	210 (fin juillet)	/	/	/	/	/	30 <i>(0 55)</i>	30 <i>(0 55)</i>	30 <i>(0 55)</i>
Pâturage extensif	300 <i>(100 500)</i>	/	/	/	/	3 <i>(1 5)</i>	150 (début juin) <i>(75 165)</i>	0,8	315 (mi-novembre) <i>(270 360)</i>	0	0	0
Mixte extensive	300 <i>(100 500)</i>	1 <i>(1 3)</i>	165 (mi-juin) <i>(120 195)</i>	/	/	2 <i>(1 5)</i>	210 (fin juillet) <i>(185 245)</i>	0,6	315 (mi-novembre) <i>(270 360)</i>	30 <i>(0 55)</i>	30 <i>(0 55)</i>	30 <i>(0 55)</i>

4.3 Résultats :

Pour une expression synthétique des résultats, nous avons exprimé la sensibilité de chaque variable pour chaque scénario sur une échelle qualitative. Cette échelle est détaillée dans le Tableau 5.

Tableau 5. Echelle qualitative utilisée pour exprimer de façon synthétique la sensibilité de chaque variable pour chaque scénario utilisé pour le modèle statistique direct. V max (respectivement V min et V réf) est la valeur pastorale ou la richesse spécifique ou la valeur patrimoniale obtenue lorsque la valeur d'une variable du scénario est maximale (respectivement minimale et égale à la valeur de référence).

Valeur du ratio $R = (V \text{ max} - V \text{ min}) / V \text{ réf}$	Equivalent qualitatif	Interprétation
$< -0,6$	---	Le modèle est très influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle décroît lorsque la variable considérée augmente
$-0,6 < R < -0,3$	--	Le modèle est influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle décroît lorsque la variable considérée augmente
$-0,3 < R < -0,1$	-	Le modèle est faiblement influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle décroît lorsque la variable considérée augmente
$-0,1 < R < 0$	=	Le modèle n'est influencé par la variable
$= 0$	/	<i>Ce cas particulier se rencontre lorsque la variable n'est pas prise en compte par le modèle ou qu'elle n'est pas considérée dans les scénarios</i>
$0 < R < 0,1$	=	Le modèle n'est influencé par la variable
$0,1 < R < 0,3$	+	Le modèle est faiblement influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle augmente lorsque la variable considérée augmente
$0,3 < R < 0,6$	++	Le modèle est influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle augmente lorsque la variable considérée augmente
$> 0,6$	+++	Le modèle est très influencé par la variable ; la valeur de sortie du modèle augmente lorsque la variable considérée augmente

L'ensemble des résultats des tests de sensibilité est décrit dans le Tableau 6.

Tableaux

Tableau 6. Résultats des tests de sensibilité du modèle statistique direct à la variation de chaque variable. Les valeurs prises par les variables correspondent à la limite de validité du modèle (Tableau 4). Les symboles sont interprétés à partir du Tableau 5.

Variables	Tout mode d'exploitation confondu						Prairies mixtes						Prairies pâturées					
	intensif			extensif			intensif			extensif			intensif			extensif		
	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm
Alt, l'altitude (en m)	--	/	/	--	/	/	/	/	/	/	/	/	-	/	/	--	/	/
NC, le nombre de coupes par an	+	/	/	+	/	/	/	--	+++	/	--	+++	/	/	/	/	/	/
D1C, la date de première coupe (en jours juliens)	/	=	=	/	=	=	+	/	--	=	/	---	/	/	/	/	/	/
D2C, la date de la deuxième fauche (en jours juliens)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
D3C, la date de troisième coupe (en jours juliens)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
FK, la fertilisation potassique (en unité de $K \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$)	/	-	/	/	=	/	/	-	=	/	=	+	/	=	/	/	/	/
D1P, la date de premier pâturage (en jours juliens)	/	-	/	/	=	/	-	/	/	-	/	/	-	-	-	-	--	-
UGB, le chargement annuel (en $UGB \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).	/	=	/	/	=	/	/	/	=	/	/	-	/	/	=	/	/	=
DNP, la date de dernière sortie des animaux (en jours juliens)	/	=	=	/	=	=	-	++	/	-	++	/	=	+	=	=	+	=
FN, la fertilisation azotée	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	+	+	+	/	/	/
FP, la fertilisation phosphorique	/	/	/	/	/	/	=	/	/	=	/	/	/	/	/	/	/	/
NP, le nombre de pâtures	=	/	/	/	/	/	--	/	/	-	/	/	/	/	/	/	/	/

On se reportera à titre indicatif à un exemple de représentation graphique des tests de sensibilité dans la Figure 9 et la Figure 10.

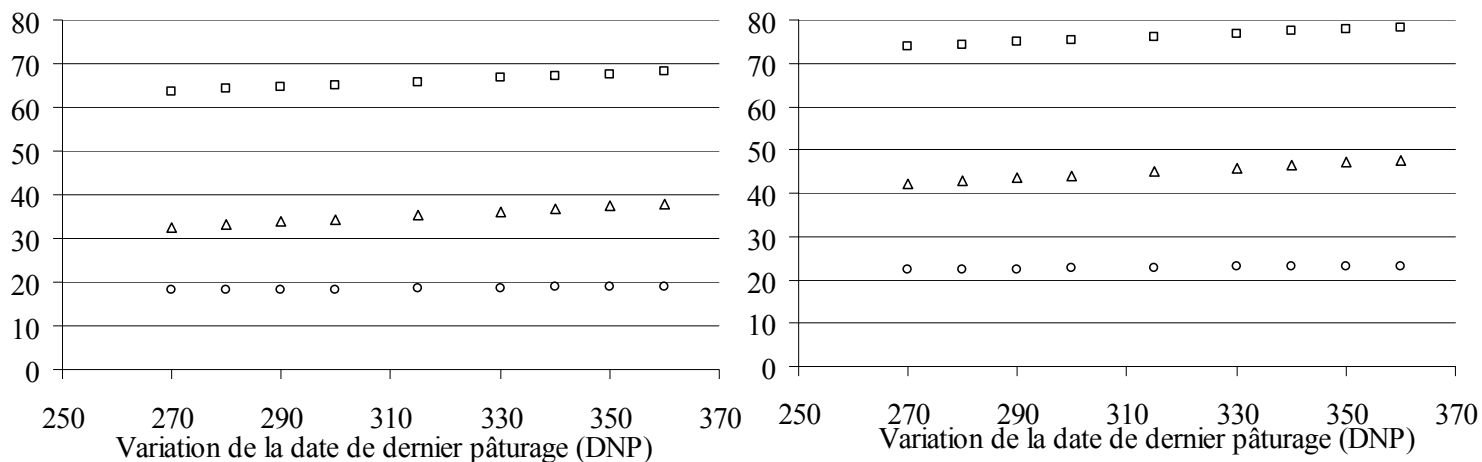


Figure 9. Test de sensibilité pour les prairies pâturées. Variation de la diversité végétale et de la valeur agronomique (carré : valeur pastorale ; triangle : nombre d'espèces ; cercle : valeur patrimoniale) en fonction d'une variation de la dernière date de sortie des animaux du pâturage à l'automne par rapport à une référence pour deux scénarios, l'un intensif l'autre extensif (voir le Tableau 4 pour le détail des références de chaque variable d'entrée).

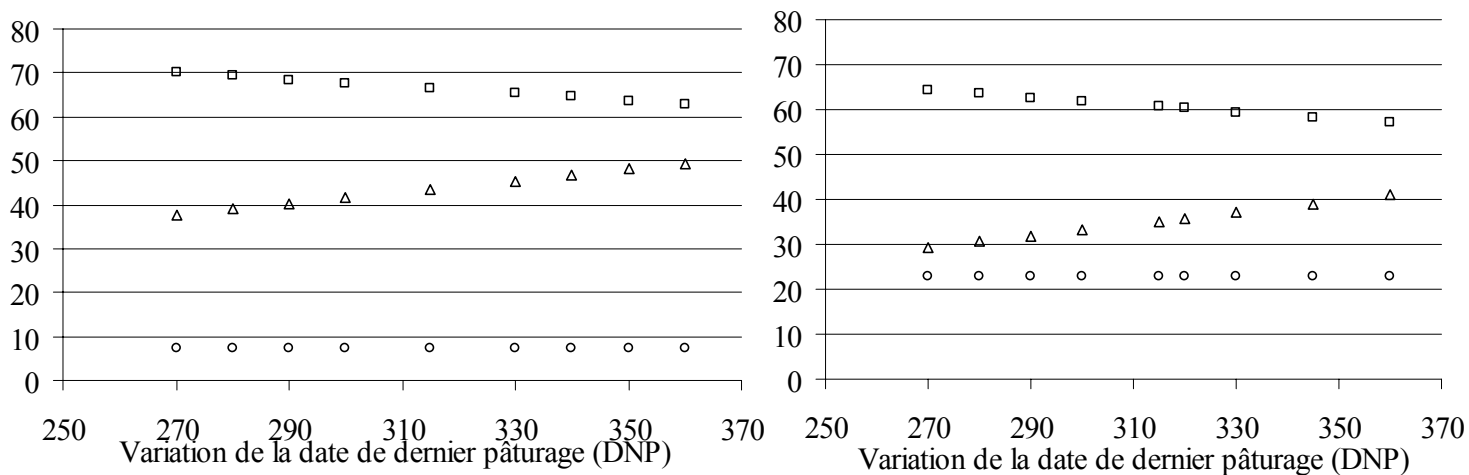


Figure 10. Test de sensibilité pour les prairies mixtes. Variation de la diversité végétale et de la valeur agronomique (carré : valeur pastorale ; triangle : nombre d'espèces ; cercle : valeur patrimoniale) en fonction d'une variation de la dernière date de sortie des animaux du pâturage à l'automne pour deux scénarios, l'un intensif l'autre extensif (voir le Tableau 4 pour le détail des références de chaque variable d'entrée).

4.3.1 Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu :

Avec ce modèle, la valeur pastorale prédite est influencée essentiellement par l'altitude pour les deux types de scénarios, intensif et extensif. Plus l'altitude augmente, plus la valeur pastorale diminue. La valeur pastorale est faiblement influencée par le nombre de coupes. Elle tend à augmenter quand ce nombre augmente.

En scénario intensif, la richesse spécifique est faiblement influencée par la fertilisation potassique et la date de premier pâturage. Elle tend à diminuer quand ces variables augmentent. En scénario extensif, la richesse n'est influencée nettement par aucune variable.

Enfin, la valeur patrimoniale n'est influencée de manière nette par aucune variable quel que soit le scénario considéré.

4.3.2 Cas du modèle pour les prairies pâturées :

En scénario intensif, la valeur pastorale est faiblement influencée par l'altitude. Quand l'altitude diminue, cela entraîne une faible augmentation de la valeur pastorale. Cette sensibilité à l'altitude est plus forte en scénario extensif. La valeur pastorale est aussi influencée par la date de première mise au pâturage. Quand cette date est tardive, la valeur pastorale tend à diminuer, dans les mêmes proportions pour les deux scénarios. La fertilisation azotée tend à faire diminuer la valeur pastorale quand elle augmente, en scénario intensif. En scénario extensif, aucune influence de la fertilisation azotée n'est notée. Les autres variables ont une influence négligeable sur le résultat final du modèle.

Le nombre d'espèces est influencé par la date de premier pâturage en scénario extensif. Une augmentation de cette date entraîne une diminution du nombre d'espèces. En scénario intensif, cette influence est notée, mais elle est plus faible. La date de dernier pâturage entraîne une faible influence sur le nombre d'espèces, pour les deux scénarios : lorsqu'elle augmente, le nombre d'espèces tend à augmenter. Enfin, une augmentation de la fertilisation azotée fait faiblement augmenter le nombre d'espèces en scénario intensif. Le scénario extensif ne la prend pas en compte. Toutes les autres variables ne jouent pas de rôle sur le modèle de prairies pâturées.

Enfin, la valeur patrimoniale n'est influencée que par la date de première mise au pâturage. Le test de sensibilité montre que cette date, lorsqu'elle augmente, entraîne une faible augmentation de la valeur patrimoniale. Ceci est valable pour les deux scénarios. Toutes les autres variables n'exercent pas d'influence sur la valeur patrimoniale.

4.3.3 Cas du modèle pour les prairies mixtes :

Les tests de sensibilité montrent que la valeur pastorale tend à diminuer lorsque la première date de mise au pâturage et la date de sortie des animaux au pâturage augmentent. Cette faible influence est valable pour les deux scénarios (intensif et extensif). Le nombre de pâtures influence la valeur pastorale en scénario intensif : une augmentation de ce nombre entraîne une diminution de la valeur pastorale. Cette influence est notée aussi en scénario extensif, mais elle est plus faible. Enfin, la date de première coupe ne joue un rôle visible qu'en scénario intensif : cette date, en augmentant, fait augmenter la valeur pastorale.

Le nombre d'espèces est influencé par le nombre de coupes, avec une diminution quand ce nombre augmente, quel que soit le scénario. La date de dernière sortie des animaux du pâturage à l'automne exerce aussi une influence : le nombre d'espèces, dans les deux scénarios, augmente quand cette date augmente. La fertilisation potassique exerce une faible influence sur le nombre d'espèces en scénario intensif (son augmentation fait diminuer le nombre d'espèces). En scénario extensif, cette influence n'est plus observée. Les autres variables caractérisant les pratiques agricoles ne jouent pas de rôle sur la richesse spécifique.

Enfin, concernant la valeur patrimoniale, on note une forte influence du nombre de coupes : plus il augmente, plus la valeur patrimoniale diminue, pour les deux scénarios. La date de première coupe joue une forte influence dans le cas du scénario extensif et plus modérée dans le cas de l'autre scénario. Dans ces deux cas, une date de coupe plus tardive entraîne une diminution de la valeur patrimoniale.

Encadré 5. Bilan sur la précision requise pour renseigner
les variables caractérisant les pratiques agricoles.

Les variables qu'il est nécessaire de recueillir précisément lors des enquêtes de terrain sont :

- Pour les prairies pâturées : l'altitude ; la date de première mise au pâturage ;
- Pour les prairies mixtes : le nombre de coupes sur l'année ; la date de première coupe ; le nombre de pâtures et la date de sortie des animaux lors du dernier pâturage de l'année.

Une moindre précision est requise pour les variables suivantes :

- Pour les prairies pâturées : la date de sortie des animaux lors du dernier pâturage de l'année et la quantité d'engrais azoté ;
- Pour les prairies mixtes : le chargement ; la dose d'engrais potassique ; la date de première mise au pâturage.

5 Discussion sur le modèle Modstat1 :

5.1 *L'hypothèse de départ est-elle validée ?*

Dans ce chapitre nous avons cherché à valider l'hypothèse selon laquelle il est possible de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de la connaissance des pratiques agricoles recueillies par enquête auprès des agriculteurs.

Les modèles que nous avons obtenus confirment que les pratiques agricoles exercent un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes exploitées par pâturage ou par fauche plus pâturage. La modélisation a permis en outre d'aborder l'effet des pratiques agricoles sur la valeur patrimoniale des prairies, calculée à partir de la rareté des espèces, alors qu'à notre connaissance aucune donnée bibliographique ne détaille un modèle quantitatif de l'effet des pratiques agricoles sur cet élément de la diversité végétale. Par ailleurs, comme nous disposons de données en conditions réelles, il nous a été possible d'analyser l'effet associé des pratiques agricoles, alors que la plupart des expériences

détaillées dans le premier chapitre montrait généralement des pratiques prises en compte séparément.

Cependant, nous n'avons pas pu obtenir de résultats pour les prairies uniquement fauchées. Il n'est en outre pas possible d'appliquer le modèle déterminé pour tous les modes d'exploitation confondus (fauche plus pâturage, plus exploitation mixte) au seul cas de la fauche. En effet, notre échantillon n'est pas adapté : le nombre de prairies fauchées à notre disposition est insuffisant pour pouvoir tirer la moindre conclusion sur la modélisation avec ce mode d'exploitation. Ce modèle devra ne pas être pris en compte par la suite : il masque les effets respectifs de chaque mode de production.

Par ailleurs, les modèles obtenus sur prairies mixtes et pâturées sont empiriques : ils sont un ajustement mathématique, mais ils ne tiennent pas compte de la pertinence agronomique ou écologique des résultats. Par exemple, la valeur patrimoniale en prairies mixtes tend à augmenter quand le nombre de coupes augmente. Or, le nombre de coupes est un indicateur de l'intensification de la prairie, et l'intensification est connue pour réduire le nombre d'espèces végétales rares dans les prairies. Par ailleurs, les tests montrent que les modèles ne sont pas sensibles au chargement animal, tant en prairies pâturées que mixtes. Pourtant, les résultats bibliographiques que nous avons analysés dans le premier chapitre s'accordent à montrer que le chargement est un facteur essentiel de la diversité végétale et de la valeur agronomique. La même critique peut être faite à l'égard de la fertilisation : les modèles obtenus n'y sont pas sensibles. Les tests de sensibilité réalisés sur les modèles relèvent donc certaines contradictions agronomiques ou écologiques des modèles.

Les modèles empiriques que nous avons proposés dans ce premier chapitre ne prennent donc pas bien en compte les effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. La régression multiple linéaire pas à pas n'a pas permis d'obtenir des modèles performants³², puisque l'explication de la diversité végétale et de la valeur agronomique est au mieux de l'ordre de 50% ($R^2=0,50$), la plupart des R^2 étant généralement plutôt proches de 0,20 à 0,30.

L'hypothèse que nous avons posée en début de chapitre n'est donc pas validée.

Cette absence de validation de notre hypothèse de départ amène trois pistes principales :

- **l'hypothèse doit être rejetée ;**
- **d'autres facteurs entrent en jeu pour expliquer l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale ou la valeur agronomique ;**
- **l'échantillon de départ n'est pas adapté qualitativement et quantitativement.**

Avant de rejeter définitivement notre hypothèse, nous devons donc vérifier d'une part si d'autres facteurs entrent en jeu et d'autre part la pertinence de l'échantillon.

³² Par « *modèle performant* » nous entendons un modèle permettant d'obtenir des résultats fiables, précis et avec un bon pouvoir de prédiction.

5.2 De la nécessité de prendre en compte les facteurs du milieu :

Concernant l'intervention d'autres facteurs que les pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes, les résultats scientifiques établissent clairement que les facteurs du milieu sont déterminants.

La fertilité minérale du sol (apport de nutriments minéraux par le sol) est par exemple un facteur important. Ce facteur est en partie influencé par la fertilisation mais de nombreux autres paramètres, notamment pédoclimatiques, la modifient (de Montard, 1987 ; Farruggia *et al.*, 2000). Fertilisation et fertilité doivent donc être distinguées. Ainsi, des auteurs qui se sont intéressés à la fertilité azotée du sol montrent que le nombre d'espèces varie avec la fertilité du sol selon la forme d'une courbe enveloppe unimodale (Janssens, 1998). Dans le cas de prairies productives, le nombre d'espèces ou l'indice de Shannon tendent à décroître linéairement avec la fertilité azotée du sol (Plantureux, 1996b). Par ailleurs, une stimulation de la minéralisation de l'azote sur une prairie où l'azote est un facteur limitant (une prairie calcaire en l'occurrence) entraîne une augmentation de la phytomasse, grâce à une augmentation de la croissance des plantes (Unkovich *et al.*, 1998).

Les facteurs pédologiques tels que le pH ou l'humidité du sol interviennent aussi sur la diversité végétale (Pausas et Austin, 2001) ou la valeur agronomique (Plantureux, 1996b).

Les conditions climatiques sont aussi importantes. Par exemple, l'influence de la fertilisation azotée sur la production de phytomasse ne peut s'expliquer si l'on ne prend pas aussi en compte les conditions climatiques (Lambert *et al.*, 1976). En particulier, la croissance de l'herbe est fortement dépendante de la température, surtout pour sa première pousse de printemps. Les travaux de Gaillard (1984-1985) et de Lemaire et Salette (1981-1983) présentent de nombreux résultats, et des modèles pour expliquer la croissance de l'herbe en fonction de l'azote et des facteurs climatiques (Lemaire et Salette, 1981 ; Lemaire et Raphalen, 1982 ; Lemaire et Salette, 1983 ; Gaillard, 1984 ; Gaillard, 1985 ; Lemaire, 1991). Pausas et Austin (2001) dans leur revue bibliographique identifient comme facteurs explicatifs de la richesse spécifique les facteurs climatiques suivants : l'eau, la luminosité et la température. Il s'avère cependant qu'en l'état actuel de la connaissance scientifique, les différents facteurs du milieu naturel sont confondus dans les études scientifiques et il est donc très difficile de tenir des conclusions générales de ces travaux (Pausas et Austin, 2001).

Les résultats du modèle statistique Modstat1 pourraient donc être biaisés par l'absence de prise en compte du milieu. Cette hypothèse est renforcée par le fait que dans certains cas nous avons dû tenir compte de l'altitude pour obtenir des résultats significatifs. L'altitude est en effet un facteur intégrateur de différents paramètres climatiques et pédologiques que nous avons pris en compte dès le présent chapitre car c'est une donnée facile d'accès dont nous disposons dans notre jeu de données.

Encadré 6. Reformulation de l'hypothèse de départ suite aux résultats de Modstat1.

Face au constat de l'importance de la prise en compte des facteurs du milieu pour expliquer la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes, nous proposons de reformuler ainsi notre hypothèse de départ :

« il est possible de modéliser l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies en si l'on tient compte de l'effet du milieu. »

5.3 De la qualité de notre échantillon de prairies :

Concernant la qualité de notre échantillon, il semble évident dans le cas des prairies fauchées et pour ce qui concerne la prédiction du rendement pour chaque mode d'exploitation, que le nombre de prairies pour lesquelles les pratiques agricoles sont connues est insuffisant pour réaliser une régression multiple pas à pas. Il semble que dans le cas des prairies pâturées et mixtes, l'échantillon permette d'obtenir des résultats, mais sans que la pertinence agronomique et écologique soit démontrée. Cette faiblesse peut être liée :

- à un nombre trop faible de prairies disponibles ;
- à la qualité des enquêtes agricoles ;
- à la nature des prairies de notre échantillon.

Concernant la qualité des enquêtes agricoles, nous avons en effet dû utiliser des données d'enquêtes anciennes, pour lesquelles aucune vérification de terrain n'est possible alors que plusieurs sont estimées. En outre, pour chaque prairie, les données agricoles ne sont pas toujours complètes (il peut manquer les données précises de fertilisation par exemple ; la gestion de l'eau n'est pas non plus précisée, ni la gestion des amendements calcaires).

Pour ce qui est de la nature des prairies de notre échantillon, il se peut qu'elle ne soit pas assez diversifiée pour observer nettement l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. En effet, comme les prairies de notre échantillon sont toutes « ordinaires » (au sens de « *nature ordinaire* », Mougenot, 2003, c'est-à-dire exploitées de manière conventionnelle), les modèles que nous avons obtenus apportent une vision très partielle de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. Dès lors, les résultats décrits dans la littérature scientifique peuvent ne pas être observés dans ces modèles, sans pour autant que les résultats obtenus soient faux. Il se peut simplement que les prairies de notre échantillon étant bien entretenues agronomiquement (par exemple, apport régulier d'éléments minéraux assurant une bonne fertilité des sols), l'effet des pratiques soit masqué. Il est ainsi possible par exemple que les sols étant bien entretenus en azote, en phosphore et en potasse, l'effet de la fertilisation ne soit pas visible sur la végétation de notre échantillon, d'où des effets apparemment contradictoire sur la valeur patrimoniale et le nombre d'espèces.

Il est donc difficile de savoir si les modèles obtenus sont erronés ou s'ils sont adaptés uniquement à des prairies ordinaires et que par conséquent les effets quantifiés sont biaisés. Dès lors, un moyen de vérifier la performance des modèles obtenus est de confronter les résultats obtenus avec des données observées.

Encadré 7. Bilan sur les prochaines étapes de la modélisation statistique.

Nous allons vérifier dans les chapitres suivants dans quelle mesure la prise en compte de l'effet du milieu permet de mettre au point un modèle de diversité végétale et de valeur agronomique des prairies permanentes.

Ensuite, nous confronterons les sorties des modèles obtenus avec des données réellement observées sur le terrain.

Chapitre 3
Prise en compte des facteurs du milieu pour
un modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles
sur la diversité végétale et la valeur agronomique
des prairies

*Partie 1 : Quantification de l'effet des principaux facteurs
du milieu sur la diversité végétale et la valeur agronomique
à partir d'indices écologiques*

Nous avons pu constater dans le chapitre 2 les limites d'une analyse de la relation entre les pratiques agricoles et la diversité végétale. Nous avons posé l'hypothèse que ces limites sont liées à la non prise en compte de l'effet du milieu naturel, en plus des perturbations liées aux pratiques agricoles.

Nous avons montré que les travaux concernant l'effet des facteurs du milieu sur la diversité végétale sont très nombreux, mais aucune modélisation de la diversité végétale (ou de la valeur agronomique) ne prend en compte à l'heure actuelle l'ensemble des facteurs du milieu. Par ailleurs, l'obtention de données sur le milieu pose deux problèmes majeurs : i) sur un plan simplement technique, nous ne disposons pas, faute de travaux existant en raison certainement du coût et de la lourdeur de telles analyses, d'un jeu de données important comportant l'ensemble des variables du milieu ; ii) ces données ne sont pas disponibles auprès de l'agriculteur, et, s'il est possible pour certaines de les obtenir auprès de centres météorologiques, elles ne correspondent alors pas précisément aux conditions particulières des prairies étudiées (l'effet par exemple de microclimat ou de perturbations locales ne sont pas prises en compte). Ce deuxième point est donc en contradiction avec l'objectif de notre étude qui est de montrer qu'il est possible de modéliser l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de données facilement accessibles auprès des agriculteurs.

Il est donc nécessaire de mettre au point une méthode pour parvenir à quantifier simplement les facteurs du milieu qui influencent la diversité végétale.

Nous proposons donc dans ce chapitre une méthode permettant d'analyser séparément l'effet des principaux facteurs liés au milieu qui influencent la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes.

A partir de cette analyse il nous sera possible de proposer une quantification de l'effet de ces facteurs sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes.

1 Base de la méthodologie : l'utilisation d'indices écologiques spécifiques

Encadré 8. Point sémantique sur les notions d'indice écologique spécifique et d'indice d'Ellenberg.

Nous utilisons dans le texte l'expression « *indice écologique spécifique* ». Pour nous, un indice écologique spécifique est un coefficient qui prend en compte la sensibilité d'une espèce végétale donnée à un facteur donné (par exemple, un facteur du milieu comme le pH, la fertilité azotée, ou un facteur de perturbation comme le piétinement ou la coupe). L'adjectif « *spécifique* » signifie donc pour nous « *mis au point pour une espèce donnée* ». Dans le cadre de notre étude ces indices sont exprimés sur une échelle de 1 (espèce défavorisée par la pression du facteur considéré) à 10 (espèce favorisée par la pression du facteur considéré). La valeur 0 est attribuée aux espèces indifférentes au facteur considéré.

De nombreuses études traitent d'« *indices d'Ellenberg* ». Il s'agit d'indices écologiques spécifiques mis au point par Ellenberg et synthétisés dans Ellenberg *et al.* (1991). Ellenberg est en effet un pionnier mais aussi celui qui a déterminé le plus grand nombre d'indices écologiques spécifiques. Notre travail ne restreint pas aux seuls travaux d'Ellenberg, c'est pourquoi nous utilisons l'expression « *indice écologique spécifique* ».

1.1 Origine des indices écologiques spécifiques :

L'identification d'un lien entre la présence d'une espèce végétale et les conditions particulières d'un milieu est déjà très ancienne dans l'histoire de l'écologie (Acot, 1994). Cela a conduit notamment à l'utilisation de « bio-indicateurs » pour permettre de diagnostiquer les écosystèmes (Blandin, 1986). Connaître les espèces bio-indicatrices donne une information portant sur la spécificité d'un milieu (lisière de forêt, fossé, etc.) ou renseignant une pression anthropique ou écologique donnée (pollution par des métaux lourds, fertilité azotée élevée du sol, etc.). Dans le cas particulier de l'écosystème prairial, Hédin a mené de nombreux travaux pour caractériser la réponse de certaines espèces végétales, surtout d'intérêt agronomique, aux conditions du milieu, ou aux pressions dues aux pratiques agricoles. Ces travaux ont concerné notamment la teneur en calcium du sol par l'apport de chaux (Hédin, 1944), la teneur en eau du sol afin d'identifier l'humidité idéale pour le développement d'une espèce donnée, espèce prairiale par espèce prairiale (Hédin et Le Cacheux, 1951, mais aussi Voisin, 1957 et Duthion, 1972) et la sensibilité des espèces végétales à la teneur en azote du sol, laquelle peut varier en fonction de la fertilisation (Hédin et Le Cacheux, 1950). Parallèlement, d'autres travaux se sont attachés à l'effet de perturbations du milieu telles que le piétinement, sur certaines espèces prairiales (Voisin, 1957 ; Voisin, 1960). Ces travaux pionniers ont été largement étayés par ceux de Klapp et d'Ellenberg qui se sont attachés à définir des indices de sensibilité pour un grand nombre d'espèces végétales et de nombreux facteurs du milieu ou de pression (Ellenberg, 1952 ; Klapp, 1965). On trouve ainsi dès les années 1950, des indices de sensibilité à l'humidité, les préférences vis-à-vis du calcium pour quelques espèces telles que le trèfle blanc ou le ray-grass, ou encore, la résistance à la fréquence de coupe ou au piétinement (Ellenberg, 1952 ; Klapp, 1965). Les résultats portant sur les facteurs du milieu ont été réactualisés et élargis à de nombreuses espèces végétales vasculaires et non vasculaires (Ellenberg *et al.*, 1991).

L'ensemble des valeurs aujourd'hui disponibles a été obtenu à partir d'expériences au champ, ou élaboré à partir d'une connaissance d'expert (Ellenberg *et al.*, 1991). Les indices sont le reflet du comportement écologique des espèces, chacun étant l'intégration en une seule valeur de nombreux facteurs du milieu (Ellenberg *et al.*, 1991). Par exemple, l'indice d'humidité intègre l'humidité du sol, les précipitations ou le niveau de la nappe phréatique (Schaffers et Sykora, 2000).

Une synthèse et une harmonisation de l'ensemble des indices de Klapp et de Ellenberg ont été réalisées récemment afin de permettre, par un outil informatique renseigné à partir de relevés floristiques, une caractérisation agronomique et écologique des prairies (Plantureux, 1996a). L'information disponible aujourd'hui porte sur 2712 espèces de l'Europe centrale et concerne en particulier les indices écologiques suivants pour caractériser les facteurs du milieu : l'état calcique, la fertilité azotée, l'humidité, la lumière, la température.

Notons que des indices qui se rapportent à des facteurs de perturbation sont aussi disponibles : il s'agit des indices de résistance au piétinement et de résistance aux coupes fréquentes mis au point pour de nombreuses espèces végétales. Il existe enfin un indice écologique se rapportant à l'anatomie de chaque espèce végétale : la profondeur d'enracinement, que nous considérons comme un indicateur de la profondeur de sol en première approximation.

1.2 Intérêt des indices écologiques spécifiques pour évaluer les conditions du milieu :

L'utilisation des indices écologiques spécifiques, et en particulier ceux d'Ellenberg *et al.* (1991) est très répandue car il s'agit d'un système formalisé de valeurs indicatrices pour de

nombreuses espèces. On en trouve ainsi une application aux Pays-Bas, en Suède, en Norvège, en Estonie, en Pologne, en Grande-Bretagne, dans le Nord-Est de la France et en Italie (Schaffers et Sykora, 2000). L'utilisation des indices a été justifiée dans divers cas tels que par exemple le suivi de changement de végétation en fonction du changement des conditions environnementales, l'évaluation de la quantité de sol ou la qualité de l'humus forestier, l'étude de l'écologie de la flore urbaine, pour compiler le pool régional d'espèces potentielles d'une communauté spécifique, pour estimer la probabilité de présence d'espèces végétales, ou pour faire une évaluation de risques environnementaux (Schaffers et Sykora, 2000). Les indices sont en outre particulièrement pertinents pour une utilisation dans un contexte agricole (Janssens, 1998 ; Nösberger, 2002).

De nombreuses études se sont donc attachées à démontrer la relation qui existe entre les indices écologiques spécifiques et les paramètres mesurés correspondant à ces indices. Elles ont été synthétisées et complétées récemment pour l'humidité, la fertilité et le pH du sol (Schaffers et Sykora, 2000 ; Dzwonko, 2001) et la lumière (Dzwonko, 2001). Ces études tendent à montrer que ces indices fournissent un outil pertinent pour évaluer les habitats, mais à considérer avec précaution si l'on ne dispose pas d'un jeu de données suffisant.

Il n'existe à l'heure actuelle aucune donnée de validation de la pertinence de l'ensemble des indices d'Ellenberg et *a fortiori*, sur l'ensemble des indices écologiques spécifiques.

1.3 Calcul d'un indice écologique spécifique non disponible dans la bibliographie : l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol

Nous avons montré dans le premier chapitre que le phosphore joue un rôle non négligeable sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes. Or, il n'existe pas d'indice écologique spécifique pour la sensibilité à la teneur du sol en phosphore. Il nous a donc semblé nécessaire de mettre au point un tel indice écologique spécifique.

Nous décrivons sommairement les données utilisées, puis nous détaillons la méthode choisie pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité à la teneur en phosphore du sol pour un ensemble d'espèces végétales. Le calcul de l'indice écologique spécifique de sensibilité pour différentes espèces végétales à la teneur en phosphore du sol se fait en deux étapes successives. Dans un premier temps, il s'agit de déterminer le profil écologique de chaque espèce en fonction de la fertilité en phosphore du sol. Dans un second temps, la tendance visualisée au niveau de chaque profil est traduite en un indice exprimé sur une échelle de 0 à 10 à l'aide d'un système expert associé à de la logique floue.

1.3.1 Descriptif du dispositif expérimental :

La Société Nationale des Scories Thomas (SNST) a conduit des séries d'expérimentation sur l'effet de la fertilisation phosphorique sur 433 prairies permanentes du Nord-Est de la France, exploitées en fauche et pour lesquelles les conditions expérimentales ont été largement décrites (SNST, 1981). Nous nous basons sur ces sites pour déterminer des indices écologiques spécifiques de sensibilité au phosphore car pour chaque prairie ont été réalisés des relevés floristiques et des analyses de sol, avant le début d'expérimentations de fertilisation et à la fin des expérimentations, c'est-à-dire après 5 à 10 années successives d'apport phosphorique constant (Bonischot, 1980a ; Bonischot, 1980b). Notre étude ne porte que sur les relevés floristiques et les analyses de sol réalisés avant les campagnes de fertilisation.

Un relevé floristique complet a été effectué sur les 433 prairies permanentes. Il s'agit d'un relevé floristique qualitatif ayant pour objectif de déterminer la liste exhaustive des espèces rencontrées dans chaque prairie.

Parallèlement aux relevés floristiques, des analyses de sol ont été réalisées sur chaque parcelle de prairie. Outre l'analyse traditionnelle du sol (texture, structure, pH, etc.), la teneur en phosphore du sol a été aussi mesurée sur chaque prairie. Or, l'étude du dynamisme du phosphore dans les sols fait partie des questions les plus difficiles posées aux pédologues, d'une part en raison des techniques d'analyse des concentrations en phosphore du sol qui ne sont pas encore parfaitement au point (Janssens *et al.*, 1993) et d'autre part en raison de la relation entre fertilisation et fertilité du sol qui est très difficile à traiter (Lambert *et al.*, 1979). C'est pourquoi les 433 analyses de sol des prairies permanentes étudiées ont été réalisées selon trois méthodes différentes : la méthode Dyer (AFNOR, 1999a), la méthode Joret-Hébert (AFNOR, 1999b) et la méthode Olsen (AFNOR, 1995).

Les résultats obtenus ont été répartis dans 7 classes de teneur du sol en phosphore, de la plus forte concentration (classe 1) à la plus faible concentration (classe 7). Ces classes ont été déterminées à partir du logiciel CERES qui permet une correction des résultats des analyses de la teneur en phosphore par rapport aux caractéristiques physiques et chimiques du sol, notamment le pH (Hasegawa *et al.*, 2000). L'utilisation de ces différentes analyses dépend du type de sol considéré (sur sol acide ou calcaire, l'extractif utilisé n'est pas le même).

1.3.1.1 Obtention de profils écologiques :

Afin d'éviter le biais qu'entraîne la variabilité de la taille des échantillons de chaque classe de fertilité phosphorique, le nombre total des occurrences de chaque espèce pour chaque classe de fertilité est rapporté au nombre total de relevés dans chaque classe (Tableau 7). On obtient ainsi une fréquence de présence d'espèce pour chaque classe. Ainsi, sur l'ensemble des 433 relevés, la fréquence varie de 0,2% pour 63 espèces à 96,3% pour le trèfle blanc (*Trifolium repens* L.).

Tableau 7. Présentation synthétique du nombre d'espèces végétales présentes dans les prairies permanentes de l'Est de la France selon leur fréquence et par classe de fertilité du sol en phosphore (exprimé en pourcentage du nombre total d'espèces, soit 390 espèces végétales en tout sur un ensemble total de 435 relevés floristiques).

	Classe CP 1	Classe CP 2	Classe CP 3	Classe CP 4	Classe CP 5	Classe CP 6	Classe CP 7	Ensemble des relevés
Espèces absentes	19	35	35	38	51	72	53	8
Espèces présentes avec une fréquence < 5%	45	33	28	25	16	0	16	48
Espèces présentes avec une fréquence > 90%	2	1	1	2	1	1	1	2

A partir de la connaissance de la fréquence de présence de chaque espèce en fonction de la classe de fertilité phosphorique, il est possible de faire le profil écologique de l'ensemble des 390 espèces végétales. Pour l'établissement des profils écologiques, nous nous sommes basés sur la méthode des profils bi-invariants (Béguinot, 1995). Cette méthode a un double avantage :

- le profil obtenu est insensible à la disparité des taux d'échantillonnage par classe, ce qui dans notre cas est intéressant car les échantillons sont très différents d'une classe de fertilité à l'autre (Béguinot, 1995) ;
- le profil est identifiable à celui obtenu par la méthode des profils corrigés (Daget et Godron, 1982) qui permet d'obtenir des profils ayant une propriété d'invariance vis-à-vis de l'abondance globale des espèces correspondant au profil (Béguinot, 1995).

Elle se traduit par l'Équation 13.

$$\text{Équation 13} \quad C_{ij} = (n_{ij} / n_j) / M(n_{ix} / n_x)$$

Avec :

C_{ij} , l'affinité de l'espèce végétale i pour une teneur en phosphore de la classe j ;

n_{ij} , le nombre d'occurrences de l'espèce i dans les échantillons de la classe de fertilité j ;

n_j , l'effectif d'échantillons de la classe de fertilité j ;

M , une fonction mathématique correspondant à la moyenne arithmétique de (n_{ix} / n_x) où n_x est l'effectif d'échantillon de la classe de fertilité x et n_{ix} est le nombre des échantillons de la classe x ayant une occurrence de l'espèce i .

Notons que :

quand l'affinité C_{ij} égale à 1, cela signifie que l'espèce est indifférente à la teneur en phosphore de la classe considérée ;

plus $C_{ij} > 1$, plus l'espèce est favorisée par la teneur en phosphore de la classe considérée ;

plus C_{ij} tend vers 0, plus l'espèce est défavorisée par la teneur en phosphore de la classe considérée.

Le Tableau 8 donne un exemple de calcul pour quelques espèces végétales. La Figure 11 montre les résultats de profils non corrigés.

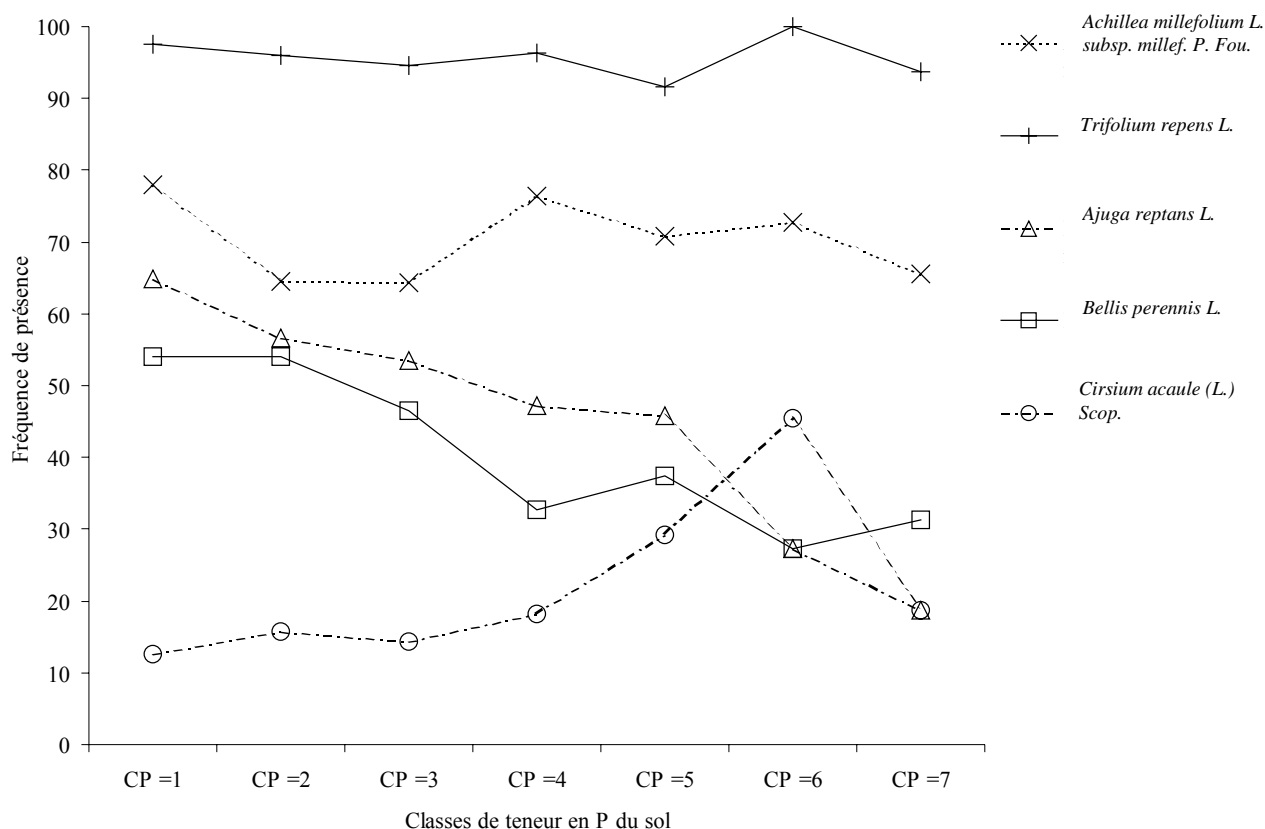


Figure 11. Représentation du profil écologique (données « non corrigées », au sens de Béguinot, 1995) de 5 espèces végétales prairiales en fonction de la fertilité phosphorique du sol (classe 1, fertilité élevée, classe 7 fertilité faible) en vue de la détermination des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces végétales à la teneur en phosphore du sol.

La fréquence de présence est déterminée pour chaque classe par le rapport du nombre d'occurrences sur le nombre de relevés de la classe considérée, rapporté à la valeur 100. On constate que les tendances des courbes des espèces choisies (*Achillea millefolium L. subsp. millef. P. Fou.*, *Ajuga reptans L.*, *Bellis perennis L.*, *Cirsium acaule (L.) Scop.*, *Trifolium repens L.*) sont analogues à celles des graphes corrigés (profils bi-invariants de la Figure 12).

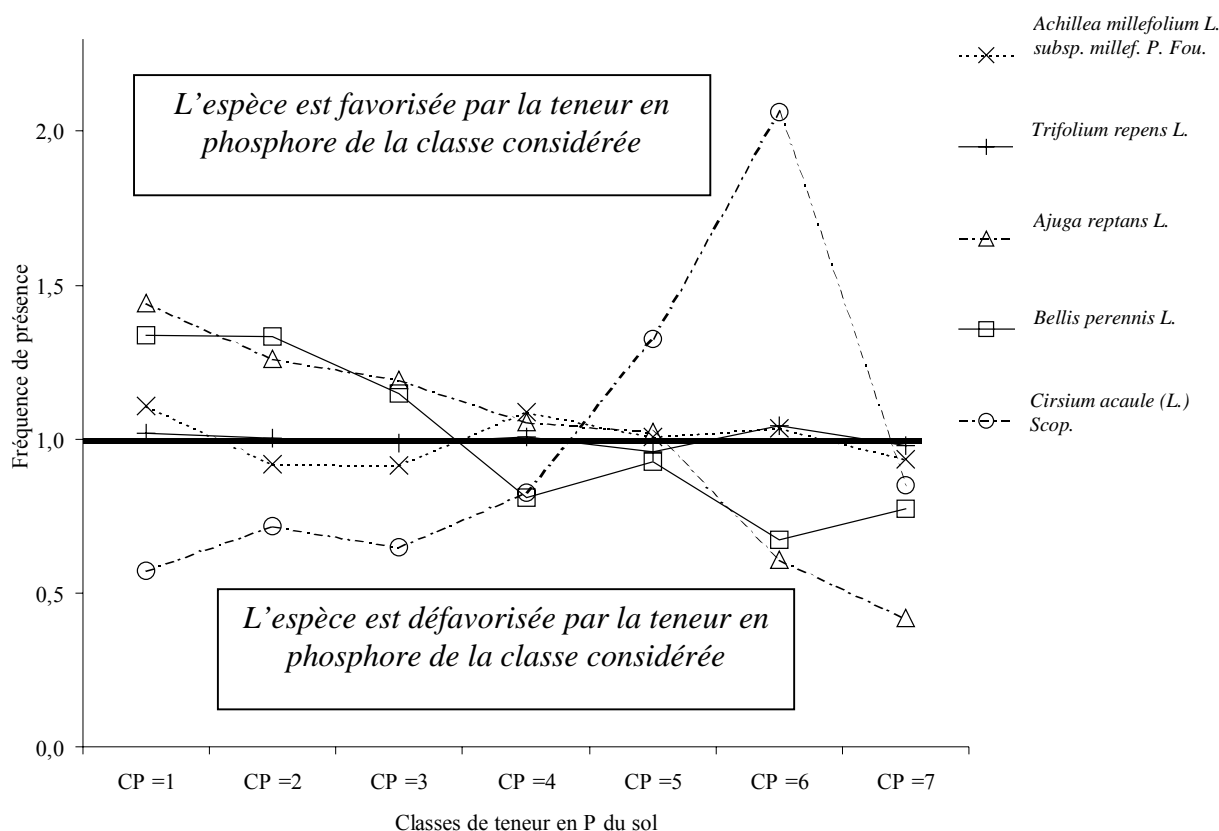


Figure 12. Représentation du profil écologique bi-invariant (au sens de Béguinot, 1995) de 5 espèces végétales prairiales en fonction de la fertilité phosphorique du sol (classe 1, fertilité élevée, classe 7 fertilité faible) en vue de la détermination des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces végétales à la teneur en phosphore du sol (si la fréquence égale à 1 pour une classe de fertilité phosphorique, l'espèce est indifférente à la teneur en phosphore de cette classe).

Cependant, ce graphe ne permet pas de déterminer la sensibilité des espèces à la teneur en phosphore. C'est pourquoi, il est nécessaire de corriger ces résultats selon la méthode de Béguinot (1995). On obtient ainsi les profils bi-invariants détaillés dans la Figure 12. Ces profils permettent d'identifier clairement la sensibilité des espèces végétales par rapport à la référence 1,0 de la fréquence de présence. Lorsque pour une classe donnée de fertilité phosphorique le graphe est au-dessous (respectivement au-dessus) de la référence de 1,0, alors l'espèce est défavorisée (respectivement favorisée) par la teneur en phosphore de la classe considérée. L'intérêt du profil corrigé est très net lorsque l'on compare les profils du trèfle blanc (*Trifolium repens* L.) et ceux de l'achillée millefeuille (*Achillea millefolium* L. subsp. *millef.* P. Fou.). En effet, le profil non corrigé du trèfle est constant, mais très au-dessus des autres profils, tandis que celui de l'achillée est aussi constant mais en-dessous du trèfle. Ces deux profils ne permettent pas de conclure sur la sensibilité de ces deux espèces au phosphore.

Tableau 8. Exemple du calcul de l'affinité des espèces végétales pour la teneur du sol en phosphore, d'après la méthode des profils bi-invariants (Béguinot, 1995). Le nombre total de relevés est de 433 ; ces relevés sont au nombre de 159, 76, 56, 55, 24, 11 et 32 respectivement dans les classes de fertilité phosphorique (CP) de 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7.

Nom de l'espèce végétale	Nombre d'occurrences								Fréquence de présence								Affinité						
	CP =1	CP =2	CP =3	CP =4	CP =5	CP =6	CP =7	Total	CP =1	CP =2	CP =3	CP =4	CP =5	CP =6	CP =7	Total	CP =1	CP =2	CP =3	CP =4	CP =5	CP =6	CP =7
<i>Achillea millefolium</i> L. <i>subsp. millef. P. Fou.</i>	124 ^a	49	36	42	17	8	21	297 ^b	0,78 ^c	0,64	0,64	0,76	0,70	0,72	0,65	0,68 ^d	1,1 ^e	0,9	0,9	1,1	1,0	1,0	0,9
<i>Ajuga reptans</i> L.	103	43	30	26	11	3	6	222	0,64	0,56	0,53	0,47	0,45	0,27	0,18	0,51	1,4	1,3	1,2	1,1	1,0	0,6	0,4
<i>Bellis perennis</i> L.	86	41	26	18	9	3	10	193	0,54	0,53	0,46	0,32	0,37	0,27	0,31	0,44	1,3	1,3	1,1	0,8	0,9	0,7	0,8
<i>Cirsium acaule</i> (L.) Scop.	12	6	0	0	0	0	0	18	0,75	0,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	3,4	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Trifolium repens</i> L.	155	73	53	53	22	11	30	397	0,97	0,96	0,94	0,96	0,91	1	0,93	0,91	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

- Il s'agit de la somme des occurrences de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* dans les 159 relevés dont la fertilité phosphorique du sol est dans la classe 1 (fertilité la plus forte).
- Il s'agit de la somme des occurrences de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* dans l'ensemble des 433 relevés.
- Soit le nombre d'occurrences de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* dans les 159 relevés de la classe 1, rapporté au nombre total de relevés de cette classe : $124/159=0,78$
- Soit le nombre total d'occurrences de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* dans les 7 classes de fertilité rapporté au nombre total de relevés : $297/433=0,68$
- L'affinité correspond à la sensibilité de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* à une teneur en phosphore du sol correspondant à la classe 1. Elle se calcule par la fréquence de présence de *Achillea millefolium millefolium P. Fou.* dans la classe 1 rapportée à la moyenne des fréquences de présence dans les 7 classes de fertilité : $0,78/[(0,78+0,64+0,76+0,70+0,72+0,65)/7]$

Une fois le profil corrigé, on constate que les deux espèces ont un profil bi-invariant constant à 1,0, ce qui permet de comparer avec les autres espèces et de conclure que le trèfle blanc et l'achillée millefeuille sont indifférentes à la fertilité phosphorique. On constate ainsi que le cirse acaule (*Cirsium acaule* L.) est favorisé fortement par la classe de fertilité 6, ce qui signifie qu'il est fortement défavorisé par des teneurs en phosphore du sol élevées, mais favorisé quand les teneurs sont faibles. La bugle rampante (*Ajuga reptans* L.) montre un profil progressivement décroissant de la classe 1 à la classe 7, ce qui tend à montrer qu'elle est défavorisée par des teneurs assez faible en phosphore du sol et favorisée quand ces teneurs sont assez fortes. Un profil analogue à la bugle est observé pour la pâquerette (*Bellis perennis* L.).

Une fois les profils écologiques déterminés, il est possible de les transformer en un indice écologique spécifique, chaque valeur d'affinité du profil étant alors exprimée sous la forme d'un indice qui informe sur la sensibilité d'une espèce à la fertilité phosphorique.

1.3.2 Transformation de chaque profil écologique en un indice écologique spécifique :

1.3.2.1 Détermination d'une échelle d'indice :

Nous proposons d'utiliser une échelle de 0 à 10, à l'instar de ce qui existe pour les autres indices écologiques spécifiques harmonisés par Plantureux (1996a), afin d'avoir des indices homogènes avec ceux existant.

1.3.2.2 Méthodologie employée pour transformer chaque profil en un indice :

D'une part nous avons fait la moyenne des 7 classes de fertilité et nous avons contrôlé l'écart-type : si l'écart est fort, cela indique que la variation de la sensibilité à la fertilité phosphorique est grande (et *vice-versa*).

D'autre part, nous avons vérifié visuellement l'allure des profils écologiques bi-invariants. Cette démarche initiale nous a permis d'identifier toutes les espèces ayant des valeurs d'affinité au phosphore proches pour chaque classe de fertilité (écart-type faible) ou aléatoires (courbes sans tendance observable, avec de nombreux pics aléatoires). Nous avons alors attribué par convention à ces espèces la valeur 0 pour l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol. Cette valeur signifie que les espèces sont indifférentes à la fertilité phosphorique du sol.

Pour les autres espèces, nous avons appliqué un système expert associé à la logique floue pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol.

1.3.2.2.1 Notion de système expert associé à la logique floue :

Un système expert est une méthode qui permet d'agrèger l'information de plusieurs critères prenant des valeurs parfois contradictoires ou étant incommensurables afin d'obtenir une seule information globale qui tienne compte simultanément de chaque critère (Schärli, 1990). On qualifie un tel système d'information « d'expert » car l'information globale est souvent obtenue en consultant les experts du domaine concerné qui doivent donner les conclusions de règles de décision en fonction des critères. Le nombre de critères maximum

qu'un expert est en mesure de prendre en compte simultanément est généralement de 4 (Keichinger, 2001).

Quant à la logique floue, elle est un outil mathématique qui permet de donner une valeur à l'agrégation de plusieurs critères exprimés dans une unité floue, c'est-à-dire non numérique³³. Précisons que : « *la logique floue est un surensemble de la logique classique (booléenne) fait pour manipuler le concept de vérité partielle, autrement dit des valeurs de vérité intermédiaires entre complètement vrai et complètement faux. [...] Elle peut servir à manipuler des classes ou des catégories vaguement définies* » (van der Werf et Zimmer, 1997). En d'autres termes, en logique classique, la vérité est entière : un résultat est vrai à 100% ou faux à 100%, tandis qu'en logique floue, il peut y avoir des cas intermédiaires de vérité ; on parle alors de « vérité partielle ». La logique floue est donc particulièrement adaptée dans le cadre d'études environnementales où les données quantitatives manquent et où de nombreux critères interagissent (Enea et Salemi, 2001).

Associer la logique floue à un système expert permet donc d'obtenir des valeurs, donc de prendre des décisions, en fonction de plusieurs critères non commensurables, même lorsque ces critères sont exprimés en données floues (Potet, 1997).

1.3.2.2.2 Méthode de calcul :

L'utilisation d'un système expert associé à la logique floue passe par plusieurs étapes successives (Keichinger, 2001) :

- déterminer les critères à agréger (avec un maximum de 4) ;
- donner les conclusions des règles de décision pour chaque critère en fonction de deux classes floues, l'une dite favorable, l'autre défavorable (notion de vérité partielle) ;
- préciser les limites des classes floues favorables et défavorables et déterminer les équations qui définissent le degré d'appartenance de chaque critère à ces classes ;
- calcul final par la formule de logique floue.

1.3.2.2.2.1 Choix des critères retenus :

L'idéal dans notre cas de figure serait d'appliquer un système expert aux 7 classes de fertilité. Le problème est qu'en présence de 7 critères, il y a 2^7 , soit 128 conclusions de règle de décision à déterminer, ce qui n'est pas possible. Nous avons donc choisi de regrouper les affinités des 7 classes en seulement trois classes. Pour cela nous avons fait la moyenne des affinités pour les classes 1 et 2 (affinité de l'espèce à de fortes teneurs phosphoriques du sol), les classes 3, 4 et 5 (affinité de l'espèce à des teneurs du sol en phosphore moyennes) et enfin 6 et 7 (affinité de l'espèce à de faibles teneurs phosphoriques du sol). Nous avons donc ainsi obtenu trois critères pour caractériser la sensibilité des espèces végétales à la fertilité phosphorique du sol. C'est à partir de ces classes que les conclusions de règles peuvent être déterminées.

³³ Par exemple : quelle décision doit prendre un jardinier pour arroser son potager quand les critères sont la température et les précipitations, chacun étant exprimé respectivement avec les valeurs floues suivantes : « *il fait chaud* » « *il a plu beaucoup* » (Potet, 1997). La logique floue permet de décider en fonction de telles valeurs.

1.3.2.2.2 Détermination des conclusions des règles de décision de chaque critère :

Les conclusions des règles de décision sont détaillées dans le Tableau 9. Elles permettent d'attribuer une valeur d'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces végétales au phosphore en fonction des combinaisons des valeurs extrêmes prises par chaque classe de fertilité. Par exemple, si l'espèce est favorisée ou défavorisée quelles que soient les classes, alors, l'espèce est considérée indifférente au phosphore et la valeur de l'indice est 0. Si l'espèce est défavorisée par des teneurs en phosphore faibles ou moyennes, mais favorisée par des teneurs élevées, alors l'indice prend la valeur 10.

Tableau 9. Conclusion des règles de décision concernant l'attribution d'une valeur d'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol en fonction des valeurs très favorables et très défavorables prises par les trois critères retenus (faible, moyenne et forte fertilité phosphorique du sol).

	Sensibilité de l'espèce à une teneur en phosphore du sol faible	F				D			
Critères retenus	Sensibilité de l'espèce à une teneur en phosphore du sol moyenne	F		D		F		D	
	Sensibilité de l'espèce à une teneur en phosphore du sol forte	F	D	F	D	F	D	F	D
	Conclusion de la règle (valeur de l'indice)	0	4	5	1	7	5	10	0

1.3.2.2.3 Détermination des limites de classes et du degré d'appartenance aux classes floues :

Pour déterminer les limites des classes floues et le degré d'appartenance de l'indice aux classes floues favorable et défavorable, nous avons calculé le premier et le dernier quartile des relevés de chaque classe de notre échantillon (classes 1-2, 3-5 et 6-7). La valeur du premier quartile est considérée comme la limite de la classe défavorable et le dernier quartile, comme la limite de la classe favorable. Les résultats sont présentés dans le Tableau 10. Cette méthode présente l'inconvénient de n'avoir jamais été validée. Elle permet cependant de rationaliser la procédure de détermination des limites de classes floues.

Tableau 10. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer un indice écologique spécifique qui prenne en compte la sensibilité des espèces végétales à la fertilité phosphorique du sol. Les valeurs sont obtenues en prenant le premier (pour D) et le dernier quartile (pour F) des échantillons de chaque classe.

Classes	Limite inférieure (D)	Limite supérieure (F)
1 (Cl 1-2)	0,69	1,68
2 (Cl 3-4-5)	0,67	1,50
3 (Cl 6-7)	0,00	0,92

Quant au degré d'appartenance, nous avons considéré qu'il varie progressivement d'une classe à l'autre (nous avons donc retenu une portion de courbe sinusoïdale plutôt qu'une relation linéaire pour cette variation). Nous obtenons donc l'Équation 14 pour l'appartenance à la classe favorable et l'Équation 15 pour l'appartenance à la classe défavorable.

Équation 14 $D_{aF} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}[\text{II} * ((\text{Aff}_{Ci} - \text{Lim}_{inf}) / (\text{Lim}_{sup} - \text{Lim}_{inf}) - 0,5)]$
 Et si $\text{Aff}_{Ci} < \text{Lim}_{inf}$, $D_{aF} = 0$
 ou si $\text{Aff}_{Ci} > \text{Lim}_{sup}$, $D_{aF} = 1$

Équation 15 $D_{aD} = 0,5 + 0,5 * \text{COS}[\text{II} * (\text{Aff}_{Ci} - \text{Lim}_{inf}) / (\text{Lim}_{sup} - \text{Lim}_{inf})]$
 Et si $\text{Aff}_{Ci} < \text{Lim}_{inf}$, $D_{aD} = 1$
 ou si $\text{Aff}_{Ci} > \text{Lim}_{sup}$, $D_{aD} = 0$

Avec :

D_{aF} , le degré d'appartenance à la classe floue favorable ;

D_{aD} , le degré d'appartenance à la classe floue défavorable ;

Aff_{Ci} , la valeur de l'affinité de l'espèce végétale considérée pour la classe de fertilité phosphorique C_i ;

Lim_{inf} , la borne inférieure des classes floues pour la classe de fertilité phosphorique ;

Lim_{sup} , la borne supérieure des classes floues pour la classe de fertilité phosphorique.

1.3.2.2.4 Calcul final :

Une fois déterminé l'ensemble des règles de décision, des bornes et des équations d'appartenance, nous obtenons une valeur d'indice en appliquant la formule de la logique floue. Dans le cas présent l'équation devient :

$$\text{Équation 16 } I_p = \frac{\sum[\min(R_i) \cdot (R_i)]}{\sum\{\min(R_i)\}}$$

Avec :

I_p , l'indice écologique spécifique de sensibilité d'une espèce à la fertilité phosphorique du sol ;

$\min(R_i)$, le minimum des règles de décision i pour attribuer une valeur d'indice aux classes de fertilité ;

R_i , la conclusion de la règle de décision i .

La liste des indices obtenus pour les espèces de l'échantillon de 433 relevés est présentée dans l'Annexe 3. On constate que seules 3 espèces sur 390 n'ont pas d'indice : l'Épervière petite-laitue (*Hieracium lactucella* Wallr.), le Jonc épars (*Juncus effusus* L.) et l'Orchis militaire (*Orchis militaris* L.). Cette absence est liée à une incompatibilité dans la règle de décision : en effet, ces trois espèces sont favorisées à la fois par des fortes et des faibles teneurs en phosphore, mais elles sont défavorisées par des teneurs intermédiaires. Il est donc difficile d'attribuer une valeur à l'indice compte tenu de nos règles de décision. Pour ces espèces, seul le profil écologique est disponible. Pour les 387 autres espèces, un indice a été attribué.

Par ailleurs, nous avons comparé les résultats obtenus par le système expert associé à la logique floue avec un système expert classique que nous avons mis en place. Ce système expert n'est pas détaillé, notons simplement qu'il est assez complexe de mise en œuvre pour obtenir des règles de décision car il est basé sur 3 critères pouvant prendre chacun 5 valeurs afin de prendre en compte l'ensemble des combinaisons possibles de fertilité phosphorique. Nous présentons dans le Tableau 11 les règles de décision obtenues à partir de l'expertise.

La corrélation entre les valeurs est très significative ($R^2=0,95$, $p<0,05$) les points se répartissent uniformément sur la droite $Y=X$ (Figure 13). Ce résultat est très satisfaisant car cela démontre que la logique floue permet d'obtenir des valeurs analogues à celle d'un système expert. Ce résultat peut être considéré comme une forme de validation des indices obtenus.

Nous disposons donc maintenant d'un indice écologique spécifique qui informe sur la sensibilité de 387 espèces prairiales à la fertilité phosphorique du sol. Cet indice complète les autres indices écologiques spécifiques de la bibliographie (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Plantureux, 1996).

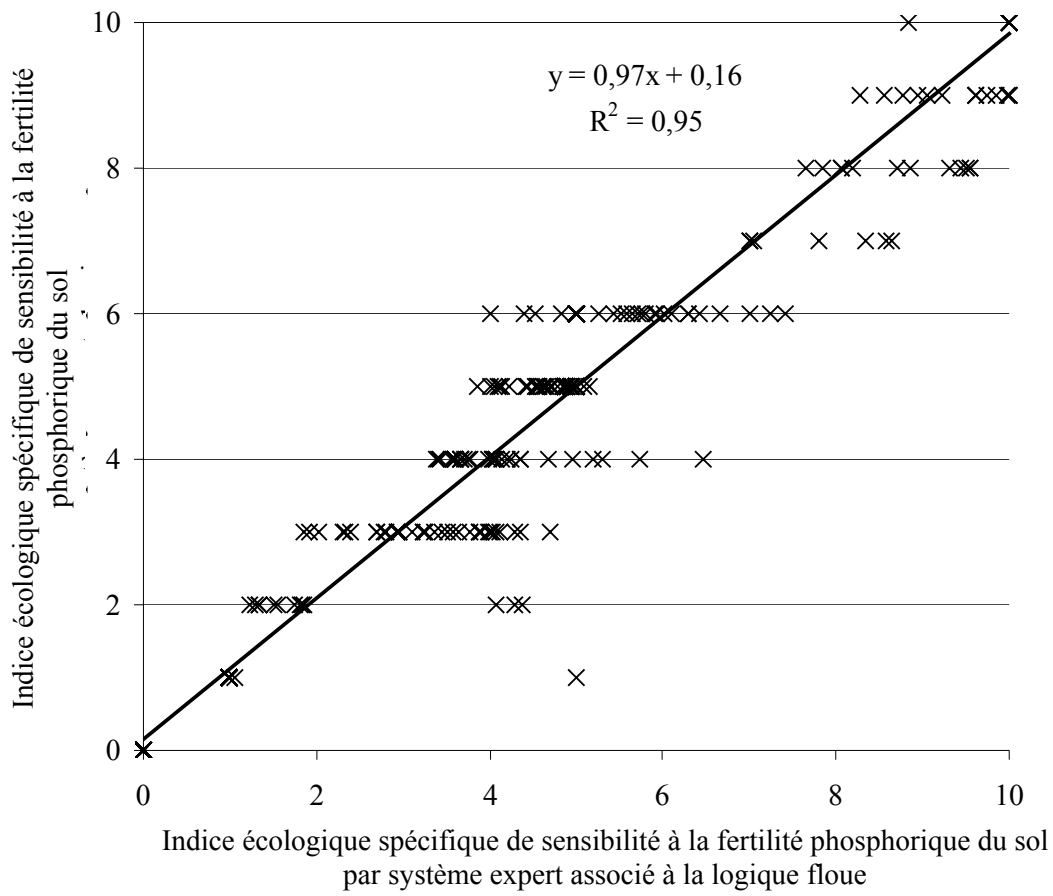


Figure 13. Relation existant entre les indices obtenus par un système expert classique et un système expert associé à de la logique floue.

Tableau 11. Règle de décision pour l'attribution des indices écologiques spécifiques de sensibilité à la fertilité phosphorique en fonction de trois critères : Forte fertilité phosphorique, Fertilité phosphorique moyenne et Faible fertilité phosphorique. Les 5 valeurs que peut prendre chacun de ces critères sont : TF « très favorisée » (l'espèce est très favorisée par le critère considéré) ; F « favorisée » (l'espèce est favorisée par le critère considéré) ; I « indifférente » (l'espèce est indifférente au critère considéré) ; D « défavorisée » (l'espèce est défavorisée par le critère considéré) ; TD « très défavorisée » (l'espèce est très défavorisée par le critère considéré). On notera que toutes les possibilités ne sont pas présentées dans la pyramide de décision, seules celles qui concernent l'échantillon de 390 espèces ont été prises en compte.

		Valeurs prises par le critère																																				
Forte fertilité		TD					D					I					F					TF																
Fertilité moyenne		TD	D	I	F	TF	TD	D	I	F	TF	TD	D	I	F	TF	TD	D	I	F	TF	TD	D	I	F	TF	TD	D	I									
Faible fertilité		TF	TF	F	TF	D	I	F	TD	TF	F	I	F	TD	D	I	TD	TF	F	D	I	F	TD	D	F	TF	D	I	F	TD	D	I	TD	TD	I	TD	D	TD
		1	1	3	2	5	5	4	5	1	2	4	3	6	5	5	6	1	2	6	0	0	6	5	?	?	8	7	?	8	8	7	7	10	10	10	9	9

1.4 Méthode de calcul d'indices écologiques à l'échelle d'une prairie (notion d'indice écologique prairial) :

Encadré 9. Point sémantique sur les notions d'indice écologique spécifique et d'indice prairial.

Rappelons que l'« *indice écologique spécifique* » est un coefficient qui prend en compte la sensibilité d'une espèce végétale donnée à un facteur donné.

Un *indice écologique prairial* (ou *indice prairial*) évalue la sensibilité de la végétation prise dans son ensemble à un facteur donné (par exemple, un facteur du milieu comme le pH, la fertilité azotée, ou un facteur de perturbation comme le piétinement ou la coupe). Cet indice est calculé à partir des indices écologiques spécifiques de chaque espèce d'un relevé floristique donné réalisé sur une surface en herbe.

Nous disposons d'un ensemble d'indices écologiques spécifiques qui informent sur la sensibilité de chaque espèce à différents facteurs du milieu. Si dans un relevé floristique réalisé sur une prairie par exemple, il y a différentes espèces végétales, il est alors possible de calculer pour ce relevé un indice écologique prairial qui évalue la sensibilité de la prairie pour chaque facteur du milieu. De tels indices sont calculés à l'échelle de la prairie à l'aide de l'Équation 17 et de l'Équation 18. Les indices écologiques spécifiques étant exprimés sur une échelle de 1, pour les espèces très sensibles aux facteurs à 10, pour les espèces favorisées par une pression élevée du facteur, la valeur des indices écologiques prairiaux varie donc elle aussi de 1 à 10. La valeur 0 est attribuée à une végétation indifférente au facteur considéré (Plantureux, 1996a).

Équation 17
$$I_{EII d} = \sum B_i C_i / \sum B_i$$

Avec :

$I_{EII d}$: indice écologique prairial basé sur les indices écologiques spécifiques et calculé à partir de la **dominance** des espèces ;

C_i : indice écologique spécifique de l'espèce i (de 1 à 10), pour un facteur. C_i doit être connu et non nul ;

B_i : pourcentage de recouvrement de l'espèce i , pour laquelle C_i est connu et non nul.

Équation 18
$$I_{EII p} = \sum C_i / n$$

Avec :

$I_{EII p}$: indice écologique prairial basé sur les indices écologiques spécifiques et calculé à partir de la **présence** des espèces ;

C_i : indice écologique spécifique de l'espèce i (de 1 à 10), pour un facteur. C_i doit être connu et non nul ;

n : nombre d'espèces dont C_i est connu et non nul.

Nous avons démontré par ailleurs (Guittet, 2003, Gainel, 2003) que l'indice écologique prairial calculé à partir de la moyenne des indices écologiques spécifiques (Équation 18) était le plus performant quand les analyses portent sur un grand nombre de relevés floristiques. C'est donc cet indice que nous avons retenu pour la modélisation.

Encadré 10. Bilan sur les indices écologiques prairiaux retenus pour la modélisation de la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies.

Dans notre étude, nous n'utiliserons que les indices écologiques prairiaux égaux à la moyenne des indices écologiques spécifiques pour chaque facteur du milieu (Équation 18).

Il est possible donc de calculer les indices écologiques prairiaux pour évaluer la sensibilité de la végétation d'une surface en herbe donnée aux facteurs suivants : l'état calcique du sol, la fertilité azotée du sol, la fertilité phosphorique du sol, l'humidité du sol, la lumière, la température, la résistance au piétinement, la résistance aux coupes fréquentes, la profondeur d'enracinement.

Les indices à notre disposition sont donc :

- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la lumière ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à la lumière »
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à l'humidité du sol ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à l'humidité » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la fertilité azotée du sol ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie au pH du sol ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité au pH » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la température annuelle du site où se trouve la prairie ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à la température » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la fertilité phosphorique du sol ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à la fertilité P » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie aux coupes fréquentes de la prairie ; nous l'appelons « indice prairial de résistance aux coupes fréquentes » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la pression du piétinement ; nous l'appelons « indice prairial de résistance au piétinement » ;
- l'indice écologique prairial qui informe sur la sensibilité de la végétation d'une prairie à la profondeur du sol ; nous l'appelons « indice prairial de sensibilité à la profondeur racinaire ».

Ces indices écologiques prairiaux sont utilisés pour l'élaboration des modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique des prairies.

2 Analyse des données à notre disposition pour quantifier l'effet des facteurs du milieu et de quelques perturbations sur la diversité végétale :

2.1 *Jeu de données utilisé :*

Pour cette étude, nous avons recueilli l'information de 3139 relevés floristiques. Ces relevés ont été réalisés selon la méthode des poignées adaptée de de Vries (de Vries, 1949a)³⁴ ou la méthode phytosociologique. Les données que nous avons exploitées ont été recueillies pour un ensemble de prairies permanentes par le Laboratoire Agronomie et Environnement de Nancy. Ces données concernent l'est de la France (Lorraine, Alsace, Jura) et la Franche-Comté. Dans la mesure du possible, ces données ont été complétées par des relevés réalisés par le Laboratoire de Phyto-écologie de Metz et par les botanistes engagés auprès des Parcs Naturels de la Brenne et du Pilat pour disposer de données sur des prairies de nature variée (pelouses, prairies humides à très sèches, prairies de montagne). Les données concernent donc des milieux très variés, de la prairie permanente exploitée intensivement, à des prairies extensives, des pelouses de différentes natures (montagne, colline, situées sur des parcours) et même des zones humides.

Pour chacun de ces relevés, il est possible de déterminer le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale des prairies, selon la méthode exposée dans le chapitre 2. Nous disposons aussi, dans le cas des relevés réalisés par le Laboratoire Agronomie et Environnement, de la valeur pastorale des prairies. Ces données sont mises en relation avec les indices écologiques prairiaux que nous avons retenus (Encadré 10).

2.2 *Méthode d'analyse statistique :*

L'analyse statistique de la relation entre les indices écologiques et la diversité végétale a été réalisée par régression multiple linéaire pas à pas, à l'instar de ce que nous avons réalisé dans le chapitre 2. Avec cette méthode, nous avons analysé la relation entre chacune des variables (dites « expliquées » : le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale et la valeur pastorale) et l'ensemble des indices écologiques prairiaux à notre disposition (variables explicatives). Cette analyse a été réalisée à l'aide du logiciel Statbox[®] (Grimmer logiciels, 1997).

³⁴ Comme détaillé dans le chapitre 2.

2.3 *Obtention des modèles de la relation entre les indices écologiques et la diversité végétale ou la valeur agronomique :*

Encadré 11. Remarques générales et listes des variables utilisées pour la mise en équation des modèles.

Pour l'ensemble des modèles, nous avons retenu l'expression des variables sous la forme suivante :

- LU, l'indice prairial de sensibilité à la lumière ;
- H, l'indice prairial de sensibilité à l'humidité ;
- N, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée ;
- PH, l'indice prairial de sensibilité au pH ;
- T, l'indice prairial de sensibilité à la température ;
- P, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique ;
- RC, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes ;
- PT, l'indice prairial de résistance au piétinement ;
- PR, l'indice prairial de sensibilité à la profondeur racinaire.

Et par ailleurs :

- Nsp, le nombre total d'espèces ;
- Vpast, la valeur pastorale (valeurs de 0 à 100) ;
- VPtm, la valeur patrimoniale (valeurs de 1 à 13).

Pour ce qui concerne le nombre d'espèces, tous les indices écologiques sont des variables explicatives (Tableau 12 et Équation 19). Le coefficient R^2 n'est cependant que de 0,46.

$$\begin{aligned} \text{Équation 19} \quad N_{sp} = & 2,50 \cdot PR + 3,28 \cdot LU - 1,15 \cdot H - 7,03 \cdot N + 4,90 \cdot PH \\ & + 5,62 \cdot T - 1,94 \cdot P - 8,39 \cdot RC + 5,42 \cdot PT + 16,68 \end{aligned}$$

Tableau 12. Résultat de la régression multiple expliquant le nombre d'espèces à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,46$, $p<0,0001$, $n=1281$).

Indices explicatifs	Coefficient	Corrélation/Nombre d'espèces	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Profondeur racinaire	2,50	0,38	2,72	1272	0,006
Lumière	3,28	0,02	2,38	1272	0,017
Humidité	-1,15	-0,08	2,56	1272	0,010
Fertilité N	-7,03	-0,33	9,76	1272	<0,0001
pH du sol	4,90	0,19	10,40	1272	<0,0001
Température	5,62	0,17	6,21	1272	<0,0001
Fertilité P	-1,94	-0,12	5,18	1272	<0,0001
Résistance aux coupes fréquentes	-8,39	-0,50	10,15	1272	<0,0001
Résistance au piétinement	5,42	0,24	5,32	1272	<0,0001
Constante	16,68				

Les meilleurs résultats concernent la valeur patrimoniale. Il est possible d'expliquer 79% de la valeur patrimoniale de notre échantillon à partir de 7 indices écologiques prairiaux, contribuant chacun significativement à l'explication ($p<0,0001$). Les indices concernés sont : la lumière, l'humidité, la fertilité azotée et phosphorique, la température, la résistance aux coupes fréquentes et la résistance au piétinement. La profondeur d'enracinement et la teneur en calcium du sol ne sont pas des variables explicatives ($p>0,05$). Le détail est donné dans le Tableau 13. Le modèle déduit de l'analyse est décrit par l'Équation 20.

$$\text{Équation 20 } V_{Ptm} = - 0,63 \cdot LU + 0,38 \cdot H - 0,70 \cdot N - 0,28 \cdot T + 0,08 \cdot P - 0,06 \cdot PT - 0,24 \cdot RC + 12,32$$

Tableau 13. Résultat de la régression multiple expliquant la valeur patrimoniale à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,79$, $p<0,0001$, $n=1230$).

Indices explicatifs	Coefficient	Corrélation/Valeur patrimoniale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Lumière	-0,63	-0,38	7,59	1273	<0,0001
Humidité	0,38	0,30	19,45	1273	<0,0001
Fertilité N	-0,70	-0,78	26,16	1273	<0,0001
Température	-0,28	-0,42	8,38	1273	<0,0001
Fertilité P	0,08	-0,11	5,35	1273	<0,0001
Résistance au piétinement	-0,06	-0,70	3,31	1273	<0,0001
Résistance à la coupe fréquente	-0,24	-0,74	5,69	1273	<0,0001
Constante	12,32				

Il est possible d'expliquer 58% de la valeur pastorale à partir de 6 indices écologiques prairiaux qui concernent : la lumière, l'humidité, la fertilité azotée, la teneur en calcium, la température et la résistance au piétinement (Tableau 14 et Équation 21). Les autres indices ne sont pas des variables explicatives de la valeur pastorale.

$$\text{Équation 21 } V_{\text{past}} = -3,13 \cdot LU - 7,11 \cdot H + 5,89 \cdot N + 3,30 \cdot PH + 6,86 \cdot T + 7,98 \cdot PT - 19,34$$

Tableau 14. Résultat de la régression multiple expliquant la valeur pastorale à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,58$, $p<0,0001$, $n=1281$).

Indices explicatifs	Coefficient	Corrélation/Valeur pastorale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Lumière	-3,13	0,26	2,19	1275	<0,0001
Humidité	-7,11	-0,28	13,16	1275	<0,0001
Fertilité N	5,89	0,59	7,79	1275	<0,0001
pH du sol	3,30	0,53	6,45	1275	<0,0001
Température	6,86	0,45	6,28	1275	<0,0001
Résistance au piétinement	7,98	0,64	11,91	1275	<0,0001
Constante	-19,34				

3 Discussion sur les modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques prairiaux :

3.1 Critique des variables retenues dans les modèles :

Nous avons cherché initialement à quantifier la relation entre les facteurs du milieu et la diversité végétale (nombre d'espèces et valeur patrimoniale) ou la valeur agronomique (caractérisée par la valeur pastorale).

Cependant, pour obtenir des modèles avec un bon pouvoir explicatif, nous avons considéré aussi deux autres indices prairiaux, dits de perturbation : l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes et l'indice prairial de résistance au piétinement. L'ajout de ces deux indices permet d'obtenir une explication importante de la valeur patrimoniale ($R^2 = 0,79$). Pour la valeur pastorale, seul l'indice prairial de résistance au piétinement est retenu pour le modèle, ce qui a l'avantage de simplifier le modèle, tout en conservant un bon pouvoir explicatif ($R^2 = 0,58$).

En revanche, pour le modèle du nombre d'espèces en fonction des indices écologiques prairiaux, nous avons dû conserver l'ensemble des indices écologiques (8 variables) et nous avons dû ajouter l'indice de profondeur racinaire alors qu'il est sujet à caution : en effet, il s'agit d'un indice en lien avec la physiologie de la plante et non des facteurs du milieu ; il n'est donc pas directement en lien avec la profondeur de sol. Cela conduit à un modèle relativement complexe et malgré tout avec un faible pouvoir explicatif ($R^2 = 0,46$).

Cela nous amène à critiquer maintenant la méthode d'analyse.

3.2 Critique de la méthode d'analyse statistique :

Lorsque l'on exprime la valeur pastorale et la valeur patrimoniale des prairies en fonction des indices écologiques prairiaux, on observe une tendance linéaire. Ainsi, la valeur pastorale tend à augmenter linéairement avec les indices écologiques (Figure 14 pour la relation théorique, Figure 15 pour un exemple tiré de notre échantillon de prairies), tandis que la valeur patrimoniale tend à diminuer avec les mêmes indices (Figure 16, pour la relation théorique, Figure 17 pour un exemple).

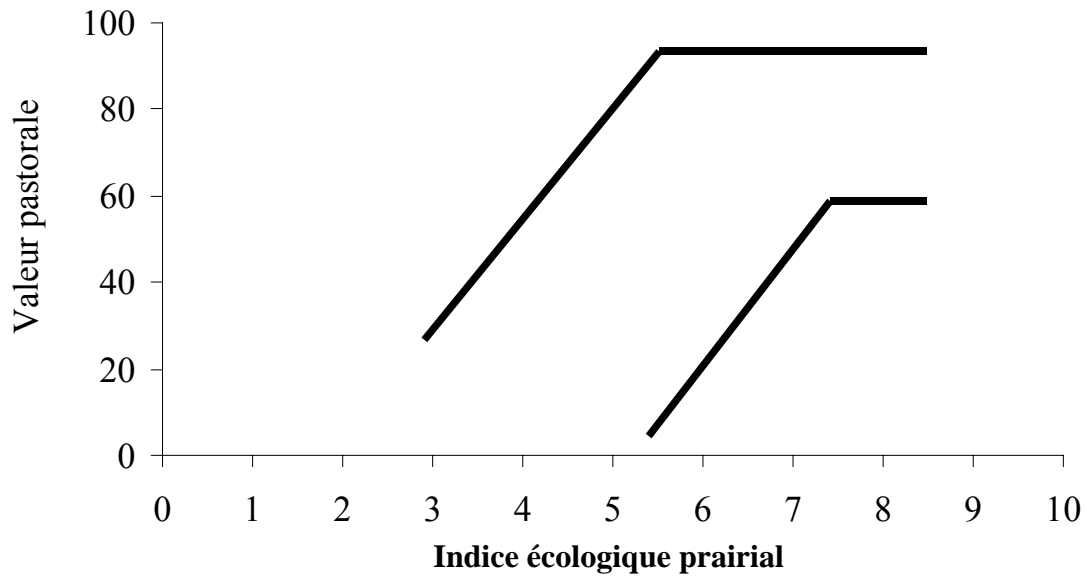


Figure 14. Représentation schématique de la relation entre la valeur pastorale et les indices écologiques prairiaux.

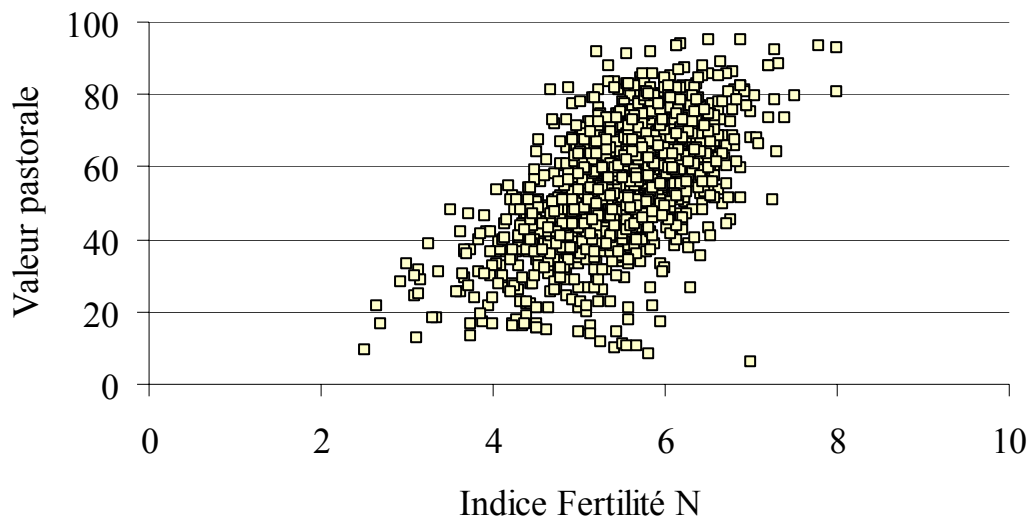


Figure 15. Illustration de la forme linéaire de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et la valeur pastorale d'une prairie permanente.

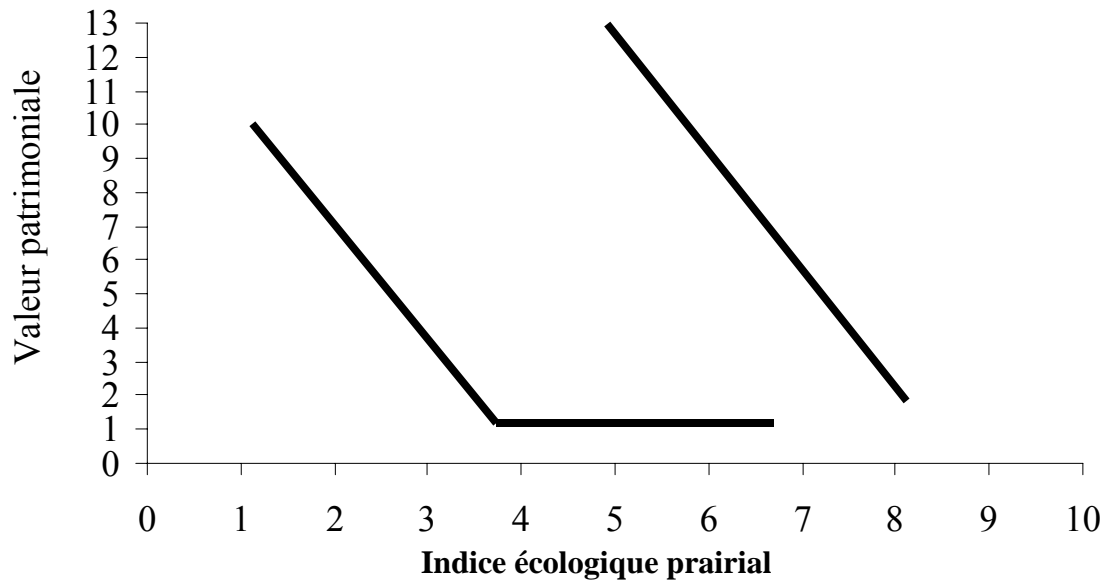


Figure 16. Représentation schématique de la relation entre la valeur patrimoniale (1 pour les prairies à forte valeur patrimoniale et 13 pour les prairies à faible valeur patrimoniale) des prairies et les indices écologiques prairiaux.

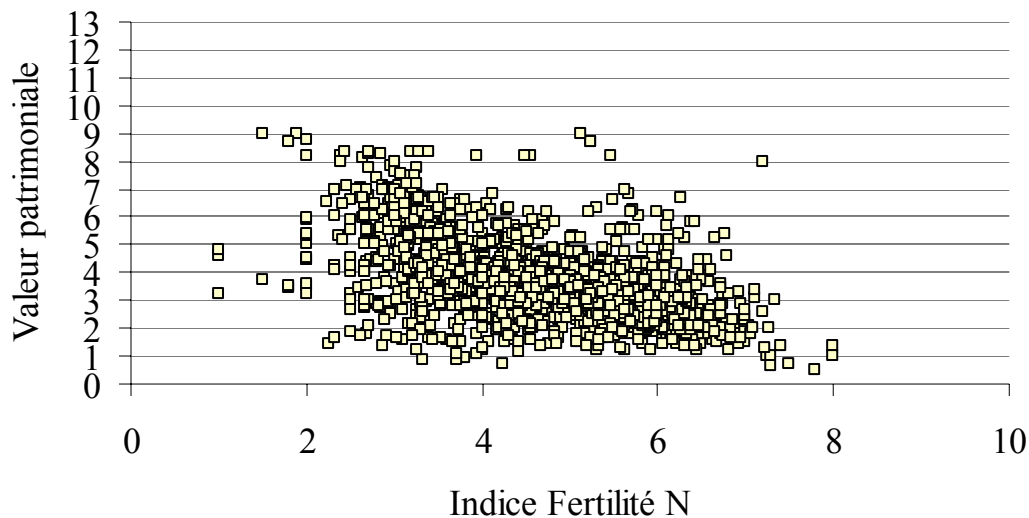


Figure 17. Illustration de la forme linéaire de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et la valeur patrimoniale d'une prairie permanente.

Le choix d'une régression multiple linéaire se justifie donc pour modéliser l'effet des facteurs du milieu sur la valeur pastorale ou sur la valeur patrimoniale.

En revanche, pour le nombre d'espèces, la forme des courbes enveloppes mettant en relation les indices prairiaux et le nombre d'espèces est unimodale (Figure 18, pour la relation

théorique, Figure 19 pour un exemple). Par souci de simplification, nous avons choisi quand même l'approche linéaire pour ce cas, suivant ainsi d'autres auteurs (Guisan *et al.*, 2002 ; Luoto, 2000).

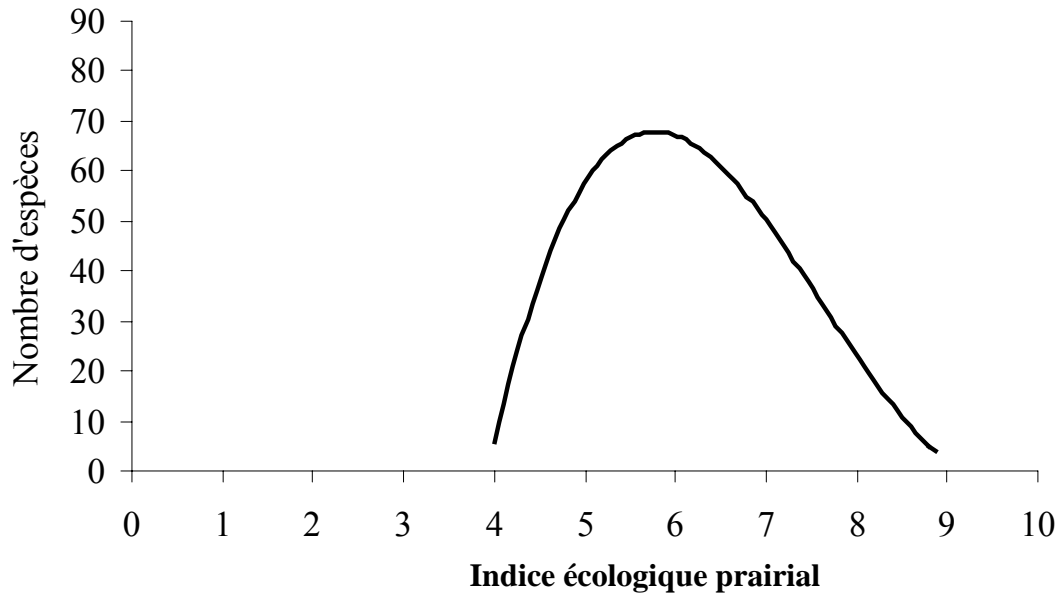


Figure 18. Représentation schématique de la relation entre le nombre d'espèces végétales et les indices écologiques prairiaux.

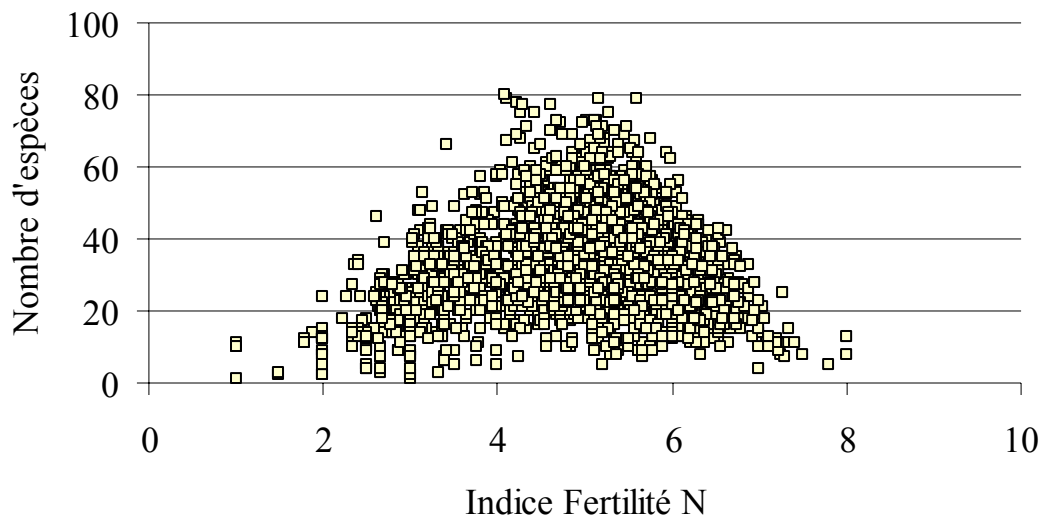


Figure 19. Illustration de la forme unimodale de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et le nombre d'espèces végétales d'une prairie permanente.

Ce choix de simplification est une limite majeure de notre approche. Il est sans doute à l'origine du fait que les meilleurs résultats de régression sont obtenus pour la valeur patrimoniale et la valeur pastorale.

Nous proposons de vérifier si néanmoins les modèles obtenus sont pertinents sur le plan écologique et agronomique, ce qui permettrait de tempérer cette critique.

3.3 Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus :

Nous avons dressé dans le Tableau 15 une synthèse des modèles de diversité végétale et de valeur agronomique.

Tableau 15. Bilan de la relation obtenue par régression multiple entre chaque indice écologique prairial et la diversité végétale (nombre d'espèces et valeur patrimoniale) ou la valeur pastorale des prairies.

Indices écologiques prairiaux	Nombre d'espèces	Valeur patrimoniale	Valeur pastorale
LU, l'indice prairial de sensibilité à la lumière	+ (*)	- (***)	- (***)
H, l'indice prairial de sensibilité à l'humidité	- (*)	+ (***)	- (***)
N, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée	- (***)	- (***)	+ (***)
PH, l'indice prairial de sensibilité au pH	+ (***)	/	+ (***)
T, l'indice prairial de sensibilité à la température	+ (***)	- (***)	+ (***)
P, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique	- (***)	+ (***)	/
RC, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes	- (***)	- (***)	/
PT, l'indice prairial de résistance au piétinement	+ (***)	- (***)	+ (***)
PR, l'indice prairial de sensibilité à la profondeur racinaire	+ (**)	/	/
R^2	0,46 (***)	0,79 (***)	0,58 (***)

*, relation significative ; **, relation très significative ; ***, relation hautement significative.

3.3.1 Cas de la prédiction du nombre d'espèces végétales :

Concernant le nombre d'espèces végétales des prairies de notre échantillon, il diminue lorsque l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol augmente. Cela signifie que plus le milieu est riche en azote, moins la richesse spécifique sera élevée. Les observations qui ne s'attachent qu'à la fertilité azotée, sans prendre en compte les autres facteurs montrent que l'effet de la fertilité est plus complexe : le nombre d'espèces diminue bien avec une augmentation de la fertilité quand on considère des prairies déjà riches en azote. En revanche, le nombre d'espèces augmente avec la fertilité quand on considère un gradient de prairies pauvres en azote à assez riches en azote (Janssens, 1998).

La tendance généralement observée avec l'humidité est qu'une augmentation de la disponibilité en eau entraîne une augmentation de la richesse spécifique (Pausas et Austin, 2001). Nos résultats montrent au contraire que le nombre d'espèces présentes décroît lorsque

l'indice d'humidité augmente. Cette contradiction n'est qu'apparente : notre échantillon est très diversifié puisque les prairies choisies correspondent à des milieux de très secs à très humides, voire immergés que l'on rencontre en Brenne. **Nos analyses permettent donc de comparer différents milieux, alors qu'en général les comparaisons entre études sont très complexes** (Pausas et Austin, 2001).

Pour l'indice prairial de température, le nombre d'espèces augmente quand l'indice augmente. Ce résultat concorde avec les conclusions d'une synthèse bibliographique récente qui souligne que la richesse spécifique augmente avec la température, mais que la tendance est différente quand l'eau est un facteur limitant (Pausas et Austin, 2001). Certains auteurs ont utilisé l'altitude comme paramètre alternatif à la température, alors qu'elle varie avec de nombreux autres facteurs climatiques (Pausas et Austin, 2001).

La bibliographie montre que le nombre d'espèces augmenterait avec la luminosité (Pausas et Austin, 2001), ce que notre modèle prédit lui aussi.

Aucune synthèse n'est disponible pour les autres indices écologiques décrivant le milieu. Pour l'indice prairial de sensibilité au pH du sol, nous montrons que l'augmentation du pH, ou plus exactement de la teneur en calcium du sol (Schaffers et Sykora, 2000), entraîne une augmentation du nombre d'espèces végétales des prairies. Le nombre d'espèces serait en revanche défavorisé par une augmentation de la fertilité phosphorique du sol.

Concernant les indices de perturbation, les modèles obtenus soulignent que le nombre d'espèces augmente quand le piétinement augmente, mais diminue quand les coupes sont plus fréquentes. Ce résultat montre que l'effet du pâturage sur la végétation est complexe, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1. Il semblerait que vis-à-vis du nombre d'espèces, le piétinement et la coupe (par la dent de l'animal notamment, mais dans une moindre mesure par la fauche) se compensent : l'un est favorable, l'autre défavorable au nombre d'espèces. Les modèles obtenus prennent donc bien en compte l'interaction entre les pratiques agricoles.

Enfin, l'effet de l'indice de profondeur d'enracinement sur le modèle tend à montrer que le nombre d'espèces à racines profondes est plus grand que celui des espèces à racines peu profondes. Cet indice doit être considéré avec précaution. Il n'a été retenu que par ce qu'il permet d'améliorer la performance du modèle. En l'absence de cet indice, le R^2 est plus faible (de l'ordre de 0,35).

Les résultats obtenus apparaissent *a priori* en accord avec les observations de la littérature scientifique.

3.3.2 Cas de la prédiction de la valeur patrimoniale :

Nous ne disposons pas de synthèse pour corroborer les tendances observées. Nous pouvons néanmoins discuter les résultats obtenus.

Une augmentation de l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol entraîne une diminution de la valeur patrimoniale des prairies. On peut supposer en effet que les prairies très riches en azote sont défavorables aux espèces rares, généralement nitrofuges.

La valeur patrimoniale augmente quand l'indice de température diminue. Ce résultat est peut-être lié à l'effet de l'altitude : les milieux d'altitude sont parfois moins riches en espèces que les milieux de plaine, mais les espèces présentes sont plus rares.

Nos résultats montrent que la valeur patrimoniale décroît lorsque l'indice d'humidité diminue. Si l'on considère les milieux prairiaux, il est en effet rare d'y rencontrer des espèces de milieux très humides voire immergés.

La luminosité serait défavorable à la présence d'espèces rares dans les prairies. Une forte luminosité sur le couvert végétal peut s'observer lorsque l'exploitation des prairies est intensive (coupes fréquentes ou chargement élevé). Or, l'intensification est connue pour défavoriser les espèces rares. Cette explication est soutenue par le fait que la valeur patrimoniale décroît aussi en fonction des indices de résistance aux coupes fréquentes et au piétinement, qui sont eux aussi des indicateurs du niveau d'exploitation de la prairie (Plantureux, 1996b).

La valeur patrimoniale serait défavorisée par une augmentation de la fertilité phosphorique du sol. Nous ne disposons pas de critères comparatifs.

Enfin, d'après nos résultats de modélisation, le pH n'a pas d'influence sur la valeur patrimoniale.

3.3.3 Cas de la prédiction de la valeur pastorale :

A indice comparable, les effets des indices écologiques prairiaux sur la valeur pastorale apparaissent généralement inversés par rapport aux effets sur la valeur patrimoniale. Seul l'indice prairial de sensibilité à la lumière a un effet analogue sur la valeur patrimoniale et la valeur pastorale : ces deux variables diminuent quand cet indice augmente, ce qui apparaît contradictoire puisque la valeur pastorale augmente généralement quand l'intensité d'exploitation augmente. Dans ce sens, la réponse de la valeur pastorale à l'indice prairial de sensibilité au piétinement s'accorde davantage avec la logique agronomique.

Concernant l'indice de température, son augmentation favorise une augmentation de la valeur pastorale : les prairies de faible altitude sont connues pour être plus productives d'un fourrage de qualité que les prairies d'altitude.

Les autres résultats semblent eux aussi en accord avec l'observation agronomique : une augmentation de la fertilité en azote et un sol peu acide entraînent une amélioration de la valeur pastorale tandis que la valeur pastorale diminue lorsque les prairies sont plus humides.

3.4 Remarque sur la notion de potentiel de diversité ou de valeur agronomique :

L'analyse des courbes enveloppes mettant en relation les indices écologiques avec la diversité végétale ou la valeur agronomique des prairies (Figure 14, Figure 16 et Figure 18) montre qu'il existe une très forte variabilité de la diversité végétale pour une même valeur d'indice écologique. Par exemple, concernant la fertilité azotée du sol, lorsque l'indice égale à 5, alors, le nombre d'espèces varie de 10 à 80, la valeur pastorale varie de 20 à 80 et la valeur patrimoniale varie de 1 à 7 (si l'on ne tient pas compte des quelques points largement au-dessus de la courbe enveloppe générale). La même forme de courbe a été observée ailleurs (Janssens, 1998). Le même ordre de grandeur de la variation est observable pour les autres indices écologiques (Pervanchon *et al.*, 2002b ; Guittet, 2003).

Partant du constat que les courbes enveloppes ont une forme non aléatoire, nous pouvons supposer que la limite entre le nuage de points et la zone sans point correspond à l'effet du facteur lorsque les autres facteurs ne sont pas limitants. Par exemple, dans le cas de la relation entre la fertilité azotée du sol, mesurée par l'indice écologique de fertilité azotée du sol et la richesse spécifique, la limite entre le nuage de points et la zone sans point a la forme d'une courbe en cloche. Cette courbe en cloche illustrerait donc l'effet de la fertilité azotée du sol sur la richesse spécifique, lorsque les autres facteurs (eau, pH, piétinement, etc.) ne sont pas limitants. Un exemple d'application est présenté dans la Figure 20.

Par conséquent, parvenir à trouver l'équation de la courbe à l'interface entre le nuage et la zone sans point permet de calculer un **potentiel** de diversité végétale (Guittet, 2003).

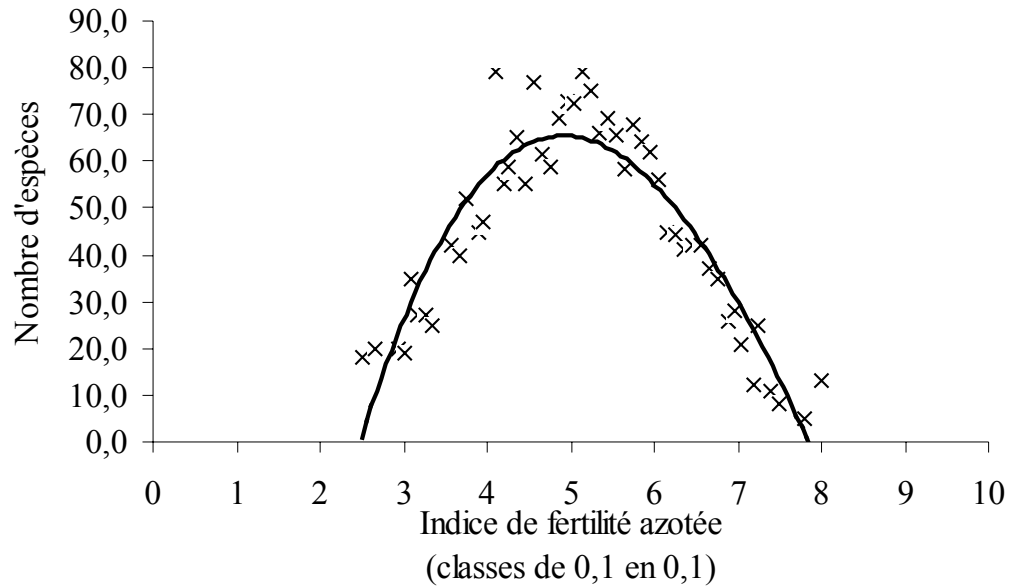


Figure 20. Illustration de la détermination du potentiel de richesse spécifique des prairies permanentes en fonction de l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol.

Encadré 12. Bilan sur la performance des modèles obtenus.

Les différents résultats obtenus par les modèles de diversité végétale et de valeur agronomique en fonction d'indices écologiques (facteurs du milieu et facteurs de perturbation) sont pertinents au regard de la littérature scientifique et vis-à-vis des attentes de l'écologie ou de l'agronomie.

Tout d'abord cette pertinence permet de tempérer la critique que l'on peut faire de la méthode statistique retenue (régression multiple linéaire).

Ensuite, elle permet de souligner la pertinence de notre échantillon de prairies malgré la diversité des méthodes de relevés qui ont été conduites sur les prairies. Il se peut que le grand nombre de prairies de notre échantillon compense le risque de biais lié à la diversité de méthodes. La diversité des milieux prairiaux considérés permet d'avoir des résultats pertinents sur les plans agronomiques et écologiques.

Enfin, les résultats pertinents permettent de tempérer aussi la critique que l'on pourrait émettre sur la relative complexité des modèles qui nécessite de renseigner de nombreuses variables.

A l'instar de ce qui a été souligné en fin de chapitre 2, il serait nécessaire de confronter les sorties des modèles à des données de terrain afin de confirmer la performance des modèles réalisés. Cependant, il est nécessaire tout d'abord de vérifier si notre hypothèse de départ est validée.

3.5 Notre hypothèse est-elle validée ?

La méthode que nous avons développée dans ce chapitre nous a permis de quantifier l'effet des principaux facteurs qui influencent la diversité végétale et la valeur agronomique.

Si la détermination de la diversité végétale et de la valeur agronomique est rendue possible avec plus de performance que ce que nous avons développé dans le chapitre 2 (les R^2 varient entre 0,45 et 0,80), elle ne permet pas de valider notre hypothèse selon laquelle il est possible prédire l'effet des pratiques agricoles sur la valeur agronomique et la diversité végétale des prairies permanentes à partir de données d'enquêtes agricoles et en prenant en compte le milieu. En effet, les variables des équations obtenues dans le présent chapitre ne peuvent pas être renseignées aisément à partir d'enquêtes agricoles puisque la détermination des indices écologiques nécessite la réalisation de relevés floristiques, ce qui est long et nécessite des connaissances botaniques approfondies.

Afin de valider notre hypothèse, il est donc maintenant nécessaire de parvenir à lier les indices analysés dans ce chapitre avec les pratiques agricoles renseignées par enquêtes. C'est ce que nous allons aborder dans la partie suivante afin de parvenir à modéliser l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique en tenant compte de l'effet du milieu et des perturbations qu'il peut subir.

Chapitre 3
Prise en compte des facteurs du milieu pour
un modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles
sur la diversité végétale
et la valeur agronomique des prairies

*Partie 2 : Relation entre les facteurs du milieu et de
perturbation et les pratiques agricoles
pour aboutir aux modèles statistiques*

Nous avons montré dans la première partie du chapitre 3 le lien qui existe entre les facteurs du milieu et de quelques facteurs de perturbations et la diversité végétale ou la valeur agronomique des prairies permanentes. Nous proposons maintenant de déterminer le lien qui existe entre ces facteurs et les pratiques agricoles. Nous pourrions ainsi déduire les modèles globaux recherchés en intégrant les équations obtenues dans la partie 1 du chapitre 3 dans celles obtenues dans la présente partie 2.

1 Pertinence d'une analyse quantitative de l'effet des pratiques agricoles sur les facteurs du milieu :

Nous avons quantifié dans la partie 1 du chapitre 3, l'effet du milieu sur la diversité végétale et la valeur agronomique. Nous proposons de quantifier maintenant l'effet des pratiques agricoles sur les facteurs du milieu. Cette démarche peut se justifier par le fait qu'il est établi que les pratiques agricoles jouent un rôle important sur les facteurs du milieu.

La fertilisation tout d'abord joue un rôle sur la fertilité du sol. Une suppression de l'apport phospho-potassique par exemple, peut se répercuter en moins de 6 ans sur les teneurs du sol en potassium et phosphore du sol (Toussaint et Lambert, 1985). La concentration du sol en phosphore est nettement augmentée quand la fertilisation contient du phosphore ou du phosphore associé à du potassium alors que la teneur du sol en potassium diminue légèrement dans le cas d'une fertilisation avec l'azote (ou azote plus phosphore) et elle est égale au témoin dans le traitement avec azote, phosphore et potassium (Schellberg et Kühnbauch, 1994). Cette influence de la fertilisation sur la disponibilité en phosphore du sol est confirmée par ailleurs (Jeangros et Bertola, 1997). Pour les écologues, le ratio entre l'azote et le phosphore disponibles dans le sol est un bon indicateur du degré selon lequel l'azote et le phosphore sont des facteurs limitants de la croissance des végétaux et ils l'utilisent pour la conservation de sites remarquables dont il faut maintenir la faible fertilité du sol (Verhoeven *et al.*, 1996). Les concentrations en éléments nutritifs du sol varient aussi selon les traitements de fertilisation : la teneur en magnésium du sol est fortement augmentée avec l'apport d'azote, de phosphore et de potassium ensemble, mais elle diminue si l'azote est apporté avec seulement du phosphore et elle n'est pas différente avec une fertilisation en azote seul (Schellberg et Kühnbauch, 1994).

Ensuite, le chaulage permet aussi une mobilisation de l'azote du sol (de Montard, 1976). En revanche, si les apports d'azote permettent de mieux mobiliser le potassium, ajouter de la chaux à de l'azote et du potassium diminue la disponibilité du potassium dans le sol (de Montard, 1976).

Le pH peut aussi être modifié en fonction des apports d'engrais. En effet, un sol peut être acidifié par un apport d'engrais azoté mais dans une amplitude variable selon la nature de l'engrais et la quantité apportée. Ainsi, l'acidification d'un sol par les engrais est d'autant plus marquée que l'engrais est épandu en grande quantité. Le sulfate d'ammonium induit une forte acidification, l'urée et l'ammonitrate entraînent une moindre acidification, tandis que le nitrate de calcium a un effet nul sur le pH du sol (Malhi *et al.*, 2000). Un apport de calcium entraîne une augmentation du pH, puisque l'ajout de cations entraîne une basification du sol. Il a été montré qu'un nombre maximum d'espèces dans une prairie non gérée est observé pour des pH entre 6,1 et 6,5, avec une diminution si le pH augmente ou diminue (Grime, 1973). Une relation positive entre richesse spécifique et pH a été observée dans plusieurs sites, notamment dans des sols de sous-bois de pins sylvestres (Pausas et Austin, 2001). Une autre étude montre que la richesse spécifique augmente avec l'augmentation de pH, pâturage et pH étant corrélés positivement (Austrheim *et al.*, 1999). En outre, les variations de pH sont liées à

la gestion, la fertilisation entraînant une baisse de pH (Austrheim *et al.*, 1999). Il est aussi montré que selon la nature des engrais azotés, la profondeur de sol affectée par une modification du pH n'est pas la même, de 10 cm pour l'urée, à 30 cm pour le sulfate d'ammonium (Malhi *et al.*, 2000). Enfin, l'apport d'engrais azoté induit une augmentation des concentrations en fer, aluminium, chlorure de calcium et zinc extractibles, dans les 15 premiers centimètres du sol (Malhi *et al.*, 2000). Dans la couche 15-30 cm, seule une application de sulfate d'ammonium augmente les concentrations en aluminium et fer et les autres éléments restent constants. Au-delà de 30 cm de profondeur, les engrais ne jouent plus d'influence sur la composition chimique du sol (Malhi *et al.*, 2000).

Pour pouvoir dissocier les effets des pratiques agricoles, des effets des conditions météorologiques ou du milieu sur les prairies, un recul expérimental important, tant sur la durée des expériences que sur l'échelle considérée est nécessaire, mais il fait généralement défaut dans les études (Daudon, 1992). **C'est peut-être la raison pour laquelle nous n'avons pas trouvé de modèle qui permette de mesurer l'effet des pratiques agricoles sur l'ensemble des facteurs du milieu.**

Nous allons donc vérifier maintenant que la mise au point d'un tel modèle est possible.

2 Résultats concernant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :

2.1 Jeu de données utilisé :

Le jeu de données sur les pratiques agricoles que nous avons utilisé est celui qui a été présenté dans le chapitre 2. Ses caractéristiques sont rappelées dans l'Encadré 13.

Encadré 13. Rappel sur l'échantillon utilisé pour la modélisation statistique.

L'échantillon utilisé comprend l'information sur les pratiques agricoles de 98 prairies permanentes de la région Lorraine (est de la France). Cet échantillon a été constitué lors de travaux antérieurs, de 1982 à 1984 (Plantureux *et al.*, 1992).

Les variables agronomiques à notre disposition dans l'échantillon et obtenues par enquête et facilement accessibles auprès de l'agriculteur sont :

- le chargement moyen au pâturage (UGBm) ;
- la date (ou la décade correspondante) du premier pâturage (en jours julien) ;
- le nombre de pâtures ;
- la date de première, de deuxième et de troisième coupe (en jours julien) ;
- le nombre de coupes ;
- la fertilisation.

Pour chacune des 98 prairies, au moins une de ces variables agronomiques est connue pour chaque pratique (fertilisation, fauche et pâturage). Il n'a pas été possible d'améliorer la connaissance agronomique de ces prairies en raison de l'ancienneté de l'échantillon.

Nous disposons aussi de la connaissance de l'altitude des prairies permanentes de l'échantillon. Cette donnée non agricole est aisément déterminée à l'aide d'une carte topographique. C'est pourquoi nous l'avons retenue pour nos analyses.

2.2 Méthode d'analyse :

A partir de notre jeu de données, nous avons analysé la relation entre des indices écologiques et les données de pratiques agricoles par régression multiple linéaire, comme dans les chapitres précédents. Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Statbox[®] (Grimmer logiciels, 1997).

Il a été nécessaire de ne choisir que certains indices écologiques prairiaux pour l'analyse. Parmi les indices disponibles, nous avons retenu ceux qui concernent la sensibilité à la lumière, à la fertilité minérale du sol (azote et phosphore) et ceux qui décrivent les perturbations du milieu (résistance aux coupes fréquentes et résistance au piétinement). En effet, ces indices sont liés directement ou indirectement aux pratiques agricoles, comme nous venons de le montrer par un détour bibliographique. Les indices de fertilité sont liés aux apports d'engrais sous forme minérale, ou sous forme organique (engrais organiques ou restitutions des animaux au pâturage). L'indice prairial de sensibilité à la lumière est indirectement lié au mode d'exploitation : le pâturage ou la fauche ouvrent plus ou moins le couvert végétal en fonction de leur intensité. Les indices de perturbation, enfin, sont directement liés au mode d'exploitation : le piétinement est lié au pâturage et la coupe aux effets de la faucheuse ou de la dent des animaux au pâturage.

Concernant les indices de sensibilité au pH du sol et de sensibilité à l'humidité, le lien avec les pratiques agricoles existe en théorie. Nous n'avons cependant pas recherché de

relation entre les pratiques agricoles et ces indices car nous ne disposons pas dans notre échantillon de l'information nécessaire ni sur les amendements calcaires ni sur le drainage des prairies.

Concernant les indices de température et de profondeur racinaire, ils ne sont pas liés aux pratiques agricoles. Aucune relation n'a donc été analysée entre les pratiques et ces indices.

Les analyses ont été conduites pour tout mode d'exploitation confondu, puis pour chaque mode d'exploitation (fauche, pâturage et mixte).

2.3 Résultats des analyses par régression multiple linéaire :

Tous les résultats des analyses sont détaillés en Annexe 2, du Tableau 69 au Tableau 83. nous les décrivons et nous discutons leur pertinence au regard des connaissances agronomiques et écologiques disponibles.

Encadré 14. Liste des variables utilisées dans les modèles décrivant l'effet des pratiques agricoles sur les indices écologiques.

Les variables décrivant les pratiques sont :

- D1C, la date de première coupe (en jours julien) ;
- D1P, la date de premier pâturage (en jours julien) ;
- D2C, la date de la deuxième fauche (en jours julien) ;
- D3C, la date de troisième coupe (en jours julien) ;
- DNP, la date de dernière sortie des animaux (en jours julien) ;
- FK, la fertilisation potassique (en unité de $K \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) ;
- FN, la fertilisation azotée ;
- FP, la fertilisation phosphorique ;
- NC, le nombre de coupes par an ;
- NP, le nombre de pâtures ;
- UGB, le chargement annuel (en $UGB \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).

Nous disposons aussi de l'information sur l'altitude (Alt, en m).

Les indices écologiques sont :

- LU, l'indice prairial de sensibilité à la lumière ;
- N, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée ;
- P, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique ;
- RC, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes ;
- PT, l'indice prairial de résistance au piétinement.

2.3.1 Modèles obtenus tout mode d'exploitation confondu :

Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 16.

Tableau 16. Bilan des relations identifiées entre les indices écologiques et les variables caractérisant les pratiques agricoles pour trois cas : tout mode d'exploitation confondu (t), prairies pâturées (p) et prairies mixtes (m).

Variables des LU pratiques agricoles ^a	Indices écologiques ^{b, c}				
	N	P	RC	PT	
Alt	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) + (***) (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)
D1P	/ (t) + (***) (p) / (m)	/ (t) - (*) (p) - (***) (m)	- (*) (t) + (***) (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)	+ (*) (t) - (***) (p) - (***) (m)
UGB	- (*) (t) - (*) (p) / (m)	+ (***) (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) + (***) (m)	+ (***) (t) + (***) (p) + (***) (m)	+ (*) (t) + (*) (p) / (m)
FN	+ (***) (t) + (***) (p) / (m)	/ (t) + (***) / (m)	+ (***) (t) + (***) / (m)	/ (t) / / (m)	- (*) (t) + (***) / (m)
FP	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) - (*) (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)	- (*) (t) / (p) / (m)	/ (t) - (***) (p) / (m)
FK	- (***) (t) - (***) (p) - (***) (m)	+ (*) (t) / (p) / (m)	- (*) (t) / (p) - (***) (m)	+ (***) (t) + (***) (p) / (m)	+ (***) (t) + (***) (p) / (m)
D1C	- (***) (t) / (p) - (***) (m)	- (***) (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) - (***) (m)	- (*) (t) / (p) / (m)	- (***) (t) / (p) / (m)
D2C	/ (t) / (p) - (***) (m)	- (***) (t) / (p) - (***) (m)	/ (t) / (p) / (m)	- (*) (t) / (p) - (***) (m)	- (***) (t) / (p) - (***) (m)
D3C	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) / (m)	+ (***) (t) / (p) + (***) (m)	/ (t) / (p) / (m)	- (***) (t) / (p) / (m)
DNP	/ (t) / (p) + (***) (m)	/ (t) / (p) / (m)	+ (***) (t) + (*) (p) + (***) (m)	/ (t) / (p) / (m)	/ (t) / (p) - (***) (m)
NP	/ (t) / (p) + (*) (m)	/ (t) - (***) (p) - (***) (m)	- (***) (t) / (p) / (m)	/ (t) - (*) (p) / (m)	/ (t) - (***) (p) - (***) (m)
NC	+ (*) (t) / (p) + (***) (m)	+ (***) (t) / (p) - (***) (m)	- (***) (t) / (p) - (***) (m)	+ (*) (t) / (p) + (***) (m)	+ (***) (t) / (p) + (***) (m)
R ²	0,45 (t) 0,55 (p) 0,70 (m)	0,35 (t) 0,52 (p) 0,53 (m)	0,34 (t) 0,41 (p) 0,66 (m)	0,36 (t) 0,35 (p) 0,44 (m)	0,33 (t) 0,52 (p) 0,33 (m)

a. Alt, l'altitude (en m) ; D1C, la date de première coupe (en jours juliens) ; D1P, la date de premier pâturage (en jours juliens) ; D2C, la date de la deuxième fauche (en jours juliens) ; D3C, la date de troisième coupe (en jours juliens) ; DNP, la date de dernière sortie des animaux (en jours juliens) ; FK, la fertilisation potassique (en unité de K.ha⁻¹.an⁻¹) ; FN, la fertilisation azotée ; FP, la fertilisation phosphorique ; NC, le nombre de coupes par an ; NP, le nombre de pâtures ; UGB, le chargement annuel (en UGB.ha⁻¹.an⁻¹).

b. LU, l'indice prairial de sensibilité à la lumière ; N, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée ; P, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique ; RC, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes ; PT, l'indice prairial de résistance au piétinement.

c. *, relation significative ; **, relation très significative ; ***, relation hautement significative.

Pour cette analyse, nous considérons ensemble les données des prairies de fauche, des prairies pâturées et des prairies mixtes de notre échantillon.

Les résultats de l'analyse par régression multiple portent sur un échantillon de 66 prairies pour lesquelles nous disposons de l'information sur le nombre de coupes, la date de première, deuxième et troisième coupe, le chargement, la date d'entrée et de sortie des animaux au pâturage, le nombre de pâtures et enfin la fertilisation azotée, phosphorique et potassique.

L'indice prairial de sensibilité à la lumière peut être exprimé en fonction des données de pratiques agricoles comme décrit dans l'Équation 22 ($R^2 = 0,45$, $p < 0,001$).

$$\text{Équation 22} \quad LU = 0,038 \cdot NC - 0,00057 \cdot D1C - 0,277 \cdot UGB + 0,001 \cdot FN - 0,0012 \cdot FK + 7,32$$

L'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol est dépendant des variables suivantes ($R^2 = 0,35$, $p < 0,001$) :

$$\text{Équation 23} \quad N = 0,679 \cdot NC - 0,004 \cdot D1C - 0,005 \cdot D2C + 0,153 \cdot UGB + 0,004 \cdot FK + 5,363$$

L'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol peut être exprimé en fonction des pratiques agricoles comme suit ($R^2 = 0,34$, $p < 0,005$) :

$$\text{Équation 24} \quad P = -0,195 \cdot NC - 0,059 \cdot NP - 0,002 \cdot D1P + 0,003 \cdot DNP + 0,006 \cdot FN - 0,002 \cdot FK + 0,003 \cdot D3C + 4,299$$

Les indices écologiques décrivant des perturbations du milieu peuvent aussi être exprimés en fonction des variables caractérisant les pratiques agricoles (Équation 25 pour l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes avec $R^2 = 0,36$ et $p < 0,01$, et Équation 26 pour l'indice prairial de résistance au piétinement avec $R^2 = 0,33$ et $p < 0,005$).

$$\text{Équation 25} \quad RC = 0,347 \cdot NC - 0,003 \cdot D1C + 0,160 \cdot UGB + 0,003 \cdot FK - 0,002 \cdot D2C + 6,788$$

$$\text{Équation 26} \quad PT = 2,0 \cdot NC - 0,014 \cdot D1C + 0,001 \cdot D1P + 0,108 \cdot UGB - 0,002 \cdot FN + 0,003 \cdot FK - 0,012 \cdot D2C - 0,006 \cdot D3C + 6,433$$

2.3.2 Modèles obtenus pour les prairies pâturées :

Un échantillon de 33 prairies a servi de base pour l'analyse par régression multiple de la relation entre chaque indice et les pratiques agricoles rencontrées sur prairies pâturées. Les données agricoles pour lesquelles nous disposons de l'information concernant le chargement,

la date d'entrée et de sortie des animaux au pâturage, le nombre de pâtures et la fertilisation azotée, phosphorique et potassique.

Concernant la mise en relation de l'indice prairial de sensibilité à la lumière avec les pratiques agricoles, on obtient le résultat décrit par l'Équation 27 ($R^2 = 0,55$, $p < 0,001$).

$$\text{Équation 27} \quad LU = 0,003 \cdot D1P - 0,030 \cdot UGB + 0,001 \cdot FN - 0,001 \cdot FK + 6,980$$

Pour la fertilité du sol en fonction des variables caractérisant les pratiques agricoles, on obtient l'Équation 28 dans le cas de la fertilité azotée ($R^2 = 0,52$, $p < 0,001$) et l'Équation 29 dans le cas de la fertilité phosphorique ($R^2 = 0,41$, $p < 0,005$).

$$\text{Équation 28} \quad N = 0,005 \cdot ALT - 0,067 \cdot NP - 0,008 \cdot D1P + 0,009 \cdot FN - 0,006 \cdot FP + 5,620$$

$$\text{Équation 29} \quad P = 0,013 \cdot D1P + 0,003 \cdot DNP + 0,007 \cdot FN + 2,085$$

Enfin, les indices écologiques prairiaux de perturbation (la résistance aux coupes fréquentes et la résistance au piétinement) donnent respectivement l'Équation 30 ($R^2 = 0,35$, $p < 0,005$) et l'Équation 31 ($R^2 = 0,52$, $p < 0,001$) en fonction des pratiques agricoles.

$$\text{Équation 30} \quad RC = -0,041 \cdot NP + 0,110 \cdot UGB - 0,004 \cdot FP + 0,005 \cdot FK + 7,285$$

$$\text{Équation 31} \quad PT = -0,095 \cdot NP - 0,014 \cdot D1P + 0,084 \cdot UGB + 0,007 \cdot FN - 0,008 \cdot FP + 0,006 \cdot FK + 8,651$$

2.3.3 Modèles obtenus pour les prairies mixtes :

Les résultats de l'analyse par régression multiple sont synthétisés dans le Tableau 16. Ils portent sur un échantillon de 27 à 28 prairies pour lesquelles nous disposons de l'information analogue à celle présentée pour l'ensemble des données.

Les résultats de l'analyse pour l'indice prairial de sensibilité à la lumière sont donnés par l'Équation 32 ($R^2 = 0,70$, $p < 0,001$).

$$\text{Équation 32} \quad LU = 0,134 \cdot NC - 0,005 \cdot D1C - 0,001 \cdot D2C + 0,012 \cdot NP + 0,001 \cdot DNP - 0,002 \cdot FK + 7,529$$

La relation pour l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol en fonction des pratiques est donnée par l'Équation 33 ($R^2 = 0,53$, $p < 0,005$).

$$\text{Équation 33} \quad N = 1,264 \cdot NC - 0,009 \cdot D2C - 0,126 \cdot NP - 0,006 \cdot D1P + 6,055$$

Les résultats pour l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol exprimé en fonction des pratiques agricoles sont donnés par l'Équation 34 ($R^2 = 0,65$, $p < 0,01$).

$$\text{Équation 34} \quad P = -0,490 \cdot NC - 0,010 \cdot D1C + 0,008 \cdot DNP + 0,194 \cdot UGB - 0,003 \cdot FK + 0,005 \cdot D3C + 4,187$$

Concernant les indices écologiques décrivant les perturbations par l'homme ou l'animal, ils peuvent être exprimés en fonction des pratiques agricoles comme décrit par l'Équation 35 (résistance aux coupes fréquentes, $R^2 = 0,44$, $p < 0,01$) et l'Équation 36 (résistance au piétinement, $R^2 = 0,33$, $p < 0,01$).

$$\text{Équation 35} \quad RC = 0,682 \cdot NC - 0,004 \cdot D2C + 0,309 \cdot UGB + 5,994$$

$$\text{Équation 36} \quad PT = 0,768 \cdot NC - 0,005 \cdot D2C - 0,167 \cdot NP - 0,006 \cdot D1P - 0,005 \cdot DNP + 9,001$$

2.4 Déduction des modèles de diversité végétale :

Maintenant que nous avons pu exprimer les indices écologiques en fonction des variables caractérisant les pratiques agricoles, il nous est possible de déduire les relations qui expriment la valeur agronomique ou la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles tout en tenant compte des facteurs du milieu. Pour cela il est nécessaire d'injecter les équations obtenues dans le paragraphe précédent (§ 2.3) dans celles que nous avons obtenues dans la première partie du chapitre 3 et qui sont rappelées dans l'Encadré 15.

Encadré 15. Rappel sur les équations mettant en relation la diversité végétale ou la valeur agronomique avec les indices écologiques.

L'analyse de la relation entre les indices écologiques et la diversité végétale et la valeur agronomique a abouti à l'Équation 37 pour la valeur pastorale, l'Équation 38 pour la richesse spécifique et l'Équation 39 pour la valeur patrimoniale des prairies permanentes.

$$\text{Équation 37} \quad V_{\text{past}} = - 3,13 \cdot \text{LU} - 7,11 \cdot \text{H} + 5,89 \cdot \text{N} + 3,30 \cdot \text{PH} + 6,86 \cdot \text{T} + 7,98 \cdot \text{PT} - 19,34$$

$$\text{Équation 38} \quad N_{\text{sp}} = 2,50 \cdot \text{PR} + 3,28 \cdot \text{LU} - 1,15 \cdot \text{H} - 7,03 \cdot \text{N} + 4,90 \cdot \text{PH} + 5,62 \cdot \text{T} - 1,94 \cdot \text{P} - 8,39 \cdot \text{RC} + 5,42 \cdot \text{PT} + 16,68$$

$$\text{Équation 39} \quad V_{\text{Ptm}} = - 0,63 \cdot \text{LU} + 0,38 \cdot \text{H} - 0,70 \cdot \text{N} - 0,28 \cdot \text{T} + 0,08 \cdot \text{P} - 0,06 \cdot \text{PT} - 0,24 \cdot \text{RC} + 12,32.$$

Avec pour chaque équation :

PR, l'indice prairial de sensibilité à la profondeur racinaire ;

LU, l'indice prairial de sensibilité à la lumière ;

H, l'indice prairial de sensibilité à l'humidité ;

N, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée ;

PH, l'indice prairial de sensibilité au pH ;

T, l'indice prairial de sensibilité à la température ;

P, l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique ;

RC, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes ;

PT, l'indice prairial de résistance au piétinement.

Ces équations décrivent la relation entre chaque indice écologique prairial et la diversité végétale. Nous pouvons déduire différents modèles explicatifs selon les modes d'exploitation en les intégrant dans les équations obtenues dans cette seconde partie du chapitre 3 qui relient les indices écologiques prairiaux aux pratiques.

Quel que soit le mode d'exploitation, le modèle est décrit par l'Équation 40 pour la valeur pastorale, l'Équation 41 pour la richesse spécifique et l'Équation 42 pour la valeur patrimoniale. Les équations intègrent les valeurs du Tableau 69 jusqu'au Tableau 73.

$$\text{Équation 40} \quad V_{\text{past}} = - 3,13 \cdot (0,038 \cdot \text{NC} - 0,00057 \cdot \text{D1C} - 0,277 \cdot \text{UGB} + 0,001 \cdot \text{FN} - 0,0012 \cdot \text{FK} + 7,32) - 7,11 \cdot \text{H} + 5,89 \cdot (0,679 \cdot \text{NC} - 0,004 \cdot \text{D1C} - 0,005 \cdot \text{D2C} + 0,153 \cdot$$

$$\mathbf{UGB} + 0,004 \cdot \mathbf{FK} + 5,363) + 3,30 \cdot \mathbf{PH} + 6,86 \cdot \mathbf{T} + 7,98 \cdot (2,0 \cdot \mathbf{NC} - 0,014 \cdot \mathbf{D1C} + 0,001 \cdot \mathbf{D1P} + 0,108 \cdot \mathbf{UGB} - 0,002 \cdot \mathbf{FN} + 0,003 \cdot \mathbf{FK} - 0,012 \cdot \mathbf{D2C} - 0,006 \cdot \mathbf{D3C} + 6,433) - 19,34$$

$$\begin{aligned} \text{Équation 41} \quad N_{sp} = & 2,50 \cdot \mathbf{PR} + 3,28 \cdot (0,038 \cdot \mathbf{NC} - 0,00057 \cdot \mathbf{D1C} - 0,277 \cdot \mathbf{UGB} + \\ & 0,001 \cdot \mathbf{FN} - 0,0012 \cdot \mathbf{FK} + 7,32) - 1,15 \cdot \mathbf{H} - 7,03 \cdot (0,679 \cdot \mathbf{NC} - 0,004 \cdot \mathbf{D1C} - 0,005 \cdot \mathbf{D2C} + \\ & 0,153 \cdot \mathbf{UGB} + 0,004 \cdot \mathbf{FK} + 5,363) + 4,90 \cdot \mathbf{PH} + 5,62 \cdot \mathbf{T} - 1,94 \cdot (-0,195 \cdot \mathbf{NC} - 0,059 \cdot \mathbf{NP} - \\ & 0,002 \cdot \mathbf{D1P} + 0,003 \cdot \mathbf{DNP} + 0,006 \cdot \mathbf{FN} - 0,002 \cdot \mathbf{FK} + 0,003 \cdot \mathbf{D3C} + 4,299) - 8,39 \cdot (0,347 \cdot \\ & \mathbf{NC} - 0,003 \cdot \mathbf{D1C} + 0,160 \cdot \mathbf{UGB} + 0,003 \cdot \mathbf{FK} - 0,002 \cdot \mathbf{D2C} + 6,788) + 5,42 \cdot (2,0 \cdot \mathbf{NC} - 0,014 \\ & \cdot \mathbf{D1C} + 0,001 \cdot \mathbf{D1P} + 0,108 \cdot \mathbf{UGB} - 0,002 \cdot \mathbf{FN} + 0,003 \cdot \mathbf{FK} - 0,012 \cdot \mathbf{D2C} - 0,006 \cdot \mathbf{D3C} + \\ & 6,433) + 16,68 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Équation 42} \quad V_{Ptm} = & - 0,63 \cdot (0,038 \cdot \mathbf{NC} - 0,00057 \cdot \mathbf{D1C} - 0,277 \cdot \mathbf{UGB} + 0,001 \cdot \mathbf{FN} \\ & - 0,0012 \cdot \mathbf{FK} + 7,32) + 0,38 \cdot \mathbf{H} - 0,70 \cdot (0,679 \cdot \mathbf{NC} - 0,004 \cdot \mathbf{D1C} - 0,005 \cdot \mathbf{D2C} + 0,153 \cdot \\ & \mathbf{UGB} + 0,004 \cdot \mathbf{FK} + 5,363) - 0,28 \cdot \mathbf{T} + 0,08 \cdot (-0,195 \cdot \mathbf{NC} - 0,059 \cdot \mathbf{NP} - 0,002 \cdot \mathbf{D1P} + 0,003 \\ & \cdot \mathbf{DNP} + 0,006 \cdot \mathbf{FN} - 0,002 \cdot \mathbf{FK} + 0,003 \cdot \mathbf{D3C} + 4,299) - 0,06 \cdot (2,0 \cdot \mathbf{NC} - 0,014 \cdot \mathbf{D1C} + \\ & 0,001 \cdot \mathbf{D1P} + 0,108 \cdot \mathbf{UGB} - 0,002 \cdot \mathbf{FN} + 0,003 \cdot \mathbf{FK} - 0,012 \cdot \mathbf{D2C} - 0,006 \cdot \mathbf{D3C} + 6,433) - \\ & 0,24 \cdot (0,347 \cdot \mathbf{NC} - 0,003 \cdot \mathbf{D1C} + 0,160 \cdot \mathbf{UGB} + 0,003 \cdot \mathbf{FK} - 0,002 \cdot \mathbf{D2C} + 6,788) + 12,32. \end{aligned}$$

Concernant les prairies uniquement pâturées, le modèle déduit des analyses statistiques est donné par l'Équation 43 pour la valeur pastorale, l'Équation 44 pour la richesse spécifique et l'Équation 45 pour la valeur patrimoniale. Les équations intègrent les valeurs du Tableau 74 jusqu'au Tableau 78.

$$\begin{aligned} \text{Équation 43} \quad V_{past} = & - 3,13 \cdot (0,003 \cdot \mathbf{D1P} - 0,030 \cdot \mathbf{UGB} + 0,001 \cdot \mathbf{FN} - 0,001 \cdot \mathbf{FK} + \\ & 6,980) - 7,11 \cdot \mathbf{H} + 5,89 \cdot (0,005 \cdot \mathbf{ALT} - 0,067 \cdot \mathbf{NP} - 0,008 \cdot \mathbf{D1P} + 0,009 \cdot \mathbf{FN} - 0,006 \cdot \mathbf{FP} + \\ & 5,620) + 3,30 \cdot \mathbf{PH} + 6,86 \cdot \mathbf{T} + 7,98 \cdot (-0,095 \cdot \mathbf{NP} - 0,014 \cdot \mathbf{D1P} + 0,084 \cdot \mathbf{UGB} + 0,007 \cdot \mathbf{FN} \\ & - 0,008 \cdot \mathbf{FP} + 0,006 \cdot \mathbf{FK} + 8,651) - 19,34 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Équation 44} \quad N_{sp} = & 2,50 \cdot \mathbf{PR} + 3,28 \cdot (0,003 \cdot \mathbf{D1P} - 0,030 \cdot \mathbf{UGB} + 0,001 \cdot \mathbf{FN} - \\ & 0,001 \cdot \mathbf{FK} + 6,980) - 1,15 \cdot \mathbf{H} - 7,03 \cdot (0,005 \cdot \mathbf{ALT} - 0,067 \cdot \mathbf{NP} - 0,008 \cdot \mathbf{D1P} + 0,009 \cdot \mathbf{FN} - \\ & 0,006 \cdot \mathbf{FP} + 5,620) + 4,90 \cdot \mathbf{PH} + 5,62 \cdot \mathbf{T} - 1,94 \cdot (0,013 \cdot \mathbf{D1P} + 0,003 \cdot \mathbf{DNP} + 0,007 \cdot \mathbf{FN} \\ & + 2,085) - 8,39 \cdot (-0,041 \cdot \mathbf{NP} + 0,110 \cdot \mathbf{UGB} - 0,004 \cdot \mathbf{FP} + 0,005 \cdot \mathbf{FK} + 7,285) + 5,42 \cdot (- \\ & 0,095 \cdot \mathbf{NP} - 0,014 \cdot \mathbf{D1P} + 0,084 \cdot \mathbf{UGB} + 0,007 \cdot \mathbf{FN} - 0,008 \cdot \mathbf{FP} + 0,006 \cdot \mathbf{FK} + 8,651) + \\ & 16,68 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Équation 45} \quad V_{Ptm} = & - 0,63 \cdot (0,003 \cdot \mathbf{D1P} - 0,030 \cdot \mathbf{UGB} + 0,001 \cdot \mathbf{FN} - 0,001 \cdot \mathbf{FK} + \\ & 6,980) + 0,38 \cdot \mathbf{H} - 0,70 \cdot (0,005 \cdot \mathbf{ALT} - 0,067 \cdot \mathbf{NP} - 0,008 \cdot \mathbf{D1P} + 0,009 \cdot \mathbf{FN} - 0,006 \cdot \mathbf{FP} + \\ & 5,620) - 0,28 \cdot \mathbf{T} + 0,08 \cdot (P = 0,013 \cdot \mathbf{D1P} + 0,003 \cdot \mathbf{DNP} + 0,007 \cdot \mathbf{FN} + 2,085) - 0,06 \cdot (- \\ & 0,095 \cdot \mathbf{NP} - 0,014 \cdot \mathbf{D1P} + 0,084 \cdot \mathbf{UGB} + 0,007 \cdot \mathbf{FN} - 0,008 \cdot \mathbf{FP} + 0,006 \cdot \mathbf{FK} + 8,651) - \\ & 0,24 \cdot (-0,041 \cdot \mathbf{NP} + 0,110 \cdot \mathbf{UGB} - 0,004 \cdot \mathbf{FP} + 0,005 \cdot \mathbf{FK} + 7,285) + 12,32. \end{aligned}$$

Enfin, la relation entre la diversité végétale des prairies mixtes et les pratiques agricoles est donnée par le modèle défini par l'Équation 46 pour la valeur pastorale, l'Équation 47 pour

la richesse spécifique et l'Équation 48 pour la valeur patrimoniale. Les équations intègrent les valeurs du Tableau 79 jusqu'au Tableau 83.

$$\text{Équation 46} \quad \text{VPast} = - 3,13 \cdot (0,134 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D1C} - 0,001 \cdot \text{D2C} + 0,012 \cdot \text{NP} + 0,001 \cdot \text{DNP} - 0,002 \cdot \text{FK} + 7,529) - 7,11 \cdot \text{H} + 5,89 \cdot (1,264 \cdot \text{NC} - 0,009 \cdot \text{D2C} - 0,126 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} + 6,055) + 3,30 \cdot \text{PH} + 6,86 \cdot \text{T} + 7,98 \cdot (0,768 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D2C} - 0,167 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} - 0,005 \cdot \text{DNP} + 9,001) - 19,34$$

$$\text{Équation 47} \quad \text{Nsp} = 2,50 \cdot \text{PR} + 3,28 \cdot (0,134 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D1C} - 0,001 \cdot \text{D2C} + 0,012 \cdot \text{NP} + 0,001 \cdot \text{DNP} - 0,002 \cdot \text{FK} + 7,529) - 1,15 \cdot \text{H} - 7,03 \cdot (1,264 \cdot \text{NC} - 0,009 \cdot \text{D2C} - 0,126 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} + 6,055) + 4,90 \cdot \text{PH} + 5,62 \cdot \text{T} - 1,94 \cdot (-0,490 \cdot \text{NC} - 0,010 \cdot \text{D1C} + 0,008 \cdot \text{DNP} + 0,194 \cdot \text{UGB} - 0,003 \cdot \text{FK} + 0,005 \cdot \text{D3C} + 4,187) - 8,39 \cdot (0,682 \cdot \text{NC} - 0,004 \cdot \text{D2C} + 0,309 \cdot \text{UGB} + 5,994) + 5,42 \cdot (0,768 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D2C} - 0,167 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} - 0,005 \cdot \text{DNP} + 9,001) + 16,68$$

$$\text{Équation 48.} \quad \text{VPtm} = - 0,63 \cdot (0,134 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D1C} - 0,001 \cdot \text{D2C} + 0,012 \cdot \text{NP} + 0,001 \cdot \text{DNP} - 0,002 \cdot \text{FK} + 7,529) + 0,38 \cdot \text{H} - 0,70 \cdot (1,264 \cdot \text{NC} - 0,009 \cdot \text{D2C} - 0,126 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} + 6,055) - 0,28 \cdot \text{T} + 0,08 \cdot (-0,490 \cdot \text{NC} - 0,010 \cdot \text{D1C} + 0,008 \cdot \text{DNP} + 0,194 \cdot \text{UGB} - 0,003 \cdot \text{FK} + 0,005 \cdot \text{D3C} + 4,187) - 0,06 \cdot (0,768 \cdot \text{NC} - 0,005 \cdot \text{D2C} - 0,167 \cdot \text{NP} - 0,006 \cdot \text{D1P} - 0,005 \cdot \text{DNP} + 9,001) - 0,24 \cdot (0,682 \cdot \text{NC} - 0,004 \cdot \text{D2C} + 0,309 \cdot \text{UGB} + 5,994) + 12,32.$$

On notera que dans tous les cas pour les équations :

Si $\text{VPast} > 100$, alors $\text{VPast} = 100$ et si $\text{VPast} < 0$, alors $\text{VPast} = 0$

Si $\text{Nsp} > 90$, alors $\text{Nsp} = 90$ et si $\text{Nsp} < 0$, alors $\text{Nsp} = 0$

Si $\text{VPtm} > 13$, alors $\text{VPtm} = 13$ et si $\text{VPtm} < 0$, $\text{VPtm} = 0$.

3 Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :

Nous analysons la sensibilité des modèles tout mode d'exploitation confondu (prairies fauchées, plus prairies pâturées, plus prairies mixtes), puis en séparant les prairies pâturées et les prairies mixtes. Nous testons pour chaque cas, l'effet des variables d'entrée sur la diversité végétale et la valeur agronomique, comme déjà expliqué dans le chapitre 2 et rappelé dans l'Encadré 16.

Les modèles que nous testons prennent en compte directement certains indices écologiques, à savoir l'indice prairial de sensibilité à l'humidité du sol, l'indice prairial de sensibilité au pH du sol, l'indice prairial de sensibilité à la température et la profondeur d'enracinement. Ces indices étant exprimés de 1 à 10 (0 étant pour les espèces indifférentes selon Plantureux, 1996a), pour les tests, nous avons considéré la référence à 5 et les variables minimales et maximales à respectivement 1 et 10.

Encadré 16. Rappel sur les tests de sensibilité des modèles.

Les tests de sensibilité sur les modèles permettent de vérifier le poids relatif de chaque variable d'un modèle sur le résultat final du modèle. Dans notre cas, il s'agit de vérifier dans quelle mesure chacune des pratiques agricoles influence la valeur pastorale finale, le nombre d'espèces final, et la valeur patrimoniale finale donnés par les modèles mis au point. L'intérêt d'un tel test est de permettre d'identifier le niveau de précision nécessaire pour renseigner les variables d'entrée du modèle.

Pour réaliser ces tests, nous avons retenu deux scénarios, l'un se rapportant à des pratiques agricoles intensives en intrants et en chargement animal et l'autre se rapportant à des pratiques extensives (peu d'intrants, faible chargement). Les scénarios sont décrits dans le Tableau 4. Les valeurs retenues pour les scénarios correspondent à l'exploitation théorique d'une prairie permanente. Dans le cas de la fauche, l'absence de modèle concluant ne nous permet pas de faire de tests de sensibilité.

Tous les résultats sont synthétisés dans le Tableau 17.

Tableau 17. Résultats des tests de sensibilité du modèle Mostat 2. Les valeurs prises par les variables correspondent à la limite de validité du modèle (Tableau 4). Les symboles sont interprétés à partir du Tableau 5, page 89.

Variables agronomiques	Tout mode d'exploitation confondu						Prairies mixtes						Prairies pâturées					
	intensif		extensif		intensif		extensif		intensif		extensif		intensif		extensif			
	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm	Vpast	Nsp	VPtm
Alt, l'altitude (en m)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	+	--	---	+	--	--
NC, le nombre de coupes par an	++	+	---	+++	+	--	++	---	---	++	---	---	/	/	/	/	/	/
D1C, la date de première coupe (en jours juliens)	-	=	+	-	=	+	=	=	+	=	=	=	/	/	/	/	/	/
D2C, la date de la deuxième fauche (en jours juliens)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
D3C, la date de troisième coupe (en jours juliens)	/	/	-	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
FK, la fertilisation potassique (en unité de K.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	=	-	=	=	=	=	=	=	=	=	/	=	=	=	=	/	/	/
D1P, la date de premier pâturage (en jours juliens)	=	=	=	=	=	=	-	=	++	=	=	+	-	=	+	-	=	+
UGB, le chargement annuel (en UGB.ha ⁻¹ .an ⁻¹).	=	-	/	=	=	=	/	--	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
DNP, la date de dernière sortie des animaux (en jours juliens)	/	/	=	/	/	/	=	--	=	=	-	=	=	=	=	/	=	=
FN, la fertilisation azotée	=	=	/	=	=	=	/	/	/	/	/	/	+	-	--	/	/	/
FP, la fertilisation phosphorique	/	/	=	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-	=	+	/	/	/
NP, le nombre de pâtures	/	=	+++	/	=	=	-	=	++	--	/	++	-	=	+	=	=	=
Variables écologiques (indices)																		
H, indice prairial de sensibilité à la lumière	---	--	/	---	--	+++	---	---	+++	---	--	+++	---	+	+++	---	+	+++
EC, indice prairial de sensibilité au pH		+++	---	++	+++	/	++	+++	/	++	+++	/	++	+++	/	++	+++	/
T, indice prairial de sensibilité à la température	+++	/	+++	+++	---	+++	+++	---	+++	+++	---	+++	+++	---	+++	+++	---	---
PR, indice de profondeur racinaire	+++	/	/	+++	/	/	+++	/	/	+++	/	/	+++	/	/	+++	/	/

3.1 Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu :

Concernant **la valeur pastorale**, 2 variables agronomiques exercent un rôle sur le résultat final du modèle :

- le nombre de coupes sur l'année : lorsqu'il augmente, la valeur pastorale augmente pour les deux scénarios, avec un effet plus fort pour le scénario extensif ;
- la date de première coupe : une diminution de cette date (c'est-à-dire que la première fauche est plus précoce) entraîne une augmentation de la valeur pastorale en scénario intensif ; en scénario extensif aucun effet de cette date n'est remarqué.

L'influence de 3 indices écologiques est forte sur la valeur pastorale prédite :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence fortement le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, la valeur pastorale prédite diminue fortement pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte augmentation de la valeur pastorale pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité au pH du sol : il influence nettement, mais plus faiblement que les deux autres indices, la valeur pastorale ; elle augmente quand il augmente pour les deux scénarios.

Concernant **le nombre d'espèces**, seul le nombre de coupes est une variable agronomique qui joue un rôle sur le nombre d'espèces prédit. Quand ce nombre augmente, le nombre d'espèces augmente un peu. En revanche, 4 indices écologiques jouent une forte influence sur le nombre d'espèces prédit :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence nettement le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, le nombre d'espèces végétales prédit diminue nettement pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte augmentation du nombre d'espèces végétales pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité au pH : il influence fortement le nombre d'espèces présentes qui augmente quand il augmente pour les deux scénarios ;
- l'indice de profondeur racinaire : son augmentation entraîne une forte augmentation de la valeur pastorale pour les deux scénarios.

Enfin, concernant **la valeur patrimoniale**, elle est influencée par les mêmes variables que la valeur pastorale, sauf l'indice prairial de sensibilité au pH qui n'a pas d'influence sur elle. En revanche, les effets de ces variables sont exactement opposés à ceux observés pour la valeur pastorale.

3.2 Cas du modèle pour les prairies pâturées :

La valeur pastorale est influencée par 4 variables agronomiques du modèle :

- la date de premier pâturage : lorsque la mise au pâturage est avancée, la valeur pastorale augmente pour les deux scénarios considérés ;
- le nombre de pâtures : plus ce nombre augmente, plus la valeur pastorale prédite diminue en scénario intensif ; pour l'autre scénario, aucun effet n'est observé ;
- la fertilisation azotée : un apport d'engrais tend à augmenter la valeur pastorale prédite en scénario intensif ; aucun effet n'est noté en scénario extensif ;
- la fertilisation phosphorique : un apport d'engrais phosphorique tend à diminuer la valeur pastorale prédite en scénario intensif ; aucun effet n'est noté en scénario extensif.

L'influence de 3 indices écologiques est forte sur la valeur pastorale prédite :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence fortement le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, la valeur pastorale prédite diminue fortement pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une nette augmentation de la valeur pastorale pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité au pH : il influence nettement, la valeur pastorale ; elle augmente quand il augmente pour les deux scénarios ;

Enfin, l'altitude influence positivement la valeur pastorale prédite.

Concernant **le nombre d'espèces**, seule la fertilisation azotée l'influence et uniquement pour le scénario intensif. Lorsque l'apport d'azote augmente, le nombre d'espèces diminue.

En revanche, 4 indices écologiques jouent une forte influence sur le nombre d'espèces prédit :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence un peu le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, le nombre d'espèces végétales prédit augmente pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte augmentation du nombre d'espèces végétales pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité au pH du sol : il influence fortement le nombre d'espèces présentes qui augmente quand il augmente pour les deux scénarios ;
- l'indice de profondeur racinaire : son augmentation entraîne une forte augmentation du nombre d'espèces pour les deux scénarios.

Lorsque l'altitude augmente, le nombre d'espèces diminue nettement pour les deux scénarios.

Enfin, comme dans le cas précédent (tout mode d'exploitation confondu), **la valeur patrimoniale** est influencée par les mêmes variables que la valeur pastorale, sauf l'indice prairial de sensibilité au pH qui n'a pas d'influence sur elle. En revanche, les effets de ces variables sont opposés à ceux observés pour la valeur pastorale. Quant à l'altitude, son

augmentation entraîne une diminution forte de la valeur patrimoniale en scénario intensif et un peu plus faible en scénario extensif.

3.3 Cas du modèle pour les prairies mixtes :

La valeur pastorale est influencée par 3 variables agronomiques du modèle :

- le nombre de coupes sur l'année : lorsqu'il augmente, la valeur pastorale augmente nettement pour les deux scénarios ;
- la date de premier pâturage : lorsque la mise au pâturage est avancée, la valeur pastorale augmente pour le scénario intensif ; pour le scénario extensif, elle ne joue pas de rôle ;
- le nombre de pâtures : quand ce nombre augmente, la valeur pastorale prédite augmente un peu en scénario intensif et plus nettement pour l'autre scénario.

L'influence de 3 indices écologiques est forte sur la valeur pastorale prédite :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence fortement le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, la valeur pastorale prédite diminue fortement pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte augmentation de la valeur pastorale pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité au pH : il influence nettement, la valeur pastorale ; elle augmente quand il augmente pour les deux scénarios.

Concernant **le nombre d'espèces**, il est influencé par 3 variables agronomiques :

- le nombre de coupes sur l'année : lorsqu'il augmente, le nombre d'espèces diminue fortement pour les deux scénarios ;
- le chargement : son augmentation entraîne une nette diminution du nombre d'espèces en scénario intensif ; aucun effet n'est noté en scénario extensif ;
- la date de sortie des animaux à l'automne : lorsque la sortie des animaux du pâturage est repoussée, le nombre d'espèces diminue nettement en scénario intensif et dans une moindre mesure en scénario extensif ;

En revanche, 4 indices écologiques jouent une forte influence sur le nombre d'espèces prédit :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence un peu le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, le nombre d'espèces végétales prédit diminue fortement en scénario intensif et dans une moindre mesure en scénario extensif ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte augmentation du nombre d'espèces végétales pour les deux scénarios ;

- l'indice prairial de sensibilité au pH : il influence fortement le nombre d'espèces présentes qui augmente quand il augmente, pour les deux scénarios ;
- l'indice de profondeur racinaire : son augmentation entraîne une forte augmentation du nombre d'espèces pour les deux scénarios.

Enfin, **la valeur patrimoniale** est influencée par 4 variables agronomiques :

- le nombre de coupes sur l'année : lorsqu'il augmente, la valeur patrimoniale diminue fortement pour les deux scénarios ;
- la date de première coupe : lorsque cette date est avancée, la valeur patrimoniale augmente pour le scénario intensif ; pour le scénario extensif, elle ne joue pas de rôle ;
- la date de premier pâturage : lorsque la mise au pâturage est avancée, la valeur pastorale nettement pour le scénario intensif et dans une moindre mesure pour le scénario extensif ;
- le nombre de pâtures : plus ce nombre augmente, plus la valeur patrimoniale prédite diminue nettement pour les deux scénarios.

L'influence de 3 indices écologiques est forte sur la valeur patrimoniale prédite :

- l'indice prairial de sensibilité à l'humidité : il influence fortement le résultat du modèle ; lorsque l'indice augmente, la valeur patrimoniale prédite augmente fortement pour les deux scénarios ;
- l'indice prairial de sensibilité à la température : son augmentation entraîne une forte diminution de la valeur patrimoniale pour les deux scénarios.

Encadré 17. Bilan des données à collecter lors des enquêtes de terrain pour renseigner les modèles tenant compte des facteurs du milieu.

Afin d'utiliser les modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique en fonction des pratiques agricoles et en tenant compte des facteurs du milieu, il est nécessaire de collecter avec précision les variables agronomiques suivantes :

- le nombre de coupes sur l'année ;
- la date de première mise au pâturage ;
- la date de dernière sortie des animaux du pâturage ;
- le chargement ;
- le nombre de fois où les animaux sont amenés au pâturage ;
- la fertilisation azotée.

Moins de précision est requise pour les variables agronomiques suivantes :

- la date de première coupe ;
- la fertilisation potassique.

Pour renseigner les modèles, il est nécessaire de connaître aussi l'altitude avec précision.

Les indices prairiaux de sensibilité à l'humidité, au pH et à la température, ainsi que l'indice de profondeur racinaire doivent aussi être renseignés avec précision. Ils ne peuvent cependant pas être obtenus par enquête auprès des agriculteurs. Ils nécessitent de faire des relevés floristiques.

4 Discussion sur les modèles statistiques proposés :

4.1 *Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus :*

4.1.1 Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :

Une synthèse des résultats de ces modèles est donnée dans le Tableau 16.

4.1.1.1 *Modèles pour tout mode d'exploitation confondu :*

Concernant **les modèles prenant en compte tous les modes d'exploitation confondus**, on constate que l'indice prairial de sensibilité à la lumière tend à augmenter avec l'augmentation du nombre de coupes et de la fertilisation azotée et à diminuer avec une augmentation de la date de première coupe, du chargement et/ou de la fertilisation potassique. Concernant la fauche, ces résultats ne sont pas contradictoires avec la logique agronomique. En effet, l'augmentation du nombre de coupes, souvent associée à une augmentation de la

fertilisation azotée, traduit une intensification de la conduite de la prairie qui conduit à une coupe fréquente du couvert, ce qui favorise *in fine*, les espèces héliophiles. En revanche, concernant le pâturage, augmenter le chargement devrait favoriser davantage les espèces tolérantes à la lumière, puisque le couvert est généralement plus ras en condition de fort pâturage.

L'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée augmente avec le nombre de coupes, le chargement et la fertilisation potassique et il diminue avec les dates de première et de deuxième coupe. Ces résultats sont intéressants dans la mesure où ils sont en accord avec l'observation selon laquelle l'intensification des prairies (traduite par une augmentation du chargement ou du nombre de coupes, ou une date de fauche précoce) entraîne une augmentation de la fertilité des sols, donc la sélection d'espèces ayant un indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée élevé. Cet indice n'est pas corrélé directement avec la fertilisation azotée, ce qui peut s'expliquer par le rôle prédominant de la minéralisation dans la fourniture d'azote pour les végétaux (Farruggia *et al.*, 2000).

Les résultats pour l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol sont difficiles à interpréter sur un plan agronomique ou écologique, d'autant plus que la fertilisation phosphorique ne semble pas corrélée avec cet indice. Les espèces favorisées par une fertilité élevée tendent à disparaître des prairies dont le nombre de coupes et de pâtures, la date de premier pâturage et la fertilisation potassique diminuent. Elles sont en revanche favorisées par une date tardive de sortie des animaux à l'automne et/ou de troisième coupe, ainsi qu'une fertilisation azotée augmentée.

L'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes augmente avec une intensification de l'exploitation des prairies puisqu'il augmente avec le nombre de coupes, le chargement et la fertilisation potassique et il diminue avec les dates de première et de deuxième coupe, c'est-à-dire quand l'exploitation est plus tardive, donc moins intensive. Ce résultat est en accord avec la logique agronomique selon laquelle une intensification favorise des espèces résistantes à la coupe. **Notons cependant que la corrélation avec le chargement tend à montrer que cet indice est valable pour la coupe par les dents de l'animal et pas seulement pour la coupe par la fauche.**

Concernant l'indice prairial de résistance au piétinement, il diminue avec les dates de première, de deuxième et de troisième coupe, ainsi qu'avec la fertilisation azotée et il tend à augmenter avec le nombre de coupes, la date de premier pâturage, le chargement et la fertilisation potassique. Cet indice est donc lié lui aussi à l'intensification des prairies, mais sa corrélation positive avec des données concernant une intensification de la fauche rend les résultats difficilement interprétables sur un plan agronomique.

4.1.1.2 Modèles pour les prairies pâturées :

Concernant **les modèles prenant en compte les prairies pâturées**, l'indice écologique de sensibilité à la lumière augmente avec l'augmentation de la date de premier pâturage et la fertilisation azotée et il diminue avec le chargement et la fertilisation potassique. Une intensification du pâturage tendrait donc à favoriser à l'échelle des prairies les espèces moins tolérantes à la lumière, comme ce que nous avons noté précédemment avec l'ensemble des données. Ce résultat du modèle est étonnant car le pâturage ouvre le tapis végétal.

Nous avons dû considérer l'altitude comme variable explicative de la variation de l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol afin de pouvoir observer une corrélation significative (Tableau 16). En effet, l'altitude est un facteur qui agit sur la

minéralisation nette dans les sols prairiaux (de Montard, 1987). Cette variable, testée dans les autres cas ne s'est pas révélée explicative. L'indice tend à augmenter avec l'altitude et avec la fertilisation azotée et à diminuer avec le nombre de pâtures, la date de premier pâturage et la fertilisation phosphorique. Comme précédemment, la relation obtenue pour l'indice prairial de sensibilité à la fertilité phosphorique est difficile à interpréter au regard des connaissances agronomiques et écologiques.

Concernant l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes, il tend à diminuer avec le nombre de pâtures et la fertilisation phosphorique. L'indice augmente significativement avec le chargement et la fertilisation potassique. On notera que l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes est mieux corrélé aux données se rapportant au pâturage qu'aux données agronomiques caractérisant la fauche. Cela signifie que cet indice écologique intègre l'effet de la coupe par la dent de l'animal. Il n'est donc pas spécifiquement adapté à des modèles pour les prairies de fauche, mais aussi pour des prairies mixtes et des prairies pâturées.

Enfin, l'indice prairial de résistance au piétinement est corrélé négativement avec la fertilisation phosphorique, le nombre de pâtures et la date de premier pâturage. Il est corrélé positivement avec la fertilisation azotée et potassique et le chargement.

4.1.1.3 Modèles pour les prairies mixtes :

Concernant **les modèles mis au point pour les prairies mixtes**, les résultats sont assez proches de ceux observés pour tout mode d'exploitation confondu. Ainsi, l'indice prairial de sensibilité à la lumière tend à augmenter avec l'augmentation du nombre de coupes, mais aussi le nombre de pâtures et la date de sortie des animaux à l'automne. Il diminue avec l'augmentation de la date de première coupe mais aussi de deuxième coupe et la fertilisation potassique. L'indice n'est plus corrélé à la fertilisation azotée ni au chargement. Sur un plan agronomique, les résultats apparaissent donc plus logiques que pour l'ensemble des données : l'intensification de la fauche et du pâturage entraînent une augmentation du nombre d'espèces héliophiles.

Concernant l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol, comme précédemment pour les autres types de prairies, il augmente avec le nombre de coupes, mais il n'est plus corrélé au chargement ni à la fertilisation potassique, ni à la date de première coupe. Il diminue avec la date de deuxième coupe et de premier pâturage, ainsi qu'avec le nombre de pâtures. Ces résultats traduisent, dans une moindre mesure cependant qu'avec l'ensemble des données, que l'intensification des prairies entraîne la sélection d'espèces ayant un indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée élevé.

Les résultats montrent que les espèces favorisées par une fertilité élevée tendent à disparaître des prairies dont le nombre de coupes, la date de première coupe et la fertilisation potassique diminuent. Elles sont en revanche favorisées par une date tardive de sortie des animaux à l'automne et/ou de troisième coupe, ainsi qu'un chargement plus élevé. Il n'est donc pas possible de lier les variations de cet indice avec l'intensité du mode d'exploitation.

On constate enfin que l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes augmente avec le nombre de coupes et le chargement et il diminue avec la date de deuxième coupe. Ces résultats vont dans le sens de ceux obtenus pour tout mode d'exploitation confondu : une intensification tend favoriser des espèces résistantes à la coupe. Concernant l'indice prairial de résistance au piétinement, il diminue avec la date de deuxième coupe, le nombre de pâtures, la date de premier pâturage et la date de sortie des animaux à l'automne. Il augmente

en revanche avec le nombre de coupes, ce qui est difficilement explicable sur le plan agronomique.

4.1.2 Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :

Nous discutons de la pertinence agronomique et écologique de ces modèles à partir des résultats des tests de sensibilité.

4.1.2.1 *Pertinence dans la prédiction de la valeur pastorale :*

Les tests de sensibilité nous montrent que la valeur pastorale est influencée par la température et le pH du sol. Quel que soit le mode d'exploitation considéré, les modèles tendent à montrer que la valeur pastorale est meilleure pour des sols peu acides et à des températures élevées. On peut effectivement s'attendre à ce que les espèces productives se trouvent dans des prairies de faible altitude au sol neutre à légèrement alcalin.

En étudiant l'effet des variables agronomiques sur la valeur pastorale prédite par le modèle, on constate que lorsque l'exploitation est intensifiée, la valeur pastorale augmente. Une augmentation du nombre de coupes, ou de la fertilisation azotée, de même que des dates de fauche ou de mise au pâturage précoces, ou des sorties des animaux tardives sont autant d'indicateurs d'une forte intensité de l'exploitation des prairies. Or, une intensification des pratiques agricoles ne peut se faire que sur des prairies productives ou dont on désire augmenter le potentiel de production, c'est-à-dire des prairies à bonne valeur pastorale.

Il est à noter cependant que certaines pratiques, connues pour jouer un rôle sur la valeur pastorale, n'ont pas d'influence dans le cadre de notre modèle. Il s'agit du chargement et de la fertilisation (azotée ou phosphorique) dans les prairies mixtes. Face au chargement, le nombre de pâtures exerce une influence sur les sorties du modèle alors qu'il n'est pas un bon indicateur de l'intensité de l'exploitation des prairies. En effet, des prairies peuvent être exploitées de manière extensive ou intensive en laissant les animaux au pâturage toute l'année (le nombre de pâtures est alors de 1). C'est la durée du pâturage associée au nombre de bêtes qui est davantage déterminante.

La fertilisation potassique n'a pas d'influence sur la prédiction de la valeur pastorale, quel que soit le mode d'exploitation considéré. Cette absence de réponse du modèle est certainement liée au fait que nous n'avons pas pris en compte la fertilité potassique du sol comme facteur du milieu, en raison de l'absence d'indice écologique s'y rapportant. Une autre raison peut venir de la nature de notre échantillon : les modèles sont mis au point à partir des données agricoles de la Lorraine. Les sols ont donc bénéficié d'une fertilisation particulière, déficitaire en azote et en potassium. Ce déficit a été ensuite peu à peu comblé par les agriculteurs (S. Plantureux, comm. pers.). Par ailleurs, les sols lorrains et en particulier ceux de notre échantillon, sont argileux et riches en potassium. Les modèles obtenus ont donc un comportement vis-à-vis de la fertilisation (azotée, phosphorique ou potassique) en contradiction avec les théories agronomiques ou écologiques classiques qui tendent à souligner notamment qu'un apport d'azote diminue la richesse spécifique et augmente la valeur pastorale. Il faudrait donc non seulement davantage de données pour obtenir des résultats statistiques significatifs, mais en plus, il est nécessaire de disposer des mêmes données dans d'autres régions pour une adaptation des modèles.

Les dates de deuxième et troisième coupe ne jouent pas de rôle dans notre modèle. La littérature tend à montrer que leur influence est effectivement faible.

4.1.2.2 *Pertinence dans la prédiction du nombre d'espèces :*

Le nombre d'espèces est prédit à partir d'un grand nombre de variables caractérisant les facteurs du milieu ou prenant en compte des perturbations. Les tests de sensibilité montrent que tous ces indices influencent la prédiction du nombre d'espèces.

Quel que soit le mode d'exploitation, on constate que le nombre d'espèces est favorisé par des températures assez élevées et par un sol qui a un pH neutre à alcalin et qui favorise l'enracinement profond des plantes. En revanche, un sol humide sera très défavorable à la richesse spécifique des prairies mixtes, mais assez favorable aux prairies pâturées. Le pâturage de prairies humides serait donc favorable, selon notre modèle, à une augmentation du nombre d'espèces. Face à la diversité des résultats de la bibliographie, nous ne pouvons statuer sur la pertinence de la prédiction du modèle.

En revanche, pour ce qui est des variables agronomiques, on constate qu'une intensification des pratiques³⁵ est défavorable à la richesse spécifique. Ce résultat concorde avec les résultats bibliographiques qui montrent que des prairies intensifiées sont moins riches en espèces, car seules les espèces productives sont sélectionnées.

4.1.2.3 *Pertinence dans la prédiction de la valeur patrimoniale :*

Il est difficile de juger de la pertinence des prédictions du modèle en raison du faible recul de la communauté scientifique sur la valeur patrimoniale des prairies. Néanmoins, on constate que les effets des facteurs du milieu et des pratiques agricoles sur la présence d'espèces rares sont à l'inverse de ce qui est observé pour la valeur pastorale. Ce résultat est confortant puisque cela tend à prouver, comme on pourrait s'y attendre, qu'une prairie productive est peu riche en espèces rares.

4.2 *Performance des modèles obtenus :*

Nous discutons ici de la qualité de la prédiction mathématique des modèles.

4.2.1 Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :

Il s'agit ici de comparer la qualité de prédiction des modèles obtenus pour les indices caractérisant des facteurs du milieu à celle des modèles obtenus dans le chapitre 2 qui permettaient de prédire le nombre d'espèces, la valeur patrimoniale et la valeur agronomique à partir des pratiques agricoles.

On constate que la qualité de prédiction n'est pas améliorée pour la prédiction du nombre d'espèces, malgré le grand nombre de variables considérées. Cette faible qualité de prédiction ne peut s'expliquer par la taille de notre échantillon qui, contrairement au jeu de données utilisé dans le chapitre 2 (98 prairies), contient plus de 2000 prairies. Il est possible que la

³⁵ caractérisée par exemple par une augmentation de la fertilité azotée en prairies pâturées, une augmentation du chargement ou un nombre de coupes élevé ou un pâturage prolongé en automne sur les prairies mixtes.

régression multiple linéaire ne soit pas adaptée à l'analyse du nombre d'espèces en fonction des indices écologiques. **Une autre explication peut venir de ce que nous avons mélangé des résultats issus de relevés réalisés par différentes méthodes (en particulier, méthode des poignées et méthode phytosociologique) ce qui a entraîné un biais dans l'analyse. Ce biais est néanmoins limité puisque nous ne prenons pas en compte la dominance des espèces.**

Si l'on regarde la qualité de prédiction de la valeur patrimoniale, on remarque une nette amélioration ($R^2 = 0,79$ contre des R^2 de 0,20 à 0,50 selon les modes d'exploitation pour le modèle Modstat1). Comme l'échantillon utilisé est le même que pour l'analyse du nombre d'espèces, nous pouvons donc déduire que la méthode d'analyse par régression multiple linéaire est certainement à remettre en cause pour l'analyse de la richesse spécifique. En revanche, elle apparaît bien adaptée pour l'analyse de la valeur patrimoniale.

La méthode d'analyse par régression multiple semble aussi adaptée pour la modélisation de la valeur pastorale en fonction des facteurs du milieu. La prédiction à l'aide des modèles basés sur les indices écologiques est meilleure ($R^2 = 0,58$) qu'avec le modèle Modstat1 du chapitre 2 (R^2 de 0,36 à 0,40 selon les modes d'exploitation).

4.2.2 Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :

Il s'agit ici de comparer la qualité de prédiction du modèle Modstat1 avec celle des modèles exprimant les indices écologiques prairiaux en fonction des pratiques agricoles.

Les modèles permettant de prédire les indices écologiques prairiaux à partir des pratiques agricoles ont un R^2 de 0,33 à 0,45 pour tout mode d'exploitation confondu, de 0,53 à 0,70 pour les prairies pâturées et de 0,41 à 0,55 pour les prairies mixtes. Dans le chapitre 2, les modèles obtenus qui permettent de prédire la diversité végétale et la valeur agronomique à partir des pratiques avaient un R^2 de 0,20 à 0,36 pour tout mode d'exploitation confondu, 0,18 à 0,37 pour les prairies pâturées et de 0,40 à 0,50 pour les prairies mixtes.

Encadré 18. Bilan sur la pertinence et la performance des modèles obtenus dans le chapitre 3.

Les résultats montrent que les modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir d'indices écologiques sont globalement pertinents sur un plan agronomique et écologique. Ces modèles sont en outre plus performants que les modèles qui prédisent ces critères directement à partir des pratiques agricoles.

Les résultats montrent aussi que les modèles de prédiction de certains facteurs du milieu (humidité, pH, luminosité, température...) à partir des pratiques agricoles sont globalement pertinents sur un plan agronomique et écologique pour les prairies pâturées et les prairies mixtes. Aucun résultat n'a pu être obtenu pour les prairies de fauche, faute de données suffisantes. Enfin, ces modèles sont plus performants que les modèles qui prédisent la diversité végétale et la valeur agronomique à partir des pratiques agricoles seules.

4.3 Notre hypothèse est-elle validée ?

Nous avons posé l'hypothèse selon laquelle il est possible de modéliser à l'aide d'analyses statistiques et des données facilement accessibles, l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes si l'on tient compte des facteurs du milieu.

Les tests de sensibilité des modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des pratiques agricoles en tenant compte des facteurs du milieu, montrent une plus grande pertinence agronomique et écologique par rapport au modèle Modstat1 (chapitre 2).

Ces nouveaux modèles sont issus de l'intégration de deux types de modèles, les uns permettant de prédire la diversité végétale et la valeur agronomique à partir des indices écologiques (première partie du chapitre 3) et les autres permettant de prédire certains indices écologiques à partir des pratiques agricoles (seconde partie du chapitre 3). Ces deux types de modèles sont plus performants que le modèle Modstat1 (si l'on compare les R^2). **En intégrant l'un dans l'autre ces deux types de modèles, nous avons pu mettre au point un modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en tenant compte des facteurs du milieu.**

Malgré ces avantages, deux problèmes sont à relever :

- les modèles que nous avons obtenus tendent par construction à cumuler les erreurs de chaque type de relation. Cela peut expliquer pourquoi nos résultats montrent parfois l'absence de pertinence agronomique ou écologique. Le chargement par exemple n'a qu'une influence négligeable sur les prairies pâturées ou mixtes. Il est aussi étonnant que l'indice prairial de résistance au piétinement et celui de résistance aux coupes fréquentes ne soient pas sensibles au chargement.
- ces modèles nécessitent la connaissance de certains indices écologiques prairiaux (pH, humidité, profondeur racinaire et température). Ces indices ne peuvent être renseignés facilement auprès des agriculteurs.

Face à ces constats, nous ne pouvons donc pas valider notre hypothèse.

Avant de la rejeter, il nous faut vérifier deux points : **soit les données agricoles disponibles ne sont pas renseignées suffisamment précisément en qualité (précision des données) et en quantité (taille de l'échantillon de prairies), soit les indices écologiques prairiaux ne sont pas des indicateurs précis d'une pratique ou d'un facteur du milieu donné.**

Afin de trancher définitivement sur ces deux points, nous proposons de confronter les résultats de nos différents modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à des données observées dans des conditions analogues à celles de notre échantillon, sur des prairies permanentes pour lesquelles les pratiques agricoles sont connues précisément.

Chapitre 4

Validation des modèles statistiques à partir de données collectées dans 4 Parcs Naturels Régionaux

Nous avons posé dans le chapitre 2 l'hypothèse selon laquelle il est possible de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de la connaissance des pratiques agricoles recueillies par enquête. Face à certaines contradictions agronomiques ou écologiques et devant la faible performance du modèle obtenu, nous avons supposé que les résultats pourraient être biaisés par l'absence de prise en compte des facteurs du milieu. Nous avons vérifié cette nouvelle hypothèse dans le chapitre 3 (parties 1 et 2). Nous avons montré que le modèle obtenu est pertinent sur les plans agronomiques et écologiques, mais il nécessite certaines données du milieu qui ne sont pas accessibles facilement par enquête auprès des exploitants agricoles.

Nous voulons dans ce chapitre : i) confirmer mathématiquement la faible performance des modèles Modstat1 et Modstat2 dans le contexte de réalisation des modèles, à savoir le Parc Naturel Régional de Lorraine, sur des prairies dont les pratiques agricoles sont connues ; ii) de vérifier dans quelle mesure les modèles obtenus sont extrapolables à d'autres régions que la Lorraine. A partir de ces résultats nous pourrions discuter nos hypothèses.

1 Matériel et méthode en vue de la validation des modèles :

Afin de valider les modèles de diversité végétale et de la valeur agronomique proposés dans les précédents chapitres, nous comparons les données des sorties des modèles (*valeurs calculées* de la valeur pastorale, de la richesse spécifique et de la valeur patrimoniale) avec des données de terrain mesurées (*valeurs observées*). Ces données sont mesurées sur des prairies permanentes de 4 Parcs Naturels Régionaux (Ballons des Vosges, Brenne, Lorraine et Pilat), pour lesquelles nous disposons aussi des données agricoles obtenues par enquête.

1.1 Choix d'une méthode de relevé floristique :

Deux principaux éléments doivent être pris en compte pour la mesure de la végétation (Brown, 1954) :

- l'analyse botanique, laquelle doit permettre de déterminer la fréquence, le nombre et l'abondance des espèces végétales, ainsi que le recouvrement du sol par les espèces ;
- l'évaluation de la productivité, laquelle doit permettre d'estimer le poids du fourrage produit et le rendement des prairies.

Concernant l'analyse botanique, les premières méthodes mises au point afin de caractériser la végétation des prairies permanentes ont consisté en la réalisation d'inventaires floristiques exhaustifs simples (Thaer, 1811-1816 ; Nicklès, 1839). Ces travaux botaniques ont révélé une limite principale : la non prise en compte du milieu naturel et des associations végétales³⁶. Les auteurs ont alors pris en compte les conditions du milieu pour comprendre la présence des espèces végétales et leurs associations. Les travaux de terrain pionniers sont notamment ceux de Issler dans les Vosges (Issler, 1937), de Rallet dans la Brenne (Rallet, 1935) et de Arènes pour le sud de la France (Arènes, 1929). La base théorique est celle développée par Braun-Blanquet dans ses différents ouvrages traitant de la phytosociologie (Guinochet, 1973). Différentes méthodes ont ensuite été développées afin de contourner les

³⁶ Cette prise de conscience a entraîné le développement d'une branche nouvelle de la botanique, à la fin du 19^{ème} siècle : l'écologie (Acot, 1994).

inconvenients de la méthode phytosociologique, ou pour des adaptations à des contextes particuliers. Citons par exemple les méthodes des quadrats, des transects et des points quadrats. Les avantages et les inconvenients de ces principales méthodes de relevés floristiques existantes sont présentés dans le Tableau 18.

Tableau 18. Présentation des avantages et des inconvenients des principales méthodes de relevés floristiques.

	Avantages	Inconvénients
Relevé phytosociologique (Braun-Blanquet, 1932) dite aussi « <i>aire minimale</i> » ou « <i>méthode des coefficients abondance/dominance</i> »	<p>Sur une surface de l'ordre de 100m².</p> <p>Rapide à mettre en place ; permet une typologie de la végétation.</p> <p>Attribution rapide d'un coefficient abondance/dominance et de sociabilité.</p>	<i>Amplitude de recouvrement très grande (classes de 25%) ; estimation visuelle ; elle est un préliminaire à un suivi précis de la végétation</i>
Quadrats	<p>Surface assez petite.</p> <p>Croisement des résultats de la pesée de biomasse et du recouvrement spécifique.</p>	<i>Estimation visuelle ; pesée en frais et en sec longue.</i>
Transects	<p>On utilise les relevés phytosociologiques.</p> <p>Permet un suivi de la végétation par relevés sur des tronçons d'une ligne entre 2 points.</p>	<i>Parfois, difficulté de reconnaître les espèces (car on traverse des milieux très divers)</i>
Points quadrats (Daget et Poissonnet, 1972) dite aussi « <i>lignes permanentes</i> »	<p>Précis car position du relevé tous les 10cm sur une ligne de 10mètres.</p> <p>Etude de la structure verticale de la végétation.</p>	<i>Tributaire de la présence du vent pour déterminer les points de contact des plantes avec la baïonnette ; temps nécessaire important selon les communautés ; difficulté en végétation rase.</i>
Poignées (de Vries, 1949b) dite aussi « <i>méthode de Vries</i> »	<p>Relevé exhaustif faisable sur le terrain et détermination des espèces des poignées à l'abri.</p> <p>Estimation de la phytomasse.</p>	<i>Nécrose de la végétation ; dépouillement long en fonction de la complexité de la flore</i>

Pour ce qui est du second point, il a été développé de très nombreuses méthodes d'échantillonnage permettant d'obtenir le rendement des prairies et leur intérêt pour la production de viande, de lait ou de laine ('t Mannelje, 1978).

L'objectif de la thèse est de montrer qu'il est possible de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique à partir de données agricoles afin de fournir des outils applicables sur les territoires de différents Parcs Naturels Régionaux. Par conséquent, la méthode de relevés floristiques permettant la validation des modèles doit prendre en compte les disparités qui existent entre les différents Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude. Elle doit donc pouvoir s'appliquer indifféremment dans chaque Parc avec la même robustesse et la même pertinence. En outre, cette méthode, pour approcher la diversité végétale des prairies ou des parcours doit permettre d'avoir des informations non seulement écologiques, mais aussi agronomiques. Enfin, la méthode doit permettre de déterminer au moins le nombre d'espèces, la valeur patrimoniale et aussi la valeur pastorale des prairies, qui sont les variables de sortie des modèles réalisés dans les chapitres précédents.

Par conséquent, nous avons pour ces différentes raisons retenu la méthode « des poignées » inspirée de la méthode mise au point par D.M. de Vries (Plantureux, 1983). Cette méthode a déjà été présentée dans le chapitre 2, paragraphe 1.2. Rappelons qu'outre les qualités recherchées pour notre étude, cette méthode présente aussi deux autres avantages : i) elle renseigne à la fois sur la composition botanique et sur la productivité des prairies sans difficulté technique majeures ; ii) elle permet de calculer précisément la valeur pastorale des prairies (Daget et Poissonet, 1972), la richesse spécifique et la valeur patrimoniale (mesurée à partir de l'indice de rareté des espèces) des prairies permanentes.

1.2 Réalisation des relevés :

L'ensemble des relevés a été réalisé par des botanistes locaux, avec l'aide des chargés de mission de chaque Parc Naturel Régional impliqué dans l'étude.

Dans chaque parc, deux exploitations d'élevage ou de polyculture-élevage ont été retenues. Le critère de sélection était le volontariat de l'agriculteur et la stabilité des pratiques agricoles sur plusieurs années (au moins 5 ans) afin que la végétation prélevée soit le reflet des pratiques agricoles observées. Dans chaque exploitation, un relevé a été réalisé sur chaque prairie permanente. Les détails sur les prairies étudiées sont précisés dans l'Annexe 4 page 336.

Pour l'ensemble des prairies étudiées, il s'est agi de faire au moins un relevé par milieu naturel homogène (station) sur lequel sont connues des pratiques agricoles homogènes. Par conséquent, dans la mesure du possible, un relevé a été réalisé sur l'ensemble des stations homogènes de chaque unité de gestion d'une exploitation agricole. Au minimum, les PNR ont réalisé un relevé par station, c'est-à-dire pour chaque milieu sur lequel est appliquée une pratique agricole donnée. Par exemple, une unité de gestion correspondant à un milieu homogène (station) peut être gérée de sorte à recevoir un chargement homogène mais un apport de fumier sur une partie seulement de sa surface. Dès lors, un relevé a été fait par zone avec une pratique définie (fertilisation et chargement d'une part, et chargement sans fertilisation d'autre part).

Les relevés une fois réalisés ont été transcrits dans FLORA-sys, logiciel d'aide à la gestion des relevés floristiques (Plantureux, 1996a). Ce logiciel à partir d'une base de données des relevés floristiques retranscrits et d'une base de données d'espèces floristiques traite les données afin de fournir une information sur la qualité des espèces présentes dans les

relevés, et sur la qualité du fourrage de la prairie. En outre, le logiciel fournit une interprétation agronomique de la prairie à partir de la composition floristique des relevés (Plantureux, 1996a).

FLORA-sys a été utilisé pour traiter l'ensemble des relevés réalisés dans les Parcs Naturels Régionaux des Ballons des Vosges, de la Brenne, de la Lorraine et du Pilat³⁷.

L'ensemble des exploitations et de leurs prairies permanentes est décrit dans l'Annexe 4. Cette description détaille les caractéristiques écologiques et agronomiques pour chaque prairie. Elle est réalisée d'une part à partir d'observations de terrain et d'autre part grâce à l'interprétation des relevés floristiques par le logiciel FLORA-sys (Plantureux, 1996a).

1.3 Collecte des données agricoles nécessaires à la validation :

Les pratiques des agriculteurs retenus pour les enquêtes sont stables sur au moins 5 années. Un questionnaire a été réalisé pour chaque parcelle de prairie ou chaque parcours, afin de pouvoir collecter l'ensemble des informations nécessaires à la validation du modèle. Ce questionnaire a été réalisé avant que les modèles ne soient construits. Cependant, aucune donnée ne manque pour la validation car les modèles réalisés sont basés sur le principe que seules des données disponibles chez les agriculteurs doivent être utilisées. Le questionnaire permet donc un relevé exhaustif des informations disponibles pour chaque parcelle de prairie. Ce questionnaire est accompagné d'un planning de pâturage complété par les exploitants agricoles pendant l'année d'exploitation (2002). Les données à recueillir concernent les pratiques (chargement, dates, fertilisation, etc.), mais aussi des données du milieu connues de l'exploitant (estimation par classes de la profondeur du sol, de la pente, de la texture et de la structure du sol, etc.).

1.4 Méthode statistique utilisée :

Un modèle doit être validé en utilisant différentes méthodes afin d'en apprécier « *l'image globale* »³⁸ (Mayer et Butler, 1993).

Une première approche revient à faire une analyse de la représentation graphique de la relation entre les données observées et les données calculées (Mitchell et Sheehy, 1997).

Ensuite, il est nécessaire d'utiliser différentes variables statistiques afin de vérifier la validité des modèles. Nous avons dans le cas présent utilisé trois variables indépendantes (Yang *et al.*, 2000) :

- RMSE (racine de la moyenne des erreurs moyennes au carré³⁹, Équation 49), qui donne une estimation de l'écart entre les valeurs observées et les valeurs calculées ;
- ME (erreur moyenne, Équation 50) qui indique si le modèle tend à surestimer les valeurs (ME > 0), à sous-estimer les valeurs (ME < 0), ou s'il n'y a pas de biais systématique du modèle (ME = 0) ; et

³⁷ Nous avons aussi les relevés réalisés en Camargue, mais comme il n'a pas été possible d'obtenir en parallèle des relevés, l'information sur les pratiques agricoles, nous n'avons pas pu exploiter les données floristiques pour la validation. Concernant le Verdon, aucune donnée (floristique ou agricole) n'a pu être utilisée pour la validation, faute de collecte à temps sur le terrain.

³⁸ « The whole picture » disent les auteurs dans le texte.

³⁹ « Root mean square error » (Yang *et al.*, 2000).

- EF (efficacité de prédiction, Équation 51) qui est utilisée par différents auteurs en complément du coefficient de corrélation R^2 (Mayer et Butler, 1993 ; Mitchell, 1997 ; Yang *et al.*, 2000) ; EF doit tendre vers 1 lorsque le modèle est parfaitement prédictif (des valeurs négatives sont établies pour des modèles non prédictifs).

Les équations sont les suivantes :

Équation 49 $RMSE = \sqrt{[Moy(Y-X)^2]}$

Équation 50 $ME = [\sum((Y-X)/Y)]/(n)$

Équation 51 $EF = 1 - [(n \cdot (Y-X)^2) / ((n-1) \cdot Var(Y))]$

Avec :

Y, les valeurs observées sur le terrain ;

X, les valeurs mesurées à partir du modèle ;

n, le nombre de valeurs de l'échantillon ;

Var(Y), la variance des valeurs observées ;

Moy(Y), la moyenne des valeurs observées.

Cette méthode de validation a déjà fait l'objet d'une application pour d'autres modèles récents qui prédisent l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement (Pervanchon *et al.*, 2002a ; Pervanchon *et al.*, sous presse).

2 Résultats obtenus :

Pour un Parc Naturel Régional donné, nous validons chaque modèle obtenu précédemment, à savoir le modèle Modstat1 qui permet d'obtenir une diversité végétale⁴⁰ et une valeur agronomique sans tenir compte de l'effet du milieu (chapitre 2) et le modèle Modstat2 qui permet d'obtenir une diversité végétale et une valeur agronomique en tenant compte indirectement du milieu (première partie du chapitre 4).

Rappelons que le modèle Modstat1 a été obtenu à partir de corrélations directes entre les données agricoles et les données caractérisant la diversité végétale et la valeur agronomique (à savoir la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale). Le modèle Modstat2 a été obtenu à partir de l'intégration des équations reliant les indices écologiques prairiaux⁴¹ aux données agricoles, dans les équations issues des corrélations entre les indices

⁴⁰ Pour rappel, noter que par diversité végétale, nous entendons la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale des prairies permanentes.

⁴¹ C'est-à-dire la moyenne des indices écologiques spécifiques (indes d'Ellenberg et autres) pour un relevé réalisé sur une prairie.

écologiques et les données caractérisant la diversité végétale et la valeur agronomique (comme précédemment : la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale).

Pour chaque modèle nous analysons successivement l'ensemble des données tout mode d'exploitation confondu, puis les données qui concernent les modèles mis au point pour les prairies pâturées et les prairies mixtes. Nous ne montrons aucun résultat pour les prairies de fauche compte tenu de l'absence de modèle mis au point.

2.1 Résultats obtenus pour le Parc Naturel Régional de Lorraine :

L'ensemble des résultats statistiques est détaillé dans le Tableau 19.

Tableau 19. Récapitulatif des données statistiques obtenues pour la validation des modèles de diversité végétale dans le contexte du Parc Naturel Régional de Lorraine. Le nombre de données est insuffisant pour des statistiques sur les prairies pâturées ou fauchées prises indépendamment.

				Tout mode d'exploitation	Mixte
n^a				37,00	27,00
Modèle Modstat1	Valeur pastorale	RMSE		12,39	13,01
		EF		-6,76	-0,25
		R ²		0,28	0,36
		ME		-0,09	-8,90
	Nombre d'espèces	RMSE		10,60	9,30
		EF		-4,90	-1,33
		R ²		0,03	0,03
		ME		-1,14	-3,24
	Valeur patrimoniale	RMSE		2,01	2,24
		EF		-20,43	-22,70
		R ²		0,00	0,00
		ME		1,85	2,13
Modèle Modstat2	Valeur pastorale	RMSE		10,14	8,22
		EF		0,27	0,50
		R ²		0,41	0,56
		ME		4,39	1,94
	Nombre d'espèces	RMSE		8,81	7,44
		EF		-0,48	-0,49
		R ²		0,01	0,01
		ME		-1,81	-0,06
	Valeur patrimoniale	RMSE		0,58	0,60
		EF		-0,80	-0,69
		R ²		0,08	0,10
		ME		0,53	0,57

a. Taille de l'échantillon pour chaque mode d'exploitation.

Compte tenu du faible nombre de données concernant les prairies pâturées et les prairies fauchées, il n'a pas été possible de faire des traitements statistiques pour ces deux modes d'exploitation séparément. Nous ne nous basons que sur l'ensemble des données (n=37) et sur les prairies mixtes (n=27).

2.1.1 Validité du modèle Modstat1 :

L'analyse graphique montre que les points observés et calculés ne sont pas répartis équitablement sur la droite $Y=X$ pour la valeur pastorale, le nombre d'espèces et pour la valeur patrimoniale (graphes non montrés). Le modèle Modstat1 ne prédirait donc pas correctement le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale.

Les valeurs du coefficient de corrélation (R^2) appuient la première indication sur la faiblesse du modèle Modstat1. Cette indication est confirmée par les autres variables statistiques. Ainsi, le modèle Modstat1 tend à sous-estimer légèrement le nombre d'espèces ainsi que la valeur pastorale (ME respectivement de $-1,14$ et $-0,09$) et à surestimer la valeur patrimoniale (ME = $+1,85$). Cet écart est confirmé par RMSE : l'erreur sur la valeur pastorale est de $12,40$ et celle sur le nombre d'espèces est de $10,60$, par rapport à des valeurs observées qui sont respectivement de l'ordre de 20 à 50 espèces et de 30 à 90 points de valeur pastorale. La surestimation de la valeur patrimoniale est plus problématique puisque les valeurs observées varient de 2 à 4 points de valeur patrimoniale, l'erreur du modèle sur la valeur étant de $1,85$.

Le modèle Modstat1 a une efficacité de prédiction très mauvaise, les valeurs de EF étant comprises entre $-4,90$ pour le nombre d'espèces et $-20,43$ pour la valeur patrimoniale, lorsque l'on considère l'ensemble des données.

Si l'on sépare le mode d'exploitation, l'analyse graphique montre une tendance linéaire entre les valeurs pastorales calculées par Modstat1 et les valeurs pastorales mesurées *in situ* (Figure 21 pour les prairies mixtes et Figure 22 pour tout mode d'exploitation confondu). Pour le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale aucune différence n'est notée en séparant le mode d'exploitation. Statistiquement, une légère amélioration de l'efficacité de prédiction est notée pour la valeur pastorale et le nombre d'espèces lorsque seules les données des prairies mixtes sont prises en compte (EF= $-0,25$ et $-1,33$ respectivement), mais EF reste négative. Les biais du modèle sont en revanche augmentés : la valeur pastorale et le nombre d'espèces sont encore plus sous-estimés et la valeur patrimoniale est davantage surestimée. Quant aux erreurs, elles restent équivalentes à celles observées avec l'ensemble des données.

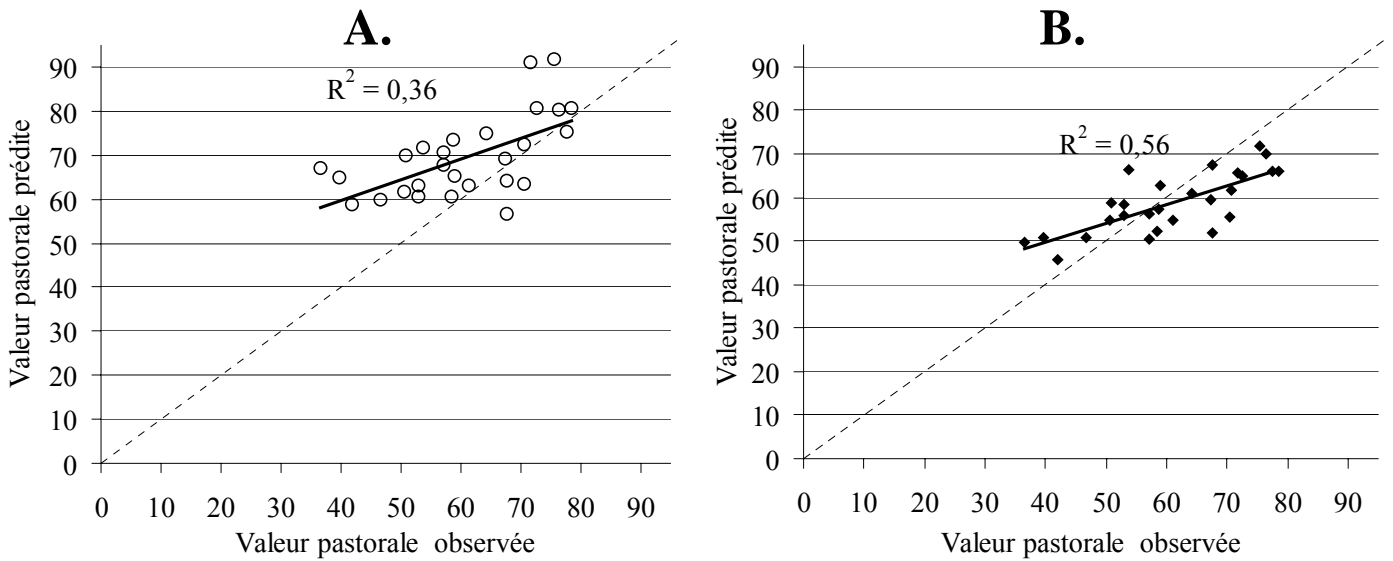


Figure 21. Représentation graphique de la relation entre la valeur pastorale prédite et la valeur pastorale observée sur le terrain (cas du Parc Naturel Régional de Lorraine, **pour les données ne concernant que les prairies mixtes**). Légende : A. Modèle Modstat1 ; B. Modèle Modstat2.

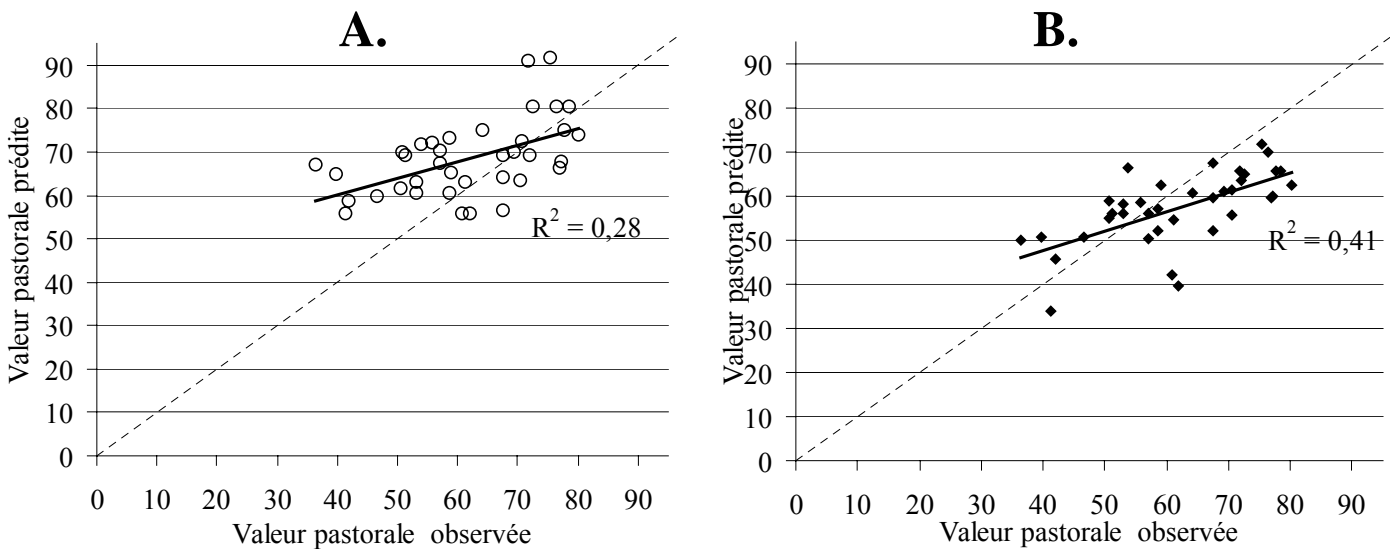


Figure 22. Représentation graphique de la relation entre la valeur pastorale prédite et la valeur pastorale observée sur le terrain (cas du Parc Naturel Régional de Lorraine, **pour les données concernant tout mode d'exploitation confondu**). Légende : A. Modèle Modstat1 ; B. Modèle Modstat2.

2.1.2 Validité du modèle Modstat2 :

Au regard des analyses graphiques, Modstat2 ne semble pas prédire correctement la valeur patrimoniale et le nombre d'espèces, même si les points sont mieux répartis autour de la droite $Y=X$ que pour le modèle Modstat1 (résultats non montrés). En revanche, concernant la valeur pastorale, on constate que pour ce modèle les points sont assez régulièrement répartis autour de la droite $Y=X$ tant pour les prairies mixtes (Figure 21), que pour tout mode d'exploitation confondu (Figure 22).

L'analyse statistique confirme l'amélioration notée graphiquement.

Tout mode d'exploitation confondu, l'efficacité de prédiction de Modstat2 est nettement améliorée par rapport au modèle Modstat1 pour la valeur pastorale ($EF = 0,27$). Pour la valeur patrimoniale, l'amélioration est très importante, mais EF reste négative ($-0,80$). Pour le nombre d'espèces, l'efficacité est aussi très fortement améliorée, mais elle reste encore négative ($EF = -0,48$). A l'inverse, le biais entraîné par le modèle Modstat2 est plus important que dans le cas du modèle Modstat1 pour la valeur pastorale qui est maintenant surestimée. Le nombre d'espèces est davantage sous-estimé qu'avec Modstat1. En revanche, le biais sur la valeur patrimoniale est moindre, mais cette valeur reste surestimée. L'erreur sur le nombre d'espèces est plus faible que celle observée avec le modèle Modstat1, à savoir ± 8 espèces végétales. L'erreur sur la valeur patrimoniale et celle sur la valeur pastorale sont elles aussi réduites : respectivement $\pm 0,58$ contre $\pm 2,01$ avec modèle Modstat1 et $\pm 4,4$ contre $\pm 12,4$ avec Modstat1.

Si l'on considère séparément les prairies mixtes, les résultats de Modstat2 apparaissent bien meilleurs que ceux de Modstat1. Pour la valeur pastorale, le modèle montre une assez bonne efficacité de prédiction ($EF=0,50$), la tendance à la sous-estimation est supprimée, le modèle tendant avec ce mode d'exploitation à surestimer légèrement la valeur pastorale ($ME=1,94$) et l'erreur est réduite ($RMSE=\pm 8,2$). L'efficacité, si elle reste négative, est aussi améliorée pour la richesse spécifique ($EF=-0,48$) et la valeur patrimoniale ($EF=-0,69$) et le biais est réduit pour la valeur patrimoniale ($ME=0,57$) et négligeable pour le nombre d'espèces ($ME=-0,06$), de même que l'erreur de prédiction ($RMSE=\pm 7$ espèces et $\pm 0,6$ point de valeur patrimoniale).

2.2 Résultats obtenus pour les autres Parcs Naturels Régionaux :

La validation ayant été conduite dans les conditions de réalisation des modèles, nous avons aussi cherché à vérifier dans quelle mesure les modèles sont extrapolables à d'autres conditions de milieu. Nous montrons pour cela la validation avec des données des Parcs Naturels Régionaux des Ballons des Vosges, du Pilat et de la Brenne.

2.2.1 Cas des Vosges :

2.2.1.1 Extrapolation du modèle Modstat1 :

Dans le cas des Ballons des Vosges, l'analyse ne montre aucune répartition des valeurs autour de $Y=X$ (résultats non montrés). L'efficacité de prédiction est négative pour les trois critères de la diversité végétale, celle de la valeur patrimoniale montrant une inadéquation du modèle pour les conditions vosgiennes. La valeur pastorale est fortement sous-estimée avec une erreur importante (± 22 points de valeur pastorale, résultats non détaillés). Le nombre

d'espèces et la valeur patrimoniale ont tendance à être surestimés avec une erreur assez faible pour le premier et une erreur importante pour la seconde, compte tenu de la variabilité de l'échantillon.

Si l'on sépare les modes d'exploitations, les résultats confirment que le modèle n'est pas extrapolable aux conditions vosgiennes. L'efficacité de prédiction reste négative et les biais sont toujours importants, pour la valeur pastorale et le nombre d'espèces, voire encore plus mauvais pour la valeur patrimoniale (résultats non détaillés).

2.2.1.2 Extrapolation du modèle Modstat2 :

Dans le cas du modèle Modstat2, tous les nuages de points mettant en relation les données observées et les données calculées montrent une forme aléatoire, même pour la valeur pastorale, quels que soient les modes d'exploitation (résultats non montrés).

Ces résultats sont confirmés par les mauvais résultats statistiques : l'efficacité de prédiction est négative (résultats non montrés) ; les résultats sont cependant meilleurs qu'avec Modstat1. Les erreurs sur les résultats et les biais du modèle Modstat2 sont importants pour les 3 critères de diversité végétale et quels que soient les modes d'exploitation. Le modèle semble néanmoins meilleur que Modstat1.

2.2.2 Cas du Pilat :

2.2.2.1 Extrapolation du modèle Modstat1 et du modèle Modstat2 :

Quel que soit le mode d'exploitation ou les critères d'analyse de la diversité végétale retenus, l'analyse graphique montre que les résultats observés ne sont pas *a priori* liés aux valeurs calculées par les deux modèles (résultats non montrés).

Cette absence de lien est nettement confirmée par l'ensemble des résultats statistiques (résultats non montrés). L'efficacité de prédiction est négative, ou aberrante dans le cas de la valeur patrimoniale. Les biais sont aussi très importants, surtout pour la richesse spécifique et la valeur patrimoniale qui tendent à être fortement sous-estimées tandis que la valeur pastorale est surestimée. Quant aux marges d'erreur, elles sont aussi très élevées pour la valeur pastorale et elles rendent le modèle inopérant pour la valeur patrimoniale.

Le modèle Modstat2 ne permet pas d'améliorer nettement les résultats.

2.2.3 Cas de la Brenne :

L'analyse graphique ne montre aucune tendance entre les valeurs observées et les valeurs calculées, quel que soit le mode d'exploitation, pour l'ensemble des trois critères retenus pour la diversité végétale (résultats non montrés). Comme pour les autres parcs, l'efficacité de prédiction est mauvaise, les biais et les marges d'erreur sont importants pour le modèle Modstat1. Le modèle Modstat2 n'améliore pas la prédiction.

2.3 Vérification de la performance des modèles servant à la construction de Modstat2 :

L'analyse porte sur les modèles mis au point dans le chapitre 3 qui permettent d'une part de prédire des indices écologiques prairiaux à partir de la connaissance des pratiques agricoles (partie 2 du chapitre 3), et d'autre part de prédire la diversité végétale et la valeur agronomique à partir des indices écologiques prairiaux (partie 1 du chapitre 3).

2.3.1 Performance de la prédiction des indices écologiques à partir de la connaissance des pratiques agricoles :

L'analyse statistique de la performance du modèle de prédiction des indices écologiques à partir de la connaissance des pratiques agricoles montre que ce modèle n'est pas performant. On constate en considérant les données du Parc naturel Régional de Lorraine, tout mode d'exploitation confondu, que seul l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes peut être prédit à partir de la connaissance des pratiques agricoles avec une efficacité de prédiction positive ($EF=0,18$) et un biais et une marge d'erreur faibles ($ME=0,10$ et $RMSE=0,31$). Si l'on sépare les modes d'exploitation, les biais et les marges d'erreur augmentent et l'efficacité de prédiction est mauvaise ($-0,70$ pour les prairies mixtes et $-0,59$ pour les prairies pâturées).

Pour les autres Parcs Naturels Régionaux, le modèle n'est pas performant : biais et marges d'erreur sont élevés et l'efficacité de prédiction est négative (résultats non montrés).

Notons que lorsque l'on considère les données, tout Parc Naturel confondu, l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes est bien prédit ($EF=0,72$ tout mode d'exploitation confondu, $EF=0,48$ pour les prairies pâturées et $EF=0,77$ pour les prairies mixtes), avec un biais et une marge d'erreur faibles ($RMSE=0,62$ pour tout mode d'exploitation, $0,83$ pour les prairies pâturées et $0,55$ pour les prairies mixtes et $ME=-0,19$, pour tout mode d'exploitation, $-0,61$, pour les prairies pâturées et $0,01$ pour les prairies mixtes). Dans ces conditions, l'indice prairial de résistance au piétinement est aussi prédit efficacement tout mode d'exploitation confondu ($EF=0,55$); aucun résultat pertinent n'est observé pour les autres indices écologiques quels que soient les modes d'exploitation considérés.

2.3.2 Performance de la prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques :

L'analyse graphique montre que les points concernant la valeur pastorale prédite à partir des indices écologiques exprimée en fonction de la valeur pastorale mesurée dans l'ensemble des Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude sont répartis assez équitablement sur une droite $Y=X$ (Figure 23). Ce n'est le cas ni pour le nombre d'espèces, ni pour la valeur patrimoniale.

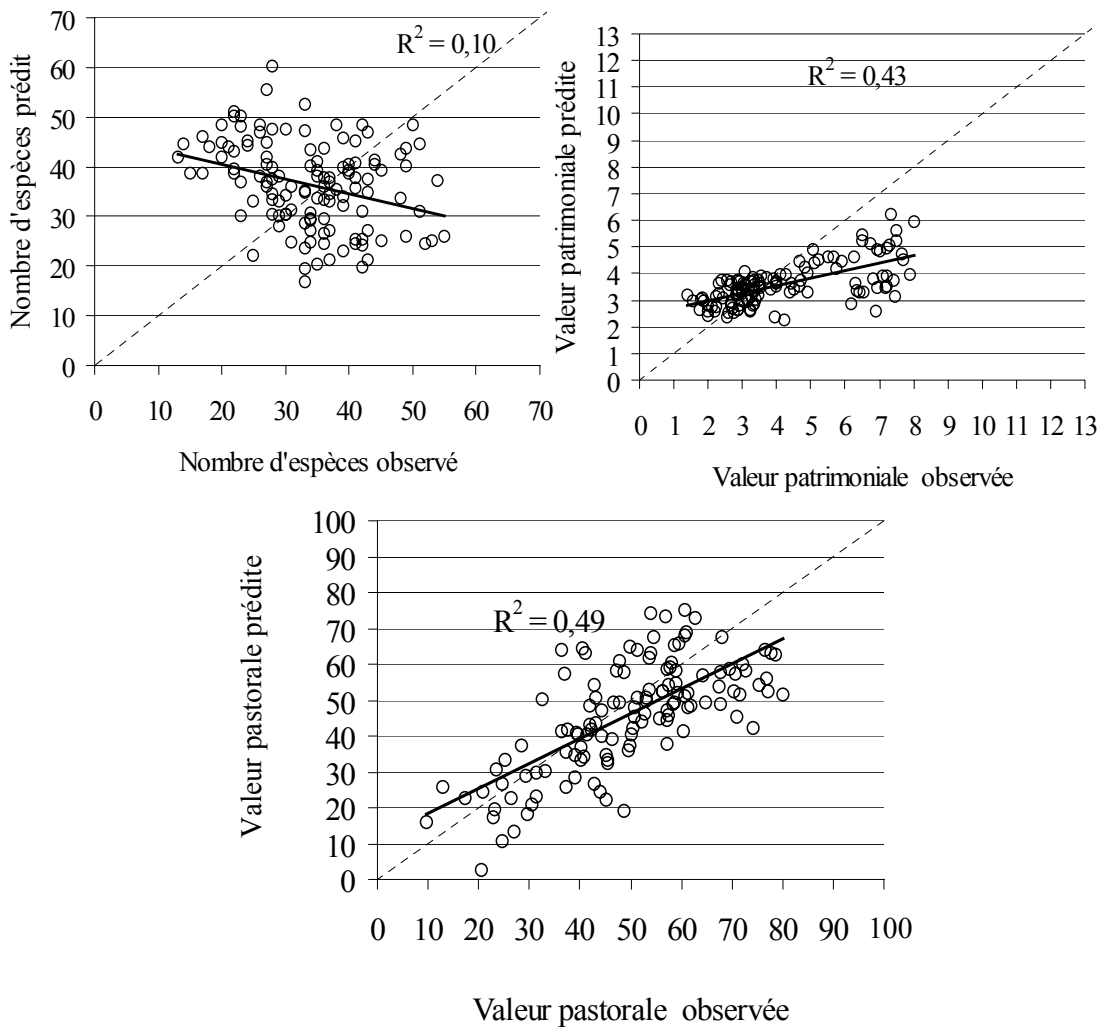


Figure 23. Représentation graphique de la performance du modèle prédictif de la diversité végétale (nombre d'espèces et valeur patrimoniale) et de la valeur agronomique (valeur pastorale) en fonction des indices écologiques (ce modèle sert à la création de Modstat2).

Si l'on affine ce premier résultat, on constate que la valeur pastorale est prédite de manière assez performante ($EF=0,35$, $R^2=0,49$) mais avec une surestimation ($ME=3,79$) et un biais ($RMSE=12$) assez forts (Tableau 20). Contrairement à ce que l'on attendait à partir de l'analyse graphique, on constate que la valeur patrimoniale est prédite avec une assez bonne efficacité ($EF=0,27$), une légère surestimation et une marge d'erreur faible. Pour ce qui est du nombre d'espèces, la performance du modèle est mauvaise.

Tableau 20. Tableau récapitulatif de la performance du modèle prédictif de la diversité végétale et de la valeur agronomique en fonction des indices écologiques (ce modèle sert à la création de Modstat2).

		Valeur pastorale	Nombre d'espèces	Valeur patrimoniale
Tout PNR confondu	RMSE	12,41	14,70	1,57
	EF	0,35	-1,56	0,27
	ME	3,79	-2,50	0,61
	R ²	0,49	0,10	0,43
PNR Lorraine	RMSE	12,75	10,27	0,60
	EF	-0,15	-1,01	-0,94
	ME	10,06	-5,81	-0,42
	R ²	0,66	0	0,07
PNR Ballons des Vosges	RMSE	9,15	11,44	0,97
	EF	0,54	-1,58	0,14
	ME	2,43	5,23	0,81
	R ²	0,57	0,09	0,75
PNR Pilat	RMSE	14,67	13,31	3,02
	EF	-0,15	-2,74	-39,34
	ME	11,16	8,82	2,91
	R ²	0,56	0,08	0,28
PNR Brenne	RMSE	13,21	22,52	0,90
	EF	-1,64	-6,90	-2,15
	ME	-11,26	-20,25	-0,60
	R ²	0,22	0,01	0,04

Si l'on analyse les résultats parc par parc, on constate que les résultats sont bons uniquement avec les données issues du Parc Naturel des Ballons des Vosges ; en particulier, on constate que la valeur pastorale et dans une moindre mesure la valeur patrimoniale, sont bien décrites à partir des indices écologiques dans ce parc. La performance des modèles est en revanche mauvaise pour les autres Parcs Naturels Régionaux. Il semble que le résultat globalement moyen tout parc confondu soit dû à des compensations entre les Parcs Naturels.

Encadré 19. Bilan sur la performance des modèles Modstat1 et Modstat2.

Le modèle Modstat1 n'est pas validé : il ne permet pas de prédire la valeur agronomique ni la diversité végétale des prairies permanentes.

Le modèle Modstat2 est nettement plus performant que le modèle Modstat1. Il permet de prédire efficacement la valeur pastorale des prairies permanentes lorraines. Sa performance est meilleure pour la prédiction de la valeur pastorale des prairies mixtes que si l'on ne distingue pas le mode d'exploitation.

Néanmoins, Modstat2 ne permet pas de prédire le nombre d'espèces ni la valeur patrimoniale des prairies permanentes de Lorraine. Si l'on étudie la performance des modèles qui ont servi à la création de Modstat2, il semble que la faible performance de Modstat2 pour prédire la valeur patrimoniale vient de la mauvaise prédiction de certains indices écologiques par les pratiques agricoles. En effet, le modèle de prédiction de la valeur patrimoniale à partir des indices écologiques apparaît assez performant. En revanche, la mauvaise prédiction du nombre d'espèces vient de la faible performance des deux modèles sous-jacents à Modstat2.

Modstat2 ne peut pas non plus être extrapolé pour déterminer la diversité végétale (nombre d'espèces ou valeur patrimoniale) ou la valeur agronomique (valeur pastorale) des prairies permanentes des Parcs Naturels Régionaux ailleurs qu'en Lorraine.

3 Discussion : nos hypothèses sont-elles validées ?

3.1 Cas de la première hypothèse :

Notre hypothèse de départ était qu'il est possible de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de la connaissance des pratiques agricoles renseignées auprès des agriculteurs.

La validation du modèle Modstat1 confirme que cette hypothèse ne peut être retenue. Le modèle n'est pas performant sur le plan statistique et il montre des imprécisions sur les plans agronomiques et écologiques.

Dès lors, nous avons posé deux nouvelles hypothèses :

- il est nécessaire de tenir compte de facteurs du milieu ;
- l'échantillon de pratiques agricoles n'est pas adapté pour la modélisation.

3.2 *Il faut prendre en compte les facteurs du milieu :*

La validation du modèle Modstat2 a permis de montrer que si l'on prend en compte les facteurs du milieu, les modèles sont bien plus performants dans le contexte lorrain. Cependant, malgré l'amélioration, il n'est pas possible de prédire le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale des prairies permanentes.

Les bons résultats obtenus pour la valeur pastorale montrent en revanche qu'il est possible de modéliser la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de la connaissance des pratiques agricoles si l'on tient compte des facteurs du milieu, en particulier le pH du sol, l'humidité du sol et la température.

3.3 *L'échantillon de pratiques agricoles n'est pas adapté pour la modélisation :*

Le fait que nous ayons pu obtenir un modèle assez performant pour la valeur pastorale permet de souligner que notre échantillon n'est pas inadapté à la modélisation statistique que nous avons réalisée. Il est possible de tirer des conclusions intéressantes à partir de nos données. Cependant, l'efficacité de prédiction n'est pas proche de 1 ; cela signifie donc que le modèle de prédiction de la valeur pastorale peut être amélioré.

Par ailleurs, les difficultés à prédire la valeur patrimoniale peuvent venir du fait que les données que nous avons utilisées dans le cas de la Lorraine montrent une faible variabilité de l'échantillon (toutes les valeurs observées étant inférieures à 5 alors que l'échelle de la valeur patrimoniale est de 1 à 13). Il serait donc nécessaire de valider le modèle avec des données prises dans des milieux lorrains de valeur écologique différente. Quoi qu'il en soit, le modèle n'ayant été réalisé qu'avec des prairies permanentes « ordinaires » (au sens de « *nature ordinaire* », Mougenot, 2003), la validation montrerait alors certainement un biais. Ces résultats confirment qu'il est nécessaire de prendre en compte les conditions du milieu lorsque l'on s'intéresse à la prédiction de la diversité végétale des prairies permanentes. Le modèle Modstat2 doit cependant être utilisé avec précaution pour prédire la valeur patrimoniale et surtout le nombre d'espèces des prairies lorraines.

Si les résultats de la validation sont mitigés pour les conditions lorraines, il ne fait aucun doute que les modèles ne sont pas du tout adaptés pour les conditions des prairies des Ballons des Vosges, de Brenne et du Pilat. Pour ces régions, il est nécessaire d'utiliser un jeu de données spécifique à des contextes autres que lorrains.

4 Conclusion sur les modèles statistiques :

Nous avons montré qu'il est possible de réaliser un modèle statistique de prédiction de la valeur pastorale à partir de la connaissance des pratiques agricoles. Cependant le modèle obtenu nécessite aussi la connaissance de facteurs du milieu non facilement renseignés. Le modèle obtenu ne peut donc pas être utilisé facilement par les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux : il leur faut estimer les facteurs du milieu que sont le pH, l'humidité du sol et la température.

A partir d'une station météorologique et d'une analyse de sol, il est possible d'approcher ces paramètres. Cependant, le modèle Modstat2 n'utilise pas directement des données sur ces paramètres, mais leur estimation par les indices écologiques prairiaux basés sur la moyenne des indices écologiques spécifiques pour un relevé donné. Pour estimer ces paramètres, il sera

donc nécessaire de mener une étude qui montre leur lien avec les indices écologiques si l'on veut pouvoir renseigner le modèle Modstat2.

Nous n'avons pas mis au point un modèle de diversité végétale ou de valeur agronomique et nous manquons de données sur les prairies de fauche.

Enfin, les modèles statistiques agissent comme des boîtes noires : ils ne permettent pas de détailler la nature des espèces végétales sélectionnées par les pratiques agricoles. Il n'est pas possible d'analyser la réaction des espèces végétales à chaque pratique. Pourtant, ce niveau de détail serait utile tant sur le plan écologique que sur le plan agronomique pour aider les exploitants agricoles ou les gestionnaires à prendre des décisions pour évaluer l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale.

Les modèles statistiques peuvent donc permettre une approche de la valeur agronomique et de la diversité végétale des prairies, mais pour être performants ils nécessitent des jeux de données importants sur les pratiques agricoles et sur les facteurs du milieu. Leur mise en œuvre exige donc du matériel et du temps. Pour que le modèle soit appliqué à différents Parcs Naturels Régionaux, il est nécessaire de disposer d'un jeu de données important pour chaque parc.

Nous maintenons donc l'hypothèse selon laquelle il est possible de modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes à partir de la connaissance des pratiques et du milieu, mais nous rejetons la modélisation statistique pour notre objectif. Nous proposons de trouver une méthode de modélisation alternative à la méthode statistique, mais toujours basée sur des données de terrain (enquêtes agricoles et connaissance du milieu). Les objectifs sont : i) améliorer la qualité de la prédiction de la diversité végétale ; ii) pouvoir prédire une diversité végétale dans des conditions de milieu non exclusivement lorraines ; iii) avoir une information plus complète sur la diversité végétale sélectionnée par les pratiques agricoles.

Chapitre 5

**Détermination de la probabilité de présence des espèces
en fonction du milieu et des pratiques agricoles
sur prairies par un modèle expert :
le modèle « Ground-FlorASyst »**

Dans ce chapitre nous présentons le modèle « Ground-FlorASyst » qui permet de calculer, dans une zone géographique donnée⁴², la probabilité de présence des espèces végétales sur une surface donnée⁴³ en fonction des pratiques agricoles et des conditions pédo-climatiques qui y sont rencontrées.

Nous détaillons tout d'abord l'ensemble des calculs mis en œuvre dans le modèle pour calculer les probabilités de présence en fonction des facteurs du milieu déterminants pour la diversité végétale (ils ont été décrits dans le chapitre 3) et en fonction des pratiques agricoles identifiées comme ayant un effet sur la diversité végétale (voir le chapitre 1). Ensuite, nous décrivons le mode d'emploi du modèle, puisque ce dernier a été informatisé. Enfin, nous abordons la validation du modèle dans différents contextes régionaux.

1 Descriptif de la méthode de calcul des probabilités de présence des espèces par le modèle « Ground-FlorASyst » :

Nous détaillons ci-après l'ensemble des calculs utilisés dans le modèle pour déterminer chaque probabilité de présence des espèces végétales en fonction de chaque facteur du milieu et de chaque pratique agricole et les probabilités finales dites « probabilités spécifiques », qui sont une agrégation des probabilités liées aux pratiques et au milieu.

1.1 Remarques préliminaires sur le modèle expert :

1.1.1 Liens entre les variables d'entrée, les sorties et les paramètres du modèle :

Nous avons schématisé les liens entre les données utilisées pour le calcul d'indices non disponibles dans la bibliographie, les indices existants (Plantureux, 1996a), les données d'entrée du modèle et les probabilités de présence liées aux pratiques ou aux conditions du milieu (Figure 24). Ce schéma montre que sur 23 paramètres utilisés pour le calcul des probabilités, 12 indices et deux données sont directement nécessaires aux calculs des probabilités de présence. Les autres servent au calcul d'indices intermédiaires.

⁴² En l'occurrence, le territoire de 6 Parcs Naturels Régionaux : Ballons des Vosges, Brenne, Camargue, Lorraine, Pilat et Verdon

⁴³ Il peut s'agir d'une parcelle de prairie permanente, d'un clos camarguais, d'un parcours pastoral...

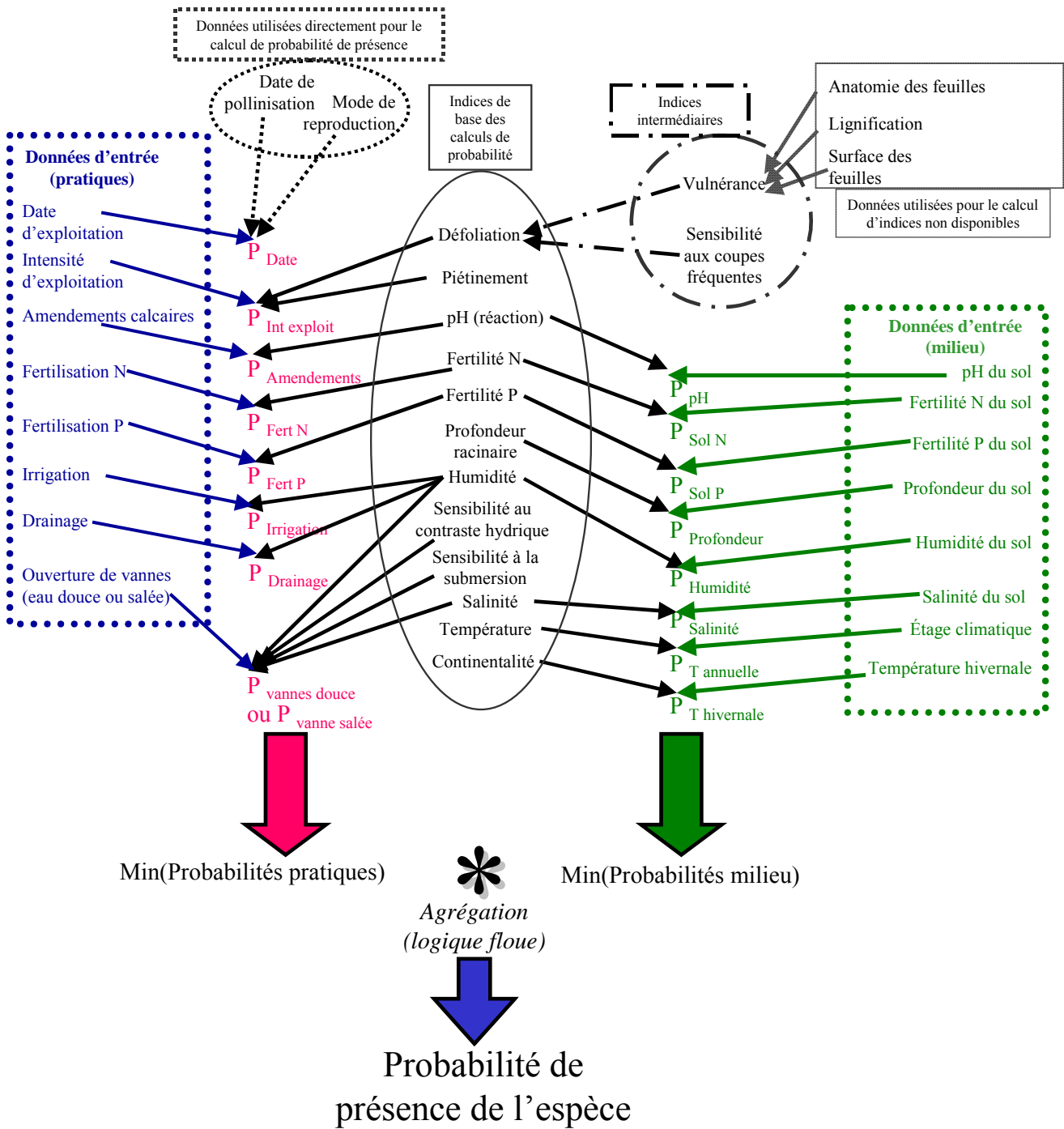


Figure 24. Schématisation des liens qui existent entre l'ensemble des variables d'entrée, les paramètres et les sorties du modèle expert « Ground-FlorASyst »

P_{Date} , $P_{Int\ exploitation}$, $P_{Amendements}$, $P_{Fert\ N}$, $P_{Fert\ P}$, $P_{Irrigation}$ et $P_{Drainage}$ sont les probabilités de présence des espèces en fonction des pratiques agricoles respectives suivantes : la date d'exploitation, l'intensité de l'exploitation (équivalent nombre de coupes), la quantité d'amendements, la dose d'azote et de phosphore, l'irrigation et le drainage ; P_{pH} , $P_{Sol\ N}$, $P_{Sol\ P}$, $P_{Profondeur}$, $P_{Humidité}$, $P_{Salinité}$, $P_{T\ annuelle}$ et $P_{T\ hivernale}$ sont les probabilités de présence des espèces végétales en fonction des facteurs environnementaux respectifs suivants : le pH, la fertilité azotée et phosphorique, la profondeur, l'humidité et la salinité du sol, la température annuelle et la rigueur de l'hiver.

1.1.2 Méthodes de calcul des probabilités de présence des espèces végétales :

Les probabilités de présence des espèces sont déterminées de différentes manières selon les cas :

- à partir d'indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces à un facteur environnemental et/ou anthropique qui est directement lié à une pratique agricole. Ces indices peuvent être :
 - disponibles dans la bibliographie (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Plantureux, 1996a) ;
 - absents de la bibliographie ; en effet, pour certaines pratiques agricoles ou certains facteurs, il n'existe pas d'indice déjà établi. C'est le cas notamment de la sensibilité des espèces à la défoliation, à la fauche et à la submersion par de l'eau douce ou de l'eau salée. Il n'existe pas non plus d'indices de vulnérance⁴⁴ des espèces végétales. Dans ces différents cas, nous avons cherché à déterminer des indices, homologues de ceux d'Ellenberg, qui correspondent à la pression des pratiques ou des facteurs jusqu'alors non pris en compte.
- à partir de l'agrégation par système expert associé à la logique floue, des données d'entrée du modèle (environnementales et agricoles) avec différents paramètres qui peuvent être :
 - des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces ;
 - des données brutes sur la biologie des espèces végétales ;
 - un arbre de décision.

Afin de pouvoir utiliser les indices écologiques spécifiques⁴⁵ pour déterminer la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de pratiques agricoles ou des facteurs du milieu, nous posons l'hypothèse que certains indices écologiques spécifiques (et en particulier ceux d'Ellenberg *et al.*, 1991) sont corrélés aux facteurs du milieu ou aux pratiques agricoles (Tableau 21). La nature des variables est déterminée à partir de ce que l'on suppose connu par les agriculteurs. Par exemple, la température est une variable continue, mais nous supposons que l'agriculteur ne peut la donner qu'en précisant une classe d'appartenance correspondant à 3 étages biogéographiques : étage montagnard ou subalpin, étage de basse montagne ou de vallée, étage collinéen ou plaine.

⁴⁴ Une espèce végétale est dite vulnérante quand elle est refusée comme alimentation par les animaux au pâturage.

⁴⁵ Il s'agit bien entendu des indices déjà présentés dans le chapitre 3.

Tableau 21. Relations supposées entre les indices écologiques spécifiques (Plantureux, 1996a) et les facteurs du milieu ou anthropiques.

Indice d'Ellenberg	Gradient	Nature de la variable d'entrée ^a
Continentalité	Rigueur de l'hiver	Discrète
Fertilité N	Fertilité azotée du sol, et pression de la fertilisation azotée	Continue (kgN fourni/ha/an) Continue (kgN épandu/ha/an)
Humidité	Humidité du sol et pression de gestion de l'eau	Discrète Discrète
Profondeur	Profondeur du sol	Discrète
Réaction	pH	Continue
Salinité	Salinité	Discrète
Sensibilité à la coupe fréquente	Pression de la fauche ou de la défoliation par l'animal	Continue
Sensibilité au piétinement	Pression de l'animal au pâturage	Continue (chargement)
Température	Température annuelle	Discrète

a. Les variables d'entrée sont précisées dans le Tableau 22.

Tableau 22. Liste des variables d'entrée du modèle « Ground-FlorASyst ». Ces variables sont annuelles et rapportées à la surface considérée. Elles peuvent être discrètes, il s'agit alors de préciser la classe à laquelle elles appartiennent, ou continues et il est nécessaire de préciser la valeur réelle.

Variables agricoles		Variables environnementales	
Exploitation	Nombre de coupes Type d'animal au pâturage Chargement (UGB/ha/an) Date d'exploitation	<i>Climat</i>	<i>Etage (alpin ou subalpin, collinéen, plaine) Nature de l'hiver (doux, froid, rigoureux)</i>
Fertilisation	Dose d'azote apportée (kgN/ha/an) Intensité de l'apport de phosphate (faible à fort) Amendement calcaire	<i>Sol</i>	<i>Fertilité phosphorique du sol (sol pauvre à riche) pH Fertilité azotée (en kgN/ha/an restitué) Profondeur (0-50 cm, 50-100 cm, plus de 100 cm) Salinité (de non salé, à salinité forte) Humidité (de sec à saturé)</i>
Gestion de l'eau	Intensité de l'irrigation (faible ou forte) Ouverture de vannes (eau douce ou salée) Présence de drainage (oui/non)		
Nombre total	10		8

Pour les espèces indifférentes à certains facteurs environnementaux ou anthropiques⁴⁶, il est difficile d'attribuer une probabilité de présence entre 0 et 1, la bibliographie ne permettant pas de faire d'hypothèses. Nous avons donc généralement choisi dans le modèle d'attribuer conventionnellement une probabilité de présence de 0,66 aux espèces indifférentes. Cette règle générale n'est pas appliquée dans deux cas : la salinité du sol et l'humidité du sol. En effet, pour des teneurs en sel élevées, une espèce ne peut être indifférente à la salinité. De même, dans le cas de sol saturé régulièrement ou submergé, les espèces ne peuvent plus être indifférentes. Par conséquent, nous attribuons la probabilité 0,33 pour les valeurs assez fortes de salinité ou d'humidité (indices d'Ellenberg supérieur à 3), voire 0 dans le cas des taux de salinité ou d'humidité très élevés (indices d'Ellenberg supérieur à 8).

Concernant la logique floue, nous en avons déjà expliqué les bases de la logique dans le chapitre 3 lorsque nous avons calculé des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces végétales à la fertilité phosphorique du sol (voir un bref rappel dans l'Encadré 20.

Encadré 20. Rappel sur les systèmes experts associés à la logique floue.

L'utilisation d'un système expert associé à la logique floue passe par plusieurs étapes successives (Keichinger, 2001) :

- i) la détermination des critères à agréger (avec un maximum de 4) ;
- ii) l'attribution des conclusions des règles de décision pour chaque critère en fonction de deux classes floues, l'une dite favorable, l'autre défavorable (notion de vérité partielle) ;
- iii) la définition des limites des classes floues favorables et défavorables et la détermination des équations qui définissent le degré d'appartenance de chaque critère à ces classes ;
- iv) le calcul final par la formule de logique floue.

La principale limite de cette méthode repose sur la disponibilité de données bibliographiques ou d'expert afin de définir les limites et les règles de décision.

1.1.3 Nature des variables d'entrée nécessaires au modèle :

Les variables nécessaires au calcul de l'ensemble des équations du modèle sont disponibles auprès des agriculteurs. Elles peuvent être obtenues aisément par un entretien directif basé sur un questionnaire⁴⁷. Elles concernent les pratiques et les facteurs du milieu rencontrés sur la surface exploitée (Tableau 22). Pour chaque espèce potentiellement présente sur cette surface, une probabilité de présence est calculée pour chacune des pratiques et chacun des facteurs du milieu. La probabilité de présence de chaque espèce est enfin obtenue

⁴⁶ Rappelons que la valeur 0 est celle choisie par Plantureux (1996a) dans sa synthèse, mais Ellenberg l'a notée X.

⁴⁷ Il a été présenté précédemment dans le chapitre 5, sur la validation des modèles statistiques (paragraphe 1.3 page 160).

en agréant la probabilité de présence minimale liée aux facteurs du milieu et la probabilité minimale liée aux pratiques à l'aide d'un système expert associé à la logique floue.

In fine une liste d'espèces végétales est obtenue en ne considérant que les espèces au-dessus d'un certain seuil de probabilité de présence de chaque espèce. Cette liste donne le nombre total d'espèces végétales des surfaces en herbe. Il est possible ainsi de calculer la valeur patrimoniale et la richesse spécifique de cet ensemble d'espèces.

La détermination des caractéristiques biologiques prédominantes permet enfin de faire un diagnostic écologique et agronomique de la flore.

1.2 Obtention de la probabilité de présence de chaque espèce végétale en fonction des facteurs du milieu :

1.2.1 Probabilité de présence et facteurs climatiques :

1.2.1.1 Température hivernale (rigueur de l'hiver) :

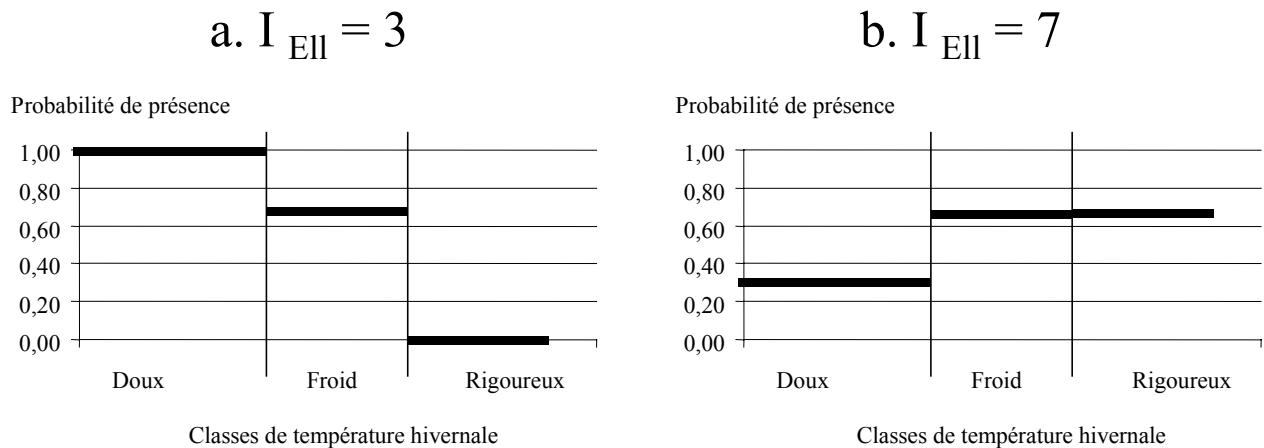
Afin de prendre en compte l'effet de la rigueur hivernale sur la diversité végétale, nous avons pris comme base des calculs, l'indice de continentalité d'Ellenberg repris par Plantureux (1996a) que nous supposons lié à la température hivernale et en particulier au risque de gel⁴⁸. Comme cet indice est exprimé sur une échelle de 1 (espèce continentale) à 10 (espèce océanique), l'hypothèse précédente conduit à dire que les espèces ayant un indice proche de 1 sont résistantes aux hivers rigoureux, tandis que les espèces avec un indice proche de 10 sont favorisées par des hivers doux.

Nous avons considéré qu'un agriculteur peut donner la température hivernale selon trois classes : l'hiver est doux, l'hiver est froid, l'hiver est rigoureux. Ces trois classes étant données et les hypothèses étant posées, il est possible d'attribuer pour chaque valeur d'indice, une probabilité de présence d'espèce selon chaque classe de température hivernale (Tableau 23). Dans ce cas, il n'est pas possible d'avoir des valeurs continues de probabilité (Figure 25).

⁴⁸ Cette hypothèse a été faite initialement par l'équipe de J. P. Gégout à l'ENGREF pour la base de données ECOFOR.

Tableau 23. Correspondance entre l'indice de continentalité d'Ellenberg (Ellenberg *et al.*, 1991) et les probabilités de présence des espèces utilisées dans « Ground-FlorASyst ».

Critère climatique	Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur correspondante de l'indice de continentalité	Probabilité de présence de l'espèce
Température hivernale (rigueur de l'hiver)	Climat océanique (hiver doux)	0, 1, 2, 3	1
		4, 5, 6	0,66
		7, 8	0,33
		9, 10	0
	Climat intermédiaire (hiver froid)	0, 4, 5, 6	1
		2, 3, 7	0,66
		1, 8	0,33
		9, 10	0
	Climat continental (hiver rigoureux)	0, 9, 10	1
		7, 8,	0,66
		4, 5, 6	0,33
		1, 2, 3	0



FIGURES

Figure 25. Illustration de la méthode utilisée pour transformer les indices écologiques spécifiques (en particulier ceux d'Ellenberg *et al.*, 1991) en probabilité de présence dans le cas de variables d'entrée discrètes. L'exemple pris concerne deux valeurs de l'indice de continentalité d'Ellenberg, 3 et 7 qui sont données respectivement à des espèces peu résistantes (fig. a) et bien résistantes (fig. b) à de faibles températures hivernales.

1.2.1.2 Température annuelle :

Le raisonnement conduit pour la température hivernale a été aussi appliqué pour la température annuelle. Nous avons pris comme base des calculs, l'indice de température d'Ellenberg *et al.* (1991) que nous supposons lié à la température annuelle.

Comme cet indice est exprimé sur une échelle de 1 (espèce de région froide) à 10 (espèce de région chaude), nous avons considéré trois classes de température annuelle correspondant à 3 étages biogéographiques : étage montagnard ou subalpin, étage de basse montagne ou de vallée, étage collinéen ou plaine. Nous avons ainsi pu attribuer pour chaque valeur d'indice, une probabilité de présence d'espèce selon chaque classe de température (Tableau 24).

Tableau 24. Correspondance entre l'indice de température d'Ellenberg *et al.* (1991) et les probabilités de présence des espèces utilisées dans « Ground-FlorASyst ».

Critère climatique	Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur correspondante de l'indice de température	Probabilité de présence de l'espèce
Température annuelle	Région froide (montagne ou subalpin)	0, 1, 2, 3,	1
		4, 5	0,66
		6, 7	0,33
		8, 9	0
	Région tempérée (vallée ou basse montagne)	5, 6	1
		4, 7	0,66
		3, 8	0,33
		1, 2, 9	0
	Région chaude (plaine et colline)	7, 8	1
		6, 9	0,66
		4, 5	0,33
		1, 2, 3	0

1.2.2 Probabilité de présence et facteurs pédologiques :

1.2.2.1 Facteurs considérés comme des variables continues :

1.2.2.1.1 Acidité du sol :

Nous avons supposé que l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH mis au point par Ellenberg *et al.* (1991) est corrélé au pH du sol des prairies permanentes. Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 pour les espèces de sols acides à 9 pour les espèces de sols basiques. Dans ce cas, cet indice a été utilisé pour calculer la probabilité de présence d'une espèce en fonction du pH du sol. Le pH du sol étant une variable continue, pour obtenir l'équation de cette fonction, plusieurs étapes sont nécessaires :

- préciser les bornes minimum, intermédiaires, mode et maximum du pH pour chaque valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (partie gauche du Tableau 25).
- pour chaque valeur (1 à 9) de l'indice d'Ellenberg, préciser la probabilité de présence qui correspond à chaque borne du pH (partie droite du Tableau 25).
- déterminer une équation qui permette de passer de façon continue d'une borne à l'autre, pour chaque valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH. Cette étape consiste à lisser la courbe qui passe par les bornes préalablement définies. Nous avons adopté une méthode déjà éprouvée pour déterminer cette courbe (van der Werf et Zimmer, 1997). Les équations sont présentées dans le Tableau 26.

Tableau 25. Bornes fixées pour la détermination des courbes mettant en relation la probabilité de présence des espèces et le pH du sol. Ces bornes servent de paramètres pour les équations présentées en Figure 27. Le même type de bornes a été obtenu pour la fertilisation azotée ou phosphorique.

Valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH	Seuils de sensibilité au pH				Seuil des probabilités		
	Seuil pH Minimal S0	Seuil pH intermédiaire 1 S1	Seuil pH intermédiaire 2 S2	Seuil pH Maximal S3	Initial P0	Intermédiaire P1	Final P2
1	0	/	/	3	1,00	/	0,00
2	0	/	/	4	1,00	/	0,00
3	0	3	/	6	0,67	1,00	0,00
4	0	3	/	6	0,33	1,00	0,00
5	0	5	/	9,5	0,33	0,67	0,00
6	0	4	6	8	0,00	0,67	0,33
7	0	4	7	9,5	0,00	0,33	0,67
8	0	6	/	8,5	0,00	/	1,00
9	0	5	/	9	0,00	/	1,00

Tableau 26. Détails des équations des fonctions entre la probabilité de présence des espèces et le pH du sol selon les différentes valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991). Les paramètres des équations font référence au Tableau 25. Avec : P_{pH} , la probabilité de présence de l'espèce en fonction du pH et pH , la valeur observée du pH (analyse de sol donnée ou estimée par l'agriculteur). Le même type d'équation est obtenu pour la fertilisation azotée ou phosphorique.

Indice	Equation
1	$SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (P0) * (0,5 + 0,5 * \cos(\pi * (pH - S0) / (S3 - S0))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
2	$SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (P0) * (0,5 + 0,5 * \cos(\pi * (pH - S0) / (S3 - S0))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
3	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 + (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1 - (P0)) \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (P1) * (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5)))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
4	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 + (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1) \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5)))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
5	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = (P0) + (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1) \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
6	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 \text{ SINON } (SI(pH < S2) \text{ ALORS } P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))) \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (P2) + (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5)))) * (P1) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
7	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 \text{ SINON } (SI(pH < S2) \text{ ALORS } P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))) \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = (P2) + (0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5)))) * (P1) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
8	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S3 - S1) - 0,5))) \text{ SINON } P_{pH} = P2$
9	$SI(pH < S1) \text{ ALORS } P_{pH} = P0 \text{ SINON } (SI(pH < S3) \text{ ALORS } P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \sin(\pi * ((pH - S1) / (S3 - S1) - 0,5))) ; \text{ SINON } P_{pH} = P2$

En guise d'illustration de ces étapes (Figure 26), nous prenons l'exemple de la variation de la probabilité de présence de deux espèces en fonction du pH du sol, l'une dont l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH est de 4 (espèce favorisée par un pH assez acide) et l'autre dont l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH est de 9 (espèce favorisée par un pH basique).

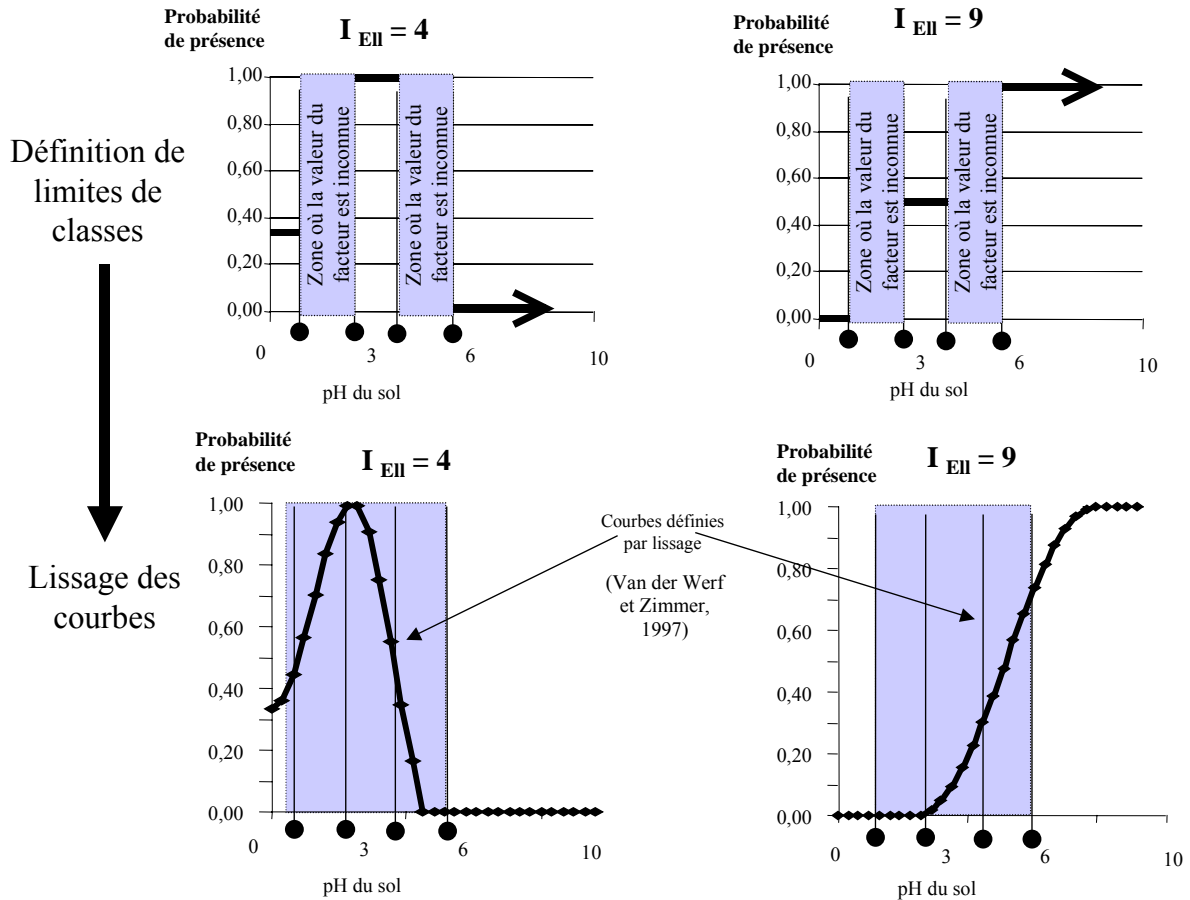


Figure 26. Illustration de la méthode utilisée pour un calcul basé sur l'utilisation d'indices. L'exemple pris concerne le calcul de la probabilité de présence en fonction d'une variable continue : le pH du sol. Le détail concerne deux valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991), 4 et 9 qui sont données respectivement à des espèces de sols acides à neutres et à des espèces de sols très basiques.

Par cette méthode, sont déterminées 9 équations de la probabilité de présence en fonction du pH du sol (Figure 27). Ainsi, connaissant la valeur de l'indice pour chaque espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à toute valeur de pH du sol.

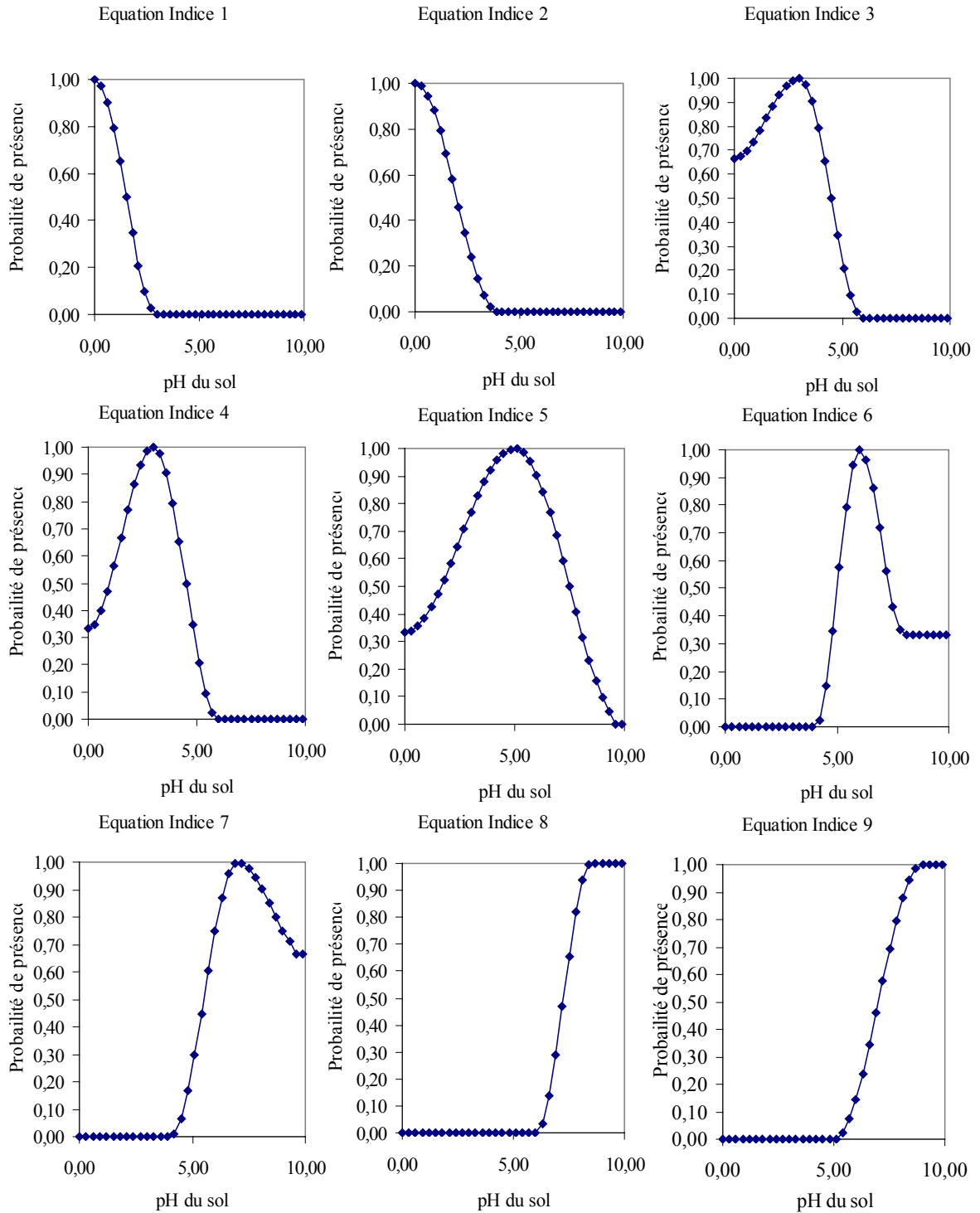


Figure 27. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction du pH du sol. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de l'indice pour chaque espèce, il est ainsi possible de déterminer la réponse de cette espèce à toute valeur de pH du sol.

1.2.2.1.2 Fertilité azotée du sol :

1.2.2.1.2.1 Obtention des équations :

Un mode de calcul analogue à celui développé pour le pH a été mis au point pour la fertilité azotée du sol. Nous avons supposé que l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol mis au point par Ellenberg *et al.* (1991) est corrélé à la quantité nette d'azote fournie par le sol des prairies permanentes. Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 pour les espèces de sols oligotrophes à 10 pour les espèces de sols eutrophes.

Comme précédemment, il est nécessaire d'une part de préciser les bornes minimum, intermédiaires, mode et maximum des quantités d'azote apportées par le sol pour chaque valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité et d'autre part de préciser la probabilité de présence qui correspond à chaque borne de fertilité pour chaque valeur (1 à 9) de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée d'Ellenberg *et al.*, 1991). Par souci de simplification, nous ne détaillons pas ici les paramètres des équations, ces dernières étant analogues à celles définies pour le pH (Tableau 25 et Tableau 26). Les 9 équations déduites sont simplement illustrées dans la Figure 28. Ainsi, connaissant la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité pour chaque espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la quantité d'azote apportée par le sol.

1.2.2.1.2.2 Détermination de la quantité d'azote nette fournie par le sol :

Le cahier des charges pour l'élaboration du modèle impose en particulier que les variables d'entrée du modèle soient aisément obtenues à partir d'une enquête de terrain auprès des exploitants agricoles. Il s'avère que la quantité d'azote fournie par le sol ne peut être donnée aisément.

Nous avons donc mis au point un arbre de décision qui permet, à partir d'informations faciles d'accès, d'estimer cette quantité (Tableau 27). Cet arbre est issu des travaux sur la minéralisation nette du sol réalisés par différentes équipes dans l'objectif d'une détermination à partir de critères simples (de Montard, 1987 ; Farruggia *et al.*, 2000).

Tableau 27. Arbre de décision pour déterminer la quantité d'azote nette minéralisée par un sol de prairie permanente.

Exposition	Conditions humides (ou exposition nord ou ombre)				Conditions sèches (ou exposition sud ou ensoleillement)			
	Faible		Forte		Faible		Forte	
Pente	Basse	Haute	Basse	Haute	Basse	Haute	Basse	Haute
Parcelle mécanisable	120	100	80	60	100	80	80	60
Parcelle non mécanisable	100	80	80	60	80	60	60	60

Si la fertilisation organique est régulière (historique de fertilisation de plus de 5 ans), alors + 20 kgN/ha/an pour chaque valeur obtenue par la règle de décision.

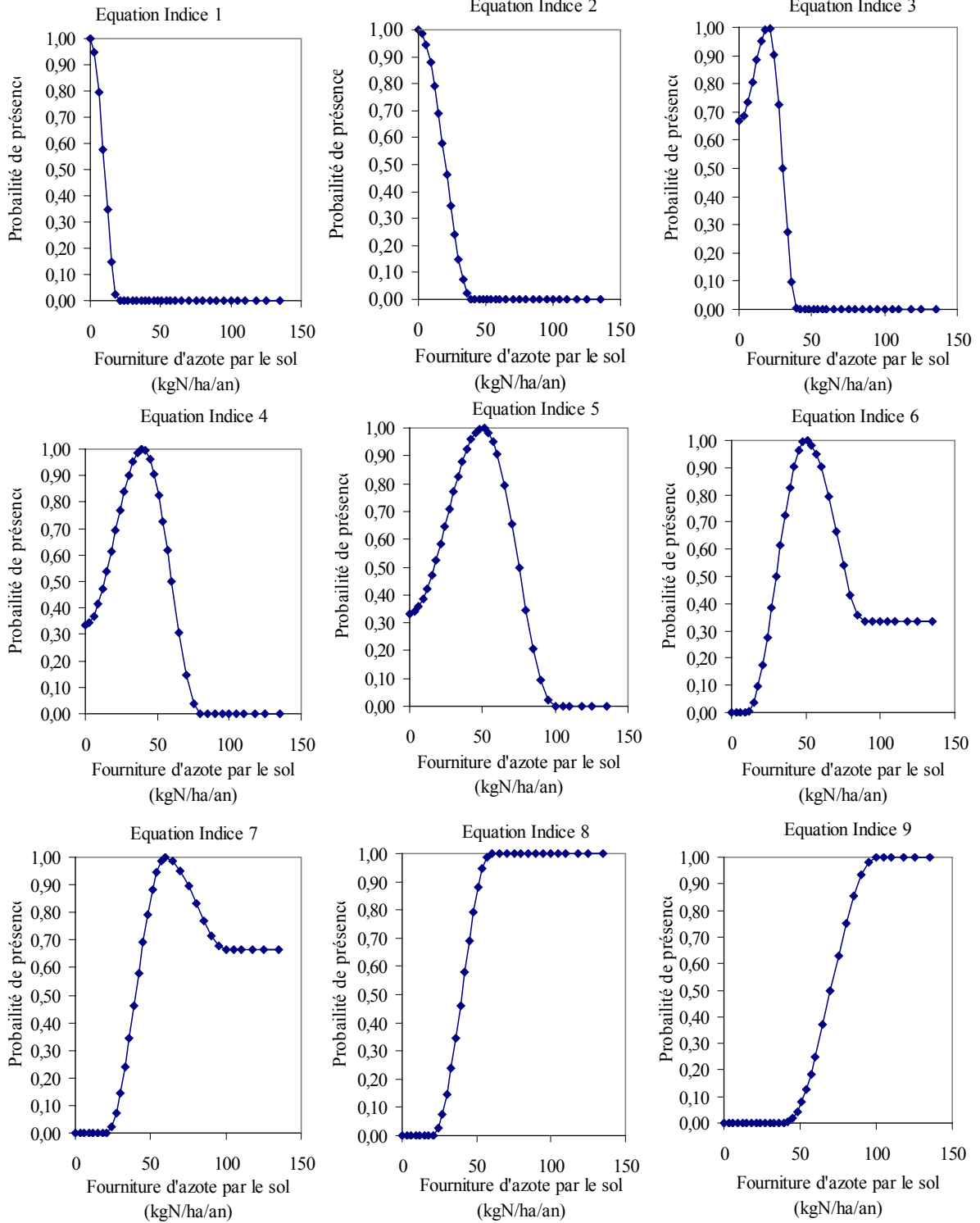


Figure 28. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilité du sol (quantité nette d'azote minéralisée par le sol). Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de cet indice pour une espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilité azotée.

1.2.2.2 Facteurs considérés comme des variables discrètes :

Le mode de calcul est analogue à ce qui a été présenté pour la température dans la paragraphe d'exemple de calcul pour la température hivernale (paragraphe 1.2.1.1 page 180). Nous décrivons donc sommairement l'application de cette méthode de calcul aux facteurs environnementaux abordés comme des variables discrètes.

1.2.2.2.1 Profondeur du sol :

La base des calculs est l'indice écologique spécifique de sensibilité à la profondeur de sol synthétisé par Plantureux (1996a). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 (espèce de sol peu profond) à 10 (espèce de sols profonds). Nous avons considéré qu'un agriculteur peut donner la profondeur de sol selon trois classes : faible profondeur (environ 0-50 cm), profondeur modérée (50-100 cm environ) et profondeur importante (plus de 100 cm). Nous avons attribué pour chaque valeur d'indice, une probabilité de présence d'espèce selon chaque classe de profondeur du sol (Tableau 28).

Tableau 28. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la profondeur du sol (Plantureux, 1996a) et les probabilités de présence des espèces selon les classes de profondeur du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs.

Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur de l'indice	Probabilité de présence de l'espèce
Faible profondeur (0-50 cm)	1, 2	1
	3, 4	0,66
	5, 6	0,33
	7, 8, 9 et 10	0
Profondeur modérée (50-100 cm)	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	1
	7	0,66
	8, 9	0,33
	10	0
Profondeur importante (>100cm)	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et 10	1
Espèces indifférentes	0	0,66

1.2.2.2.2 Salinité du sol :

L'indice retenu est celui de la sensibilité à la salinité (Ellenberg *et al.*, 1991). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 (espèce de sol non salé) à 10 (espèces halophiles). Nous avons considéré qu'un expert local peut donner aisément la salinité du sol selon quatre classes : pas de sel, salinité faible à modérée (0,1 à 0,5% Cl⁻), salinité modérée (0,5 à 1,2% Cl⁻), salinité forte (1,2 à <2,3% Cl⁻). Nous avons attribué pour chaque valeur d'indice, une probabilité de présence d'espèce selon chaque classe de salinité du sol (Tableau 29).

Tableau 29. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la salinité du sol (Ellenberg *et al.*, 1991) et les probabilités de présence des espèces selon les classes de salinité du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs ou des experts locaux.

Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur de l'indice	Probabilité de présence de l'espèce
Pas de sel	1, 2, 3	0,66
	4	0,33
	5, 6, 7, 8, 9	0
	<i>Espèces indifférentes</i>	0
Salinité faible à modérée (0,1 à 0,5% Cl-)	1, 2, 3	1
	4, 5, 6	0,66
	7, 8	0,33
	9	0
	<i>Espèces indifférentes</i>	0
Salinité modérée (0,5 à 1,2% Cl-)	1, 2	0
	3	0,66
	4, 5, 6	1
	7, 8	0,66
	9	0,33
	<i>Espèces indifférentes</i>	0
Salinité forte (1,2 à <2,3% Cl-)	1, 2, 3, 4	0
	5	0,33
	6, 7	0,66
	8, 9	1
	<i>Espèces indifférentes</i>	0

1.2.2.2.3 Humidité du sol :

L'indice retenu est celui de la sensibilité à l'humidité du sol (Ellenberg *et al.*, 1991). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 (espèce de sol sec) à 12 (espèces flottantes). Nous avons considéré qu'un agriculteur ou un expert peut donner aisément l'humidité du sol selon cinq classes : sol très sec à sec, sol frais, sol humide, sol saturé en eau régulièrement, submersion du sol. Pour chaque valeur d'indice, nous avons attribué, une probabilité de présence d'espèce selon chaque classe d'humidité du sol (Tableau 30).

Tableau 30. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'humidité du sol (Ellenberg *et al.*, 1991) et les probabilités de présence des espèces selon les classes d'humidité du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs.

Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur de l'indice	Probabilité de présence de l'espèce
Sol très sec à sec	1, 2, 3	1
	4	0,66
	5	0,33
	6, 7, 8, 9, 10, 11, 12	0
	<i>Espèces indifférentes</i>	0
Sol frais	0	0,66
	1	0
	2	0,33
	3	0,66
	4, 5	1
	6	0,66
	7	0,33
	8, 9, 10, 11, 12	0
<i>Espèces indifférentes</i>	0	
Sol humide	0	0,66
	1, 2, 3, 4	0
	5	0,66
	6, 7	1
	8	0,66
	9	0,33
	10, 11, 12	0
<i>Espèces indifférentes</i>	0	
Sol saturé en eau régulièrement	0	0,66
	1, 2, 3, 4, 5	0
	6	0,33
	7	0,66
	8, 9	1
	10	0,66
	11	0,33
	12	0
	<i>Espèces indifférentes</i>	0
Submersion	0	0,33
	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	0
	8	0,33
	9	0,66
	10, 11, 12	1
<i>Espèces indifférentes</i>	0	

1.2.2.2.4 Fertilité phosphorique du sol :

Nous avons considéré la fertilité phosphorique non comme une variable continue, mais comme une variable discrète. Ce choix est motivé par le fait que l'estimation précise de la fertilité des sols en phosphore est encore très complexe, aucune méthode n'étant réellement efficace (Janssens *et al.*, 1993). C'est pourquoi la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la fertilité phosphorique des sols est déterminée dans Ground-FlorASyst pour trois niveaux de fertilité : un niveau faible, un niveau moyen et un niveau fort. Ces probabilités sont renseignées à partir d'un seul critère : la sensibilité des espèces à la fertilité en phosphore du sol, déterminée à partir de la méthode mise au point et détaillée dans le chapitre 2.

Comme pour l'azote, nous posons donc l'hypothèse que l'indice écologique spécifique de sensibilité au phosphore permet de caractériser la réponse des espèces à un apport de fertilisant phosphorique. Plus l'apport de phosphore est important, plus les espèces qui sont présentes sont celles qui se trouvent sur des sols riches en phosphore. L'hypothèse auxiliaire est donc là aussi que le facteur temporel est négligé : la probabilité de présence des espèces qui est mesurée correspond à ce qui serait observé si l'apport de phosphore se faisait sur plusieurs années.

Partant de ces hypothèses, nous avons pu attribuer une probabilité de présence pour chaque espèce selon la méthode de calcul développée pour la température hivernale. Le Tableau 31 récapitule la détermination des probabilités de présence en fonction de la fertilité phosphorique du sol.

Tableau 31. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol et les probabilités de présence des espèces selon les classes de fertilité phosphorique des sols. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs (analyse de sol ou dire d'expert).

Classe dans Ground-FlorASyst ^a	Valeur de l'indice	Probabilité de présence de l'espèce
Sol très pauvre à pauvre en phosphore	1	1
	2, 3	0,66
	4, 5	0,33
	6, 7, 8, 9 et 10	0
Sol équilibré en phosphore	4, 5, 6	1
	3, 7	0,66
	8, 2	0,33
	1, 9, 10	0
Sol riche à très riche en phosphore	8, 9, 10	1
	6, 7	0,66
	5	0,33
	4, 3, 2, 1	0
Espèces indifférentes	0	0,66

Encadré 21. Bilan sur les facteurs du milieu pris en compte dans le modèle Ground-FlorASyst.

Les 8 facteurs du milieu pris en compte par le modèle expert sont :

- la température annuelle, renseignée à partir de 3 classes données par l'agriculteur ;
- la température hivernale, renseignée à partir de 3 classes données par l'agriculteur ;
- la fertilité azotée du sol qui est une fonction de la minéralisation nette du sol, laquelle est donnée par un système expert renseigné à partir de données disponibles auprès de l'agriculteur ;
- la fertilité phosphorique du sol, renseignée à partir de 3 classes données par l'agriculteur ;
- la profondeur du sol, renseignée à partir de 3 classes données par l'agriculteur ;
- l'humidité du sol, renseignée à partir de 3 classes données par l'agriculteur ; et
- la salinité du sol, renseignée à partir de 3 classes données par expertise.

1.3 Obtention des probabilités de présence de chaque espèce végétale en fonction des pratiques agricoles :

1.3.1 Probabilité de présence en fonction des apports d'engrais ou d'amendements :

1.3.1.1 Probabilité de présence en fonction de la fertilisation azotée :

Nous avons supposé que l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (Ellenberg *et al.*, 1991) est lié à la fertilisation des prairies permanentes : plus la fertilisation est importante, plus on peut supposer que la fertilité sera élevée. **L'hypothèse auxiliaire est que nous ne prenons pas en compte le facteur temporel : la probabilité de présence des espèces qui est mesurée correspond à ce qui serait observé si l'apport d'azote se faisait sur plusieurs années de la même manière.** Cet indice est exprimé sur une échelle de 1 pour les espèces de sols pauvres à 9 pour les espèces de sols riches en azote.

Ces hypothèses étant posées, la méthode utilisée pour le calcul de la probabilité de présence des espèces en fonction de l'apport d'engrais azotés est analogue à celle développée pour le pH (paragraphe 1.2.2.1.1. page 182). Nous obtenons ainsi 9 équations de la probabilité de présence en fonction de la fertilisation azotée (Figure 29). Nous ne rentrons pas dans les détails des paramètres et du développement de ces équations, le principe étant le même que pour le pH (Tableau 25 pour les bornes et Tableau 26 pour les équations).

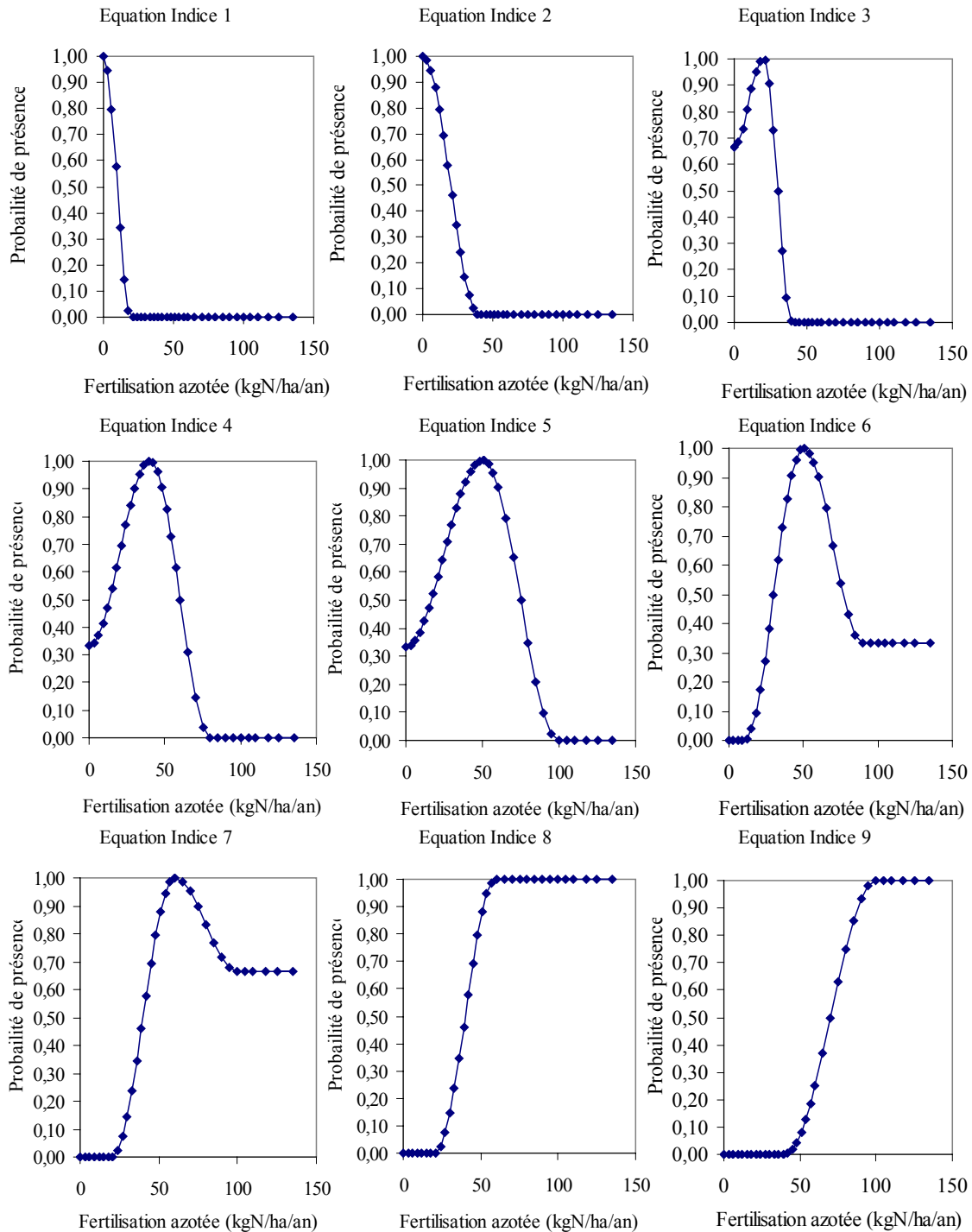


Figure 29. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilisation azotée. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de cet indice pour chaque espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilisation azotée.

Ainsi, connaissant la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol pour chaque espèce, il est possible de déduire la réponse de cette espèce à la quantité d'azote apportée par fertilisation. Cette quantité tient compte non seulement des

engrais chimiques, mais aussi des engrais organiques et des restitutions par les animaux au pâturage. Ces informations sont accessibles à partir de modèles simples renseignés uniquement par des données accessibles par enquête auprès des agriculteurs tels que nous l'avons établi par ailleurs (Pervanchon *et al.*, sous presse).

1.3.1.2 Probabilité de présence en fonction de fertilisation phosphorique :

Pour l'évaluation de l'effet de la fertilisation phosphorique sur les espèces végétales, nous nous basons sur les indices que nous avons déterminés à partir de données expérimentales, dans le chapitre 3.

Comme pour l'azote, nous posons l'hypothèse que ces indices écologiques spécifiques de sensibilité à la fertilité du sol en phosphore permettent de caractériser la réponse des espèces à un apport d'engrais phosphorique. Plus l'apport de phosphore est important, plus les espèces qui sont présentes sont celles qui se trouvent sur des sols riches en phosphore. L'hypothèse auxiliaire est que nous ne prenons pas en compte le facteur temporel : la probabilité de présence des espèces qui est mesurée correspond à ce qui serait observé si l'apport de phosphore se faisait sur plusieurs années.

Partant de ces hypothèses, nous avons attribué une probabilité de présence pour chaque espèce sur le même principe de calcul que pour la fertilisation azotée (et le pH). Sont ainsi obtenues 10 équations de la probabilité de présence en fonction de la fertilisation phosphorique (Figure 30). Comme précédemment, nous ne donnons pas les détails des paramètres des équations, qui sont extrapolables à partir de ce qui a été détaillé pour le pH (paragraphe 1.2.2.1.1 page 182, Tableau 25 pour les bornes et Tableau 26 pour les équations).

Connaissant la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique pour chaque espèce, il est possible de déduire la réponse de cette espèce à la fertilisation phosphorique. Comme dans le cas de l'azote, il est possible de prendre en compte non seulement les apports chimiques, mais aussi les apports par les engrais organiques et les restitutions.

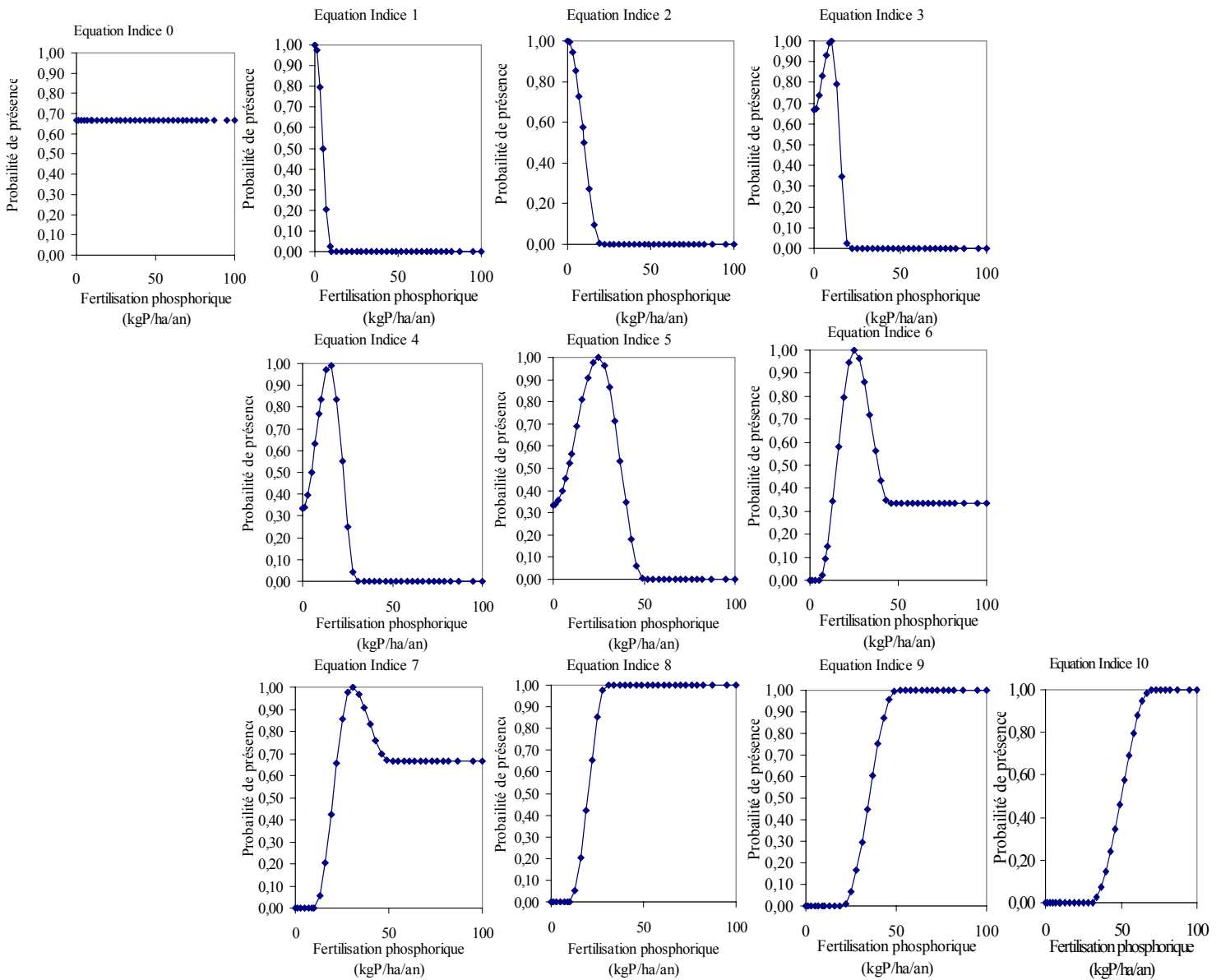


Figure 30. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilisation phosphorique. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique que nous avons déterminée pour différentes espèces. Connaissant la valeur de cet indice pour une espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilisation phosphorique.

1.3.1.3 Probabilité de présence en fonction des amendements calciques :

Nous n'avons pris en compte que les amendements calciques car la bibliographie et les données sont très rares concernant l'effet des amendements organiques sur chaque espèce végétale. En effet, les amendements organiques sont considérés uniquement sous l'angle de l'apport d'azote, et l'effet de l'humus ou du carbone n'est généralement pas abordé.

Pour déterminer la probabilité de présence d'une espèce en fonction des amendements calciques, nous avons utilisé l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1, pour les espèces acidiclinales, à 9 pour les espèces basophiles. Nous posons donc l'hypothèse que les espèces sensibles au pH du sol sont aussi sensibles à un amendement calcaire, car un tel amendement a pour objectif de réduire l'acidité du sol. Cette hypothèse est confortée par le fait qu'il a été établi que l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH d'Ellenberg est lié à la teneur en calcium du sol (Schaffers et Sykora, 2000).

Nous avons considéré les amendements calciques comme une variable discrète (même booléenne) : soit il y a un apport de calcaire sur la parcelle, soit il n'y en a pas. Dans le cas d'un apport calcique, les espèces favorisées par l'apport d'amendement sont celles qui ont un indice écologique spécifique de sensibilité au pH élevé de 8 ou 9. Au contraire, les espèces défavorisées par un amendement sont celles qui sont favorisées par un pH faible (indice écologique spécifique de sensibilité au pH de 1 ou 2). Les espèces qui sont favorisées par un pH du sol assez acide (c'est-à-dire celles qui ont un indice de 3 ou 4) et les espèces présentes sur des sols neutres à peu basiques (indice de 5, 6 ou 7) sont dans deux cas intermédiaires⁴⁹.

Ces considérations nous amènent à attribuer une valeur de probabilité de présence pour chaque espèce en fonction d'un amendement calcique et selon son indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Tableau 32).

Tableau 32. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'un amendement calcaire et l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH du sol (Ellenberg *et al.*, 1991).

	Indice écologique spécifique de sensibilité au pH	Probabilité de présence de l'espèce
Apport calcique	1, 2	0
	3, 4	0,33
	5, 6, 7	0,66
	8, 9	1
	0 (<i>espèce indifférente</i>)	0,66
Absence d'apport	1 à 9	la probabilité est celle dépendante du pH du sol

⁴⁹ Cette méthode de calcul est analogue à celle mise en oeuvre pour la température hivernale (paragraphe 1.2.1.1, page 180).

Encadré 22. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la fertilisation et des amendements calciques et bilan des calculs qui leurs sont associés.

La fertilisation prise en compte pour la détermination de la probabilité de présence des espèces végétales est :

- la fertilisation azotée : c'est la dose donnée par l'agriculteur (apport d'engrais chimiques, organiques et restitutions par les animaux au pâturage) ;
- la fertilisation phosphorique : c'est la dose donnée par l'agriculteur (apport d'engrais chimiques, organiques et restitutions par les animaux au pâturage)

Les amendements pris en compte sont les amendements calciques ; ils sont renseignés par l'agriculteur en deux classes : soit il y a apport d'amendement, soit il n'y en a pas.

1.3.2 Probabilité de présence en fonction de l'exploitation de la prairie :

1.3.2.1 Probabilité de présence en fonction de la date d'exploitation :

La détermination de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la date d'exploitation (fauche ou pâturage) a été réalisée à partir d'un arbre de décision simple (Tableau 33). Cette méthode est également utilisée pour des critères uniquement qualitatifs ; elle ne nécessite pas l'utilisation de la logique floue. Dans notre cas, deux critères ont été retenus, la date de pollinisation de l'espèce et son mode de reproduction.

Tableau 33. Arbre de décision utilisé pour calculer la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la date d'exploitation.

Critère	Décision			
	Végétatif ou mixte		Sexué	
La date correspond au mois de la pollinisation	Oui	Non	Oui	Non
Probabilité de présence	1	1	0	1

Ce choix tient compte d'une part de la disponibilité des données dans la bibliographie et d'autre part de considérations écologiques et biologiques. En effet, la date d'exploitation a un impact sur les espèces si elle les empêche de produire des graines. Son effet est donc bien moindre sur les espèces à multiplication végétative. Les espèces à reproduction surtout végétative ou surtout sexuée sont difficilement classables selon les auteurs. Nous avons donc choisi d'attribuer à l'ensemble de ces espèces la probabilité de présence 1 si la date

d'exploitation correspond à la date de pollinisation, car ces espèces ont un avantage adaptatif face aux autres espèces puisqu'elles ont les deux possibilités de reproduction.

Nous n'avons pas tenu compte de la date de floraison, partant du principe qu'une espèce végétale fauchée ou broutée après la floraison mais avant la pollinisation, n'a pas la possibilité de produire de graines. Le facteur limitant est donc la date de pollinisation et non la date de floraison.

Les données utilisées sont issues de bases de données (Kleyer, 1995) et de différentes flores (Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989 ; Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Dorée, 1995).

1.3.2.2 Probabilité de présence en fonction de l'intensité d'exploitation :

Il s'agit de détailler dans ce paragraphe les calculs mis en œuvre pour évaluer l'effet de l'intensité de la fauche et/ou du pâturage sur la présence des espèces végétales.

1.3.2.2.1 Notion d'intensité selon le mode d'exploitation :

Pour les prairies de fauche, l'intensité d'exploitation correspond au nombre et à la fréquence de coupes par an. Ces deux variables ont été considérées indirectement lors du calcul de la probabilité de présence en fonction de la date d'exploitation. En effet, d'après le mode de calcul expliqué ci-dessus, la probabilité de présence dépend de chaque fauche (donc le nombre de coupes est pris en compte indirectement) et de la date de ces fauches (donc la fréquence est prise en compte indirectement). La probabilité de présence des espèces en fonction de l'intensité d'exploitation des prairies de fauche est donc considérée ici égale à la probabilité en fonction de la date d'exploitation.

Concernant les prairies pâturées et les prairies mixtes, le nombre et la fréquence des coupes ne permettent pas à eux seuls de définir l'intensité d'exploitation. Le chargement, qui prend en compte le type d'animaux au pâturage, la durée et la fréquence du pâturage, doit aussi être pris en compte. **Afin de simplifier les calculs et de pouvoir considérer ensemble les prairies pâturées et les prairies mixtes, nous proposons de considérer le nombre de coupes et le chargement sous la forme d'une seule variable d'entrée : le « nombre de coupes équivalent ». Cela signifie que le chargement animal est converti en un nombre équivalent de coupes.** Par intensité d'exploitation nous entendons donc le nombre de coupes par an et/ou le niveau de chargement par hectare et par an ce qui correspond aux situations rencontrées pour l'ensemble des modes d'exploitation (prairies fauchées, pâturées et mixtes).

Nous exposons d'abord le principe de calcul du nombre de coupes équivalent puis nous détaillons le calcul de la probabilité de présence en fonction de l'intensité d'exploitation ($P_{\text{Int exploit}}$). Le calcul de cette probabilité se fait par système expert associé à la logique floue. Il passe par différentes étapes que nous allons détailler⁵⁰. Dans ces étapes, nous utilisons des indices n'existant pas dans la bibliographie et que nous avons donc dû créer. Ces créations passent aussi par l'utilisation de systèmes experts.

1.3.2.2.2 Calcul d'un nombre de coupes équivalent :

⁵⁰ Ces étapes sont : choix de critères, précision des règles pour chaque critère, limites des classes des critères, agrégation des critères dans un calcul final.

Nous partons du constat selon lequel il existe une relation mathématique significative entre le chargement animal instantané par hectare et la surface de prairie pâturée (Agnusdei, 1999). Cette relation est illustrée par la Figure 31.

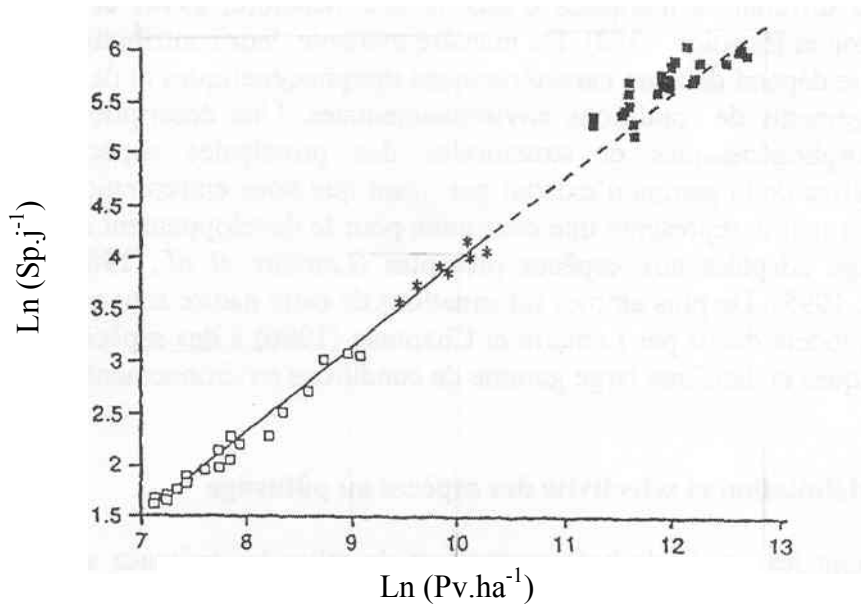


Figure 31. Illustration de la relation entre le chargement instantané exprimé en logarithme népérien de kg de poids vif par hectare (Ln (Pv.ha⁻¹)) et la surface pâturée exprimée en logarithme népérien du pourcentage de surface pâturée par jour (Ln [Sp.j⁻¹], d'après Wade, 1991, in Agnusdei, 1999). Le pâturage rationné est en carré plein, le pâturage tournant en étoile et le pâturage continu en carré vide.

A partir de cette relation et considérant que 1 unité gros bovin (1 UGB) correspond à une vache de 600kg, nous obtenons le nombre de coupes par pâturage équivalent à une fauche de la surface prairiale (Équation 52).

$$\text{Équation 52} \quad \text{NC}_{\text{éq}} = [(\exp(0,75 \ln(\text{Ch} \cdot 600) - 3,45)) \cdot j] / 100$$

Avec :

NC_{éq}, le nombre de coupes équivalent

Ch, le chargement instantané (en UGB.j⁻¹)

j, le nombre de jours de pâturage.

On notera qu'une variation de 600kg.UGB⁻¹ à 550kg.UGB⁻¹ entraîne une variation négligeable du résultat final. Par exemple, pour un chargement instantané de 5,5 UGB.ha⁻¹,

une variation de 600 kg.UGB^{-1} à 550 kg.UGB^{-1} entraîne une variation du pourcentage de surface pâturée de 10,24% à 10,80% seulement.

Par ailleurs, l'équation obtenue ici est déterminée pour des bovins laitiers. Nous posons l'hypothèse que cette équation est extrapolable à d'autres animaux par la prise en compte des UGB.

A partir de cette équation, il est ainsi possible de considérer sous une même variable, le nombre de coupes équivalent, le pâturage et la fauche. Dans le cas des prairies mixtes, il est simplement nécessaire de sommer le nombre de coupes par fauche au nombre de coupes équivalent lié au pâturage.

1.3.2.2.3 Obtention de la probabilité de présence en fonction de l'intensité d'exploitation ($P_{\text{Int exploit}}$) :

Rappelons que ces calculs ne sont appliqués que dans le cas des prairies pâturées et des prairies mixtes.

1.3.2.2.3.1 Choix et calcul des critères pour calculer $P_{\text{Int exploit}}$:

1.3.2.2.3.1.1 Identification des critères :

D'après la synthèse bibliographique réalisée précédemment (voir chapitre 1), ce qui détermine la présence d'une espèce quand il y a pâturage, c'est sa réponse à l'effet de la dent et du sabot de l'animal, cet effet étant dépendant du nombre d'animaux présents en même temps sur la prairie.

Nous avons donc retenu 3 critères considérés comme déterminants pour comprendre l'effet de l'intensité du pâturage sur la présence des espèces : la sensibilité des espèces à la défoliation, la sensibilité au piétinement et enfin, le chargement estimé par le nombre de coupes équivalent.

La sensibilité au piétinement est une donnée disponible dans la littérature pour de nombreuses espèces, sous forme d'indices écologiques spécifiques (Plantureux, 1996a), quant à l'équivalent nombre de coupes, il s'agit d'une donnée calculée aisément à partir des données disponibles sur les exploitations agricoles. En revanche, dans la littérature scientifique, l'information sur la sensibilité des espèces à la défoliation par l'animal n'est pas disponible. Nous avons donc dû créer un indice de défoliation.

1.3.2.2.3.1.2 Calcul de l'indice de défoliation :

L'indice de défoliation a été déterminé pour un ensemble d'espèces grâce à un système expert associé à la logique floue. Nous synthétisons donc ci-après chacune des étapes de l'utilisation de ce système expert.

1.3.2.2.3.1.2.1 Choix des critères

Nous avons élaboré un indice écologique spécifique de sensibilité à la défoliation par les animaux au pâturage (équins, ovins et bovins) pour un grand nombre d'espèces végétales, à partir de deux critères : la vulnérance des espèces et leur sensibilité aux coupes fréquentes. En effet, la défoliation consistant en un prélèvement de l'espèce par la dent des animaux au pâturage, si une espèce est prélevée trop intensément, elle tendra à disparaître si elle n'est pas résistante aux coupes fréquentes. Par ailleurs, plus une espèce est vulnérante, moins elle risque d'être prélevée par les animaux au pâturage.

L'indice de défoliation est exprimé sur une échelle de 1, quand l'espèce est défavorisée par la défoliation, à 10, quand l'espèce est favorisée par la défoliation. Il sert directement au calcul des probabilités de présence des espèces végétales en fonction du chargement (ou équivalent nombre de coupes).

Pour la sensibilité aux coupes fréquentes, nous avons repris l'indice issu des travaux de Klapp (Plantureux, 1996a). Nous avons en effet démontré précédemment que l'indice de résistance aux coupes fréquentes est utilisable sur les prairies mixtes et pâturées, autant que sur les prairies de fauche.

Enfin, nous avons dû créer un indice de vulnérance compte tenu des lacunes bibliographiques. L'indice de vulnérance est aussi exprimé sur une échelle de 1 à 10, 1 étant attribué aux espèces très vulnérantes et 10 aux espèces préférées par les animaux. Cet indice est utilisé comme intermédiaire pour déterminer l'indice de défoliation.

1.3.2.2.3.1.2.2 Calcul de l'indice de vulnérance :

L'agrégation de l'information nécessaire au calcul de l'indice de vulnérance est réalisée par un système expert associé à la logique floue.

Avant de choisir les critères à agréger, nous avons d'abord recherché les informations disponibles dans la bibliographie. L'information sur la vulnérance des espèces pour les bovins a été déterminée pour 1311 espèces, parmi lesquelles 37 sont refusées par les animaux, les autres étant considérées comme non vulnérantes (Plantureux, 1996a). Nous avons attribué à ces 37 espèces la valeur 1 à l'indice de vulnérance pour les bovins. La question du pâturage par les équins ne se pose que pour le Parc Naturel de la Camargue compte tenu des productions et des modes de gestion locaux. Par ailleurs, nous ne disposons pas non plus de données sur le comportement alimentaire équin pour chaque espèce végétale. Pour combler ces lacunes, nous avons fait appel à l'expertise de botanistes locaux ayant des connaissances sur le comportement alimentaire des chevaux⁵¹. Nous avons pu obtenir ainsi une indication de l'appétence des chevaux vis-à-vis de 300 espèces végétales. Cette indication est portée sur une échelle de 0 à 3, 0 correspondant à une appétence nulle et 3 à une appétence forte. Cette indication sert de base pour la détermination d'un indice de vulnérance. L'indice prend la valeur 0, 3, 6 et 9 respectivement pour une appétence de 0, 1, 2 et 3.

En dehors de ces données pour quelques espèces, nous n'avons pas trouvé d'informations. Nous avons donc calculé un indice de vulnérance d'une part dans le cas des ovins pour l'ensemble des espèces et d'autre part pour les espèces non détaillées pour les bovins et les équins, mais présentes dans les Parcs Naturels Régionaux impliqués dans notre étude. Ce calcul est basé sur l'agrégation de l'information de trois critères : la surface des feuilles, l'anatomie des feuilles et le niveau de lignification de l'espèce végétale. Ces critères ont été sélectionnés car ils sont liés à la motivation qu'ont les animaux au pâturage à manger ou non les espèces concernées (Magda *et al.*, 2001). En outre, l'information disponible dans la bibliographie pour un grand nombre d'espèces concerne essentiellement ces critères en lien avec la vulnérance des espèces. Les sources d'information bibliographique utilisées sont les bases de données (Kleyer, 1995 ; Plantureux, 1996a ; Gachet, 2002) et les flores (Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989 ; Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Dorée, 1995). Les données de la bibliographie pour chaque critère ont été distribuées en classes (Tableau 34).

⁵¹ Il s'agit de spécialistes de la Tour-du-Valat et du Parc Naturel Régional de Camargue.

Tableau 34. Classes retenues pour les valeurs des différents critères de détermination de l'indice de vulnérance. Ces critères sont obtenus à partir de différentes bases de données (Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989 ; Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Dorée, 1995 ; Kleyer, 1995 ; Plantureux, 1996a).

Critère	Valeurs identifiées dans la bibliographie	Classes retenues pour la détermination de la vulnérance	Notation de la classe ^a
Surface des feuilles	>100 cm ²	300 cm ²	300
	20-100 cm ²	40 cm ²	40
	10-20 cm ²	15 cm ²	15
	2-20 cm ²	10 cm ²	10
	1-10 cm ²	7 cm ²	7
	0,2-5 cm ²	2 cm ²	2
	0,2-2 cm ²	1 cm ²	1
	0,1-1 cm ²	0,5 cm ²	0,5
	0,04-0,2 cm ²	0,1 cm ²	0,1
	<0,04 cm ²	0,02 cm ²	0,02
Anatomie des feuilles	Nanophylle, sclérophylle, écailles, aiguilles, épines, microphylle	Classe des micro-feuilles (non préhensibles par les bovins)	N
	Hygromorphe, succulente, autre	Classe des feuilles intermédiaires (assez préhensibles par les bovins)	H
	Mésomorphe, graminéenne, laurifoliée	Classe des feuilles préhensibles par les bovins	M
Lignification	Espèce ligneuse	Lignification	L
	Espèce à base ligneuse	Semi-lignification	B
	Espèce non ligneuse	Absence de lignification	V

a. Notation utilisée dans les fichiers informatisés.

Une fois les critères retenus, nous avons défini les conclusions des règles de décision permettant d'attribuer une valeur unique d'indice de vulnérance lorsque les trois critères sont considérés ensemble. La valeur de l'indice de vulnérance est attribuée selon les valeurs prises par ces critères dans des cas extrêmes, c'est-à-dire quand chaque critère prend une valeur très favorables et/ou très défavorables à l'espèce (Tableau 35). L'attribution se fait par avis d'expert, en fonction des connaissances de la biologie, de l'écologie des espèces et du comportement alimentaire des bovins, des équins et des ovins⁵².

⁵² Rappelons une dernière fois que la validation des bornes et des règles de décision pour chaque critère a été réalisée au cours de comités scientifiques réguliers.

Tableau 35. Règles de décision précisant les valeurs prises par l'indice de vulnérance dans les deux cas extrêmes, très favorable (F) ou très défavorable (D) au prélèvement de l'espèce par l'animal, pour chaque critère retenu.

Interactions entre les critères	Anatomie des feuilles	F				D			
	Surface des feuilles	F		D		F		D	
	Lignification	F	D	F	D	F	D	F	D
Valeurs prises par l'indice de vulnérance	Bovins	1	2	2	5	4	6	6	10
	Ovins	1	2	2	7	6	6	8	10

Par exemple, si les feuilles sont très fines (cas favorable à l'espèce végétale), mais que leur surface est moyenne et que l'espèce n'est pas ligneuse (cas défavorables à l'espèce puisqu'il y a risque de prélèvement par l'animal), l'indice de vulnérance est estimé à 5 pour les bovins et les équins et à 7 pour les ovins. Cela veut dire que l'espèce est moyennement vulnérante pour les bovins ou les équins, mais assez appétente pour les ovins, ces derniers pouvant manger des feuilles épineuses ou en aiguilles (Magda *et al.*, 2001).

Une fois les règles définies, nous avons déterminé les limites des classes floues et l'appartenance des critères à ces classes. Pour chaque classe de chaque critère considéré indépendamment, une probabilité (exprimée de 0 à 1) a été établie pour les bovins, les équins et les ovins (Tableau 36). Il s'agit de la probabilité qu'a une espèce de ne pas être prélevée (cas F, très favorable à l'espèce végétale) ou d'être prélevée (cas D, très défavorable à l'espèce végétale) par un animal au pâturage si l'on considère chaque critère indépendamment. Par exemple, une espèce à grande surface foliaire a peu de chance d'être broutée par les animaux au pâturage, la probabilité est donc de 1 pour qu'elle ne soit pas prélevée et de 0 pour qu'elle soit prélevée.

Tableau 36. Paramètres retenus pour le calcul de l'indice de vulnérance selon un système expert associé à la logique floue. Les valeurs présentées correspondent à la probabilité (exprimée de 0 à 1) qu'a une espèce de ne pas être prélevée (cas F, très favorable à l'espèce végétale) ou d'être prélevée (cas D, très défavorable à l'espèce végétale) par un animal au pâturage.

Critère	Classe du critère	Bovins et Equins		Ovins	
		F	D	F	D
Anatomie	N	0,9	0,1	0,9	0,1
	H	0,5	0,5	0,5	0,5
	M	0,2	0,8	0,2	0,8
Lignification	L	1	0	1	0
	B	0,5	0,5	0,3	0,7
	V	0	1	0,5	0,5
Surface	300	1	0	0,2	0,8
	40	1	0	0,3	0,7
	15	0,8	0,2	0,4	0,6
	10	0,6	0,4	0,1	0,9
	7	0,4	0,6	0,3	0,7
	2	0,2	0,8	0,5	0,5
	1	0,4	0,6	0,5	0,5
	0,5	0,8	0,2	0,6	0,4
	0,1	1	0	0,9	0,1
	0,02	1	0	1	0

Comme les valeurs prises par les critères sont discrètes, le passage d'une classe favorable à une classe défavorable n'est pas déterminé par une équation. Les valeurs entre les classes sont celles données dans le Tableau 36.

Enfin, pour chaque espèce végétale, une valeur de vulnérance est obtenue en appliquant la formule de la logique floue. Une valeur d'indice de vulnérance (notée I_{vul}) pour les bovins, les équins et les ovins est obtenue pour chaque espèce végétale, dans la mesure où l'information sur les critères est disponible dans la bibliographie.

1.3.2.2.3.1.2.3 Détermination des règles de décision :

Nous avons identifié les deux critères pour calculer l'indice de défoliation, il nous faut maintenant définir les règles de décision qui permettent d'obtenir une valeur de l'indice de défoliation lorsque les deux critères sont considérés ensemble. Cette attribution d'une valeur de l'indice à partir des combinaisons des valeurs prises par les critères dans des cas extrêmes, c'est-à-dire quand chaque critère prend une valeur très favorable et/ou très défavorable à l'espèce, est détaillée dans le Tableau 37.

Tableau 37. Règles de décision précisant les valeurs prises par l'indice de défoliation dans les deux cas extrêmes, très favorable (F) ou très défavorable (D) de prélèvement de l'espèce par l'animal, pour chaque critère retenu.

Critères	Règles de décision			
	F		D	
Indice de vulnérance bovin	F		D	
Indice de sens à fréquence de coupes	F	D	F	D
Conclusion de la règle (bovins et équins)	10	7	1	1
Conclusion de la règle (ovins)	1	1	8	10

1.3.2.2.3.1.2.4 Limites des classes floues et degré d'appartenance aux classes floues pour les critères de la défoliation :

Pour chaque classe des deux critères considérés indépendamment, une probabilité (exprimée de 0 à 1) a été déterminée pour les bovins, les équins et les ovins (Tableau 38). Il s'agit de la probabilité qu'a une espèce de ne pas être prélevée (cas F, très favorable à l'espèce végétale) ou d'être prélevée (cas D, très défavorable à l'espèce végétale) par un animal au pâturage si l'on considère chaque critère indépendamment. Le critère « sensibilité aux coupes fréquentes » a des valeurs discrètes, tandis que la vulnérance prend des valeurs continues. La détermination de l'appartenance est donc différente pour ces deux critères. On obtient les valeurs illustrées dans la Figure 32.

Tableau 38. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètres pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces végétales à la défoliation par les animaux au pâturage. Ces valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).

		Bovins et		Ovins	
		Equins			
		F	D	F	D
Indice écologique spécifique de sensibilité aux coupes fréquentes	0	0,67	0,33	0	1
	1	0	1	0	1
	2	0	1	0	1
	3	0,1	0,9	0,1	0,9
	4	0,3	0,7	0,3	0,7
	5	0,5	0,5	0,5	0,5
	6	0,7	0,3	0,7	0,3
	7	0,8	0,2	0,9	0,1
	8	1	0	1	0
	9	1	0	1	0
10	1	0	1	0	
Indice de vulnérance (Limites inférieures et supérieures)		3	8	2	8

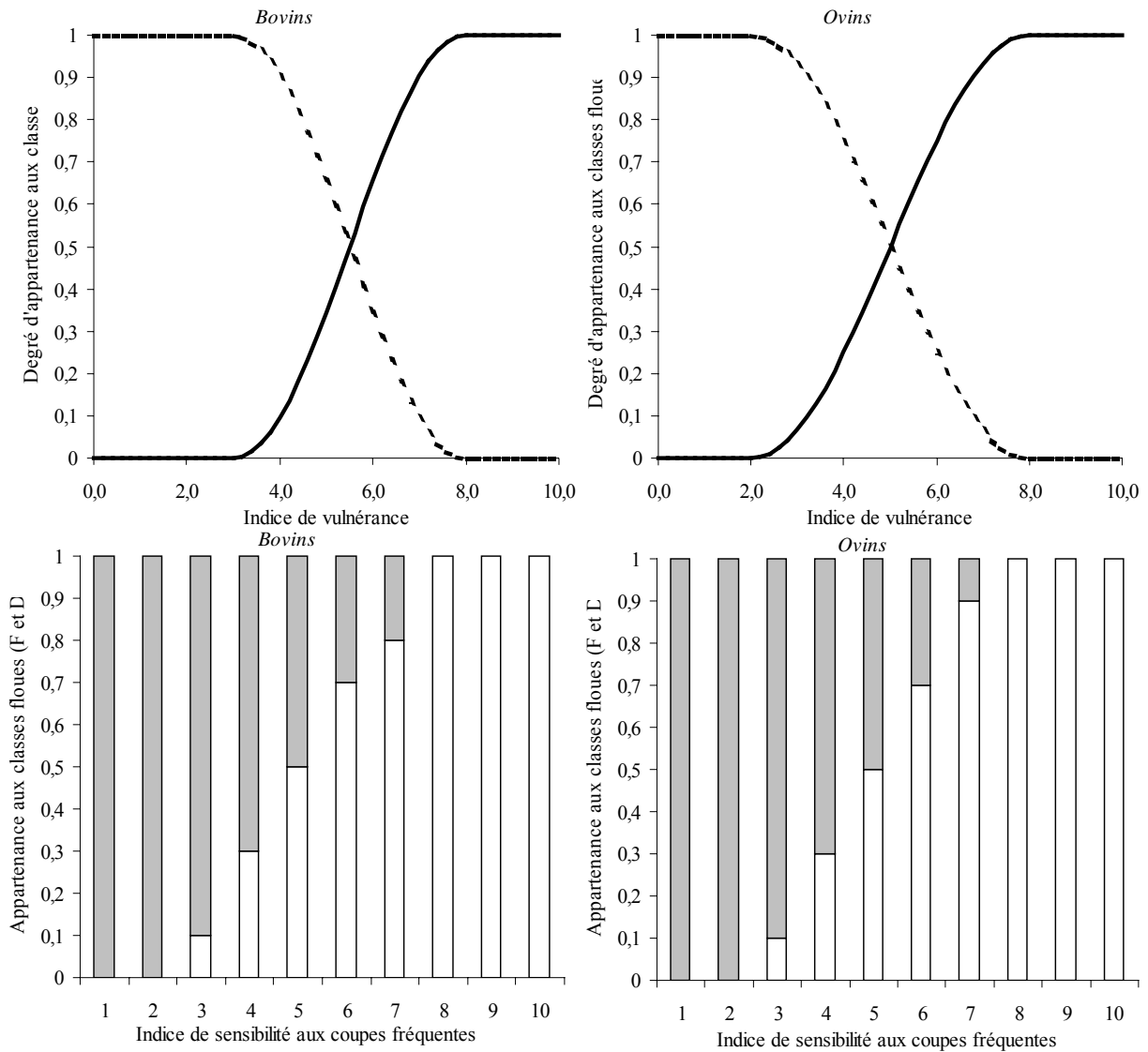


Figure 32. Illustration des fonctions d'appartenance du critère « indice écologique spécifique de sensibilité aux coupes fréquentes » et du critère « vulnérance » aux classes floues favorable (blanc ou lignes pleines) et défavorable (grisé ou lignes pointillées).

Les équations permettant de passer d'une limite de classe à l'autre dans le cas de la vulnérance sont des fonctions sinusoïdes⁵³ (sinus pour l'Équation 53 et cosinus pour l'Équation 54) de l'indice de vulnérance.

⁵³ Se rapporter au chapitre 3 pour les détails théoriques sur la logique floue.

Équation 53 $D_{aF} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}[\Pi * ((I_{Vul} - \text{Lim}_{inf}) / (\text{Lim}_{sup} - \text{Lim}_{inf}) - 0,5)]$
 Et si $I_{Vul} < \text{Lim}_{inf}$, $D_{aF} = 0$
 ou si $I_{Vul} > \text{Lim}_{sup}$, $D_{aF} = 1$

Équation 54 $D_{aD} = 0,5 + 0,5 * \text{COS}[\Pi * (I_{Sens\ fauche} - \text{Lim}_{inf}) / (\text{Lim}_{sup} - \text{Lim}_{inf})]$
 Et si $I_{Vul} < \text{Lim}_{inf}$, $D_{aD} = 1$
 ou si $I_{Vul} > \text{Lim}_{sup}$, $D_{aD} = 0$

Avec :

D_{aF} , le degré d'appartenance à la classe floue favorable ;

D_{aD} , le degré d'appartenance à la classe floue défavorable ;

I_{Vul} , la valeur de l'indice de vulnérance pour l'espèce végétale considérée ;

Lim_{inf} , la borne inférieure des classes floues pour le critère « vulnérance » ;

Lim_{sup} , la borne supérieure des classes floues pour le critère « vulnérance ».

Par exemple, une espèce très vulnérante a peu de chance d'être mangée par les animaux au pâturage, la probabilité est donc de 1 pour qu'elle ne soit pas prélevée si son indice de vulnérance est supérieure à 8 et de 0 pour qu'elle soit prélevée si son indice de vulnérance est inférieur à 2. Pour les cas intermédiaires, c'est-à-dire quand l'indice de vulnérance est compris entre 2 et 8, l'appartenance aux classes favorable et défavorable est donnée par les équations précédentes.

1.3.2.2.3.1.2.5 Calcul final de l'indice de défoliation :

Pour chaque espèce végétale, une valeur d'indice de défoliation ($I_{Défol}$) est obtenue pour les bovins, les équins et les ovins en appliquant la formule de la logique floue (Équation 55).

Équation 55 $I_{Défol} = \Sigma[\min(Ri) * (Ri)] / \Sigma[\min(Ri)]$

Avec :

$I_{Défol}$, l'indice de défoliation d'une espèce végétale ;

$\min(Ri)$, le minimum des règles de décision i pour attribuer une valeur de vulnérance à chaque combinaison de critères ;

Ri , la conclusion de la règle de décision i .

Un indice est ainsi obtenu pour chaque espèce végétale, dans la mesure où l'information sur les critères est disponible dans la bibliographie. Chaque indice est fixé définitivement pour chaque espèce.

1.3.2.2.3.2 Conclusions des règles de décision de chaque critère retenu pour le calcul de $P_{\text{Int exploit}}$:

Une fois que les critères pour déterminer la probabilité de présence en fonction de l'intensité du pâturage sont identifiés et calculés, il est nécessaire de définir les règles de décision lorsque ces critères sont pris ensemble. Les conclusions sont détaillées dans le Tableau 39.

Tableau 39. Règles de décision précisant la probabilité de présence d'une espèce dans les cas extrêmes, où chaque critère retenu (le piétinement, la défoliation et le chargement) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 8 conclusions de règles de décision.

Critères	Règles de décision							
	F				D			
Sensibilité à la défoliation	F				D			
Sensibilité au piétinement	F	D			F	D		
Nombre de coupes équivalent	F	D	F	D	F	D	F	D
Conclusion de la règle (probabilité de présence)	0,2	1	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0

Tableau 40. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer la probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu pour évaluer l'intensité du pâturage. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).

	Limite inférieure = D	Limite supérieure = F
Sensibilité à la défoliation	2	8
Sensibilité au piétinement	2	8
Nombre de coupes équivalent	10	2

Ainsi, par exemple, lorsqu'une espèce végétale est sensible au piétinement (cas D) et à la défoliation (cas D) et que le nombre de coupes équivalent est faible (cas F), sa probabilité de présence est estimée par avis d'expert à 1 (maximum). Pour la même espèce, si le nombre de coupes équivalent est fort (cas D), la probabilité de présence sera assez logiquement nulle (minimum). Une espèce favorisée par le piétinement (cas F) et la défoliation (cas F) aura une probabilité de 1 d'être présente si le nombre de coupes équivalent est fort (cas D). Si le nombre de coupes équivalent est faible (cas F), cette même espèce a beaucoup moins de chance d'être présente, d'où une probabilité qui lui est attribuée de 0,2.

1.3.2.2.3.3 Limites des classes et degré d'appartenance aux classes floues :

Les limites de classe sont données dans le Tableau 40. Les critères retenus sont exprimés sur une échelle de valeurs continues. En appliquant la méthode déjà expliquée, on obtient les

équations permettant de passer d'une limite de classe à l'autre dans le cas de chaque critère (elles sont analogues à l'Équation 53 et l'Équation 54). Ces équations sont des fonctions sinusoïdes. La fonction sinus s'applique pour l'appartenance des indices à la classe favorable et l'équation cosinus s'applique pour l'appartenance des indices à la classe défavorable. En revanche, pour le nombre de coupes équivalent, son appartenance à la classe favorable suit une fonction cosinus et sinus pour son appartenance la classe défavorable. Le nombre de coupes équivalent a une relation inverse des indices car, pour une espèce donnée sensible à une forte intensité de pâturage, un fort indice de défoliation ou de piétinement sera favorable et un faible pâturage sera favorable (et inversement). Ces équations d'appartenance sont illustrées dans la Figure 33.

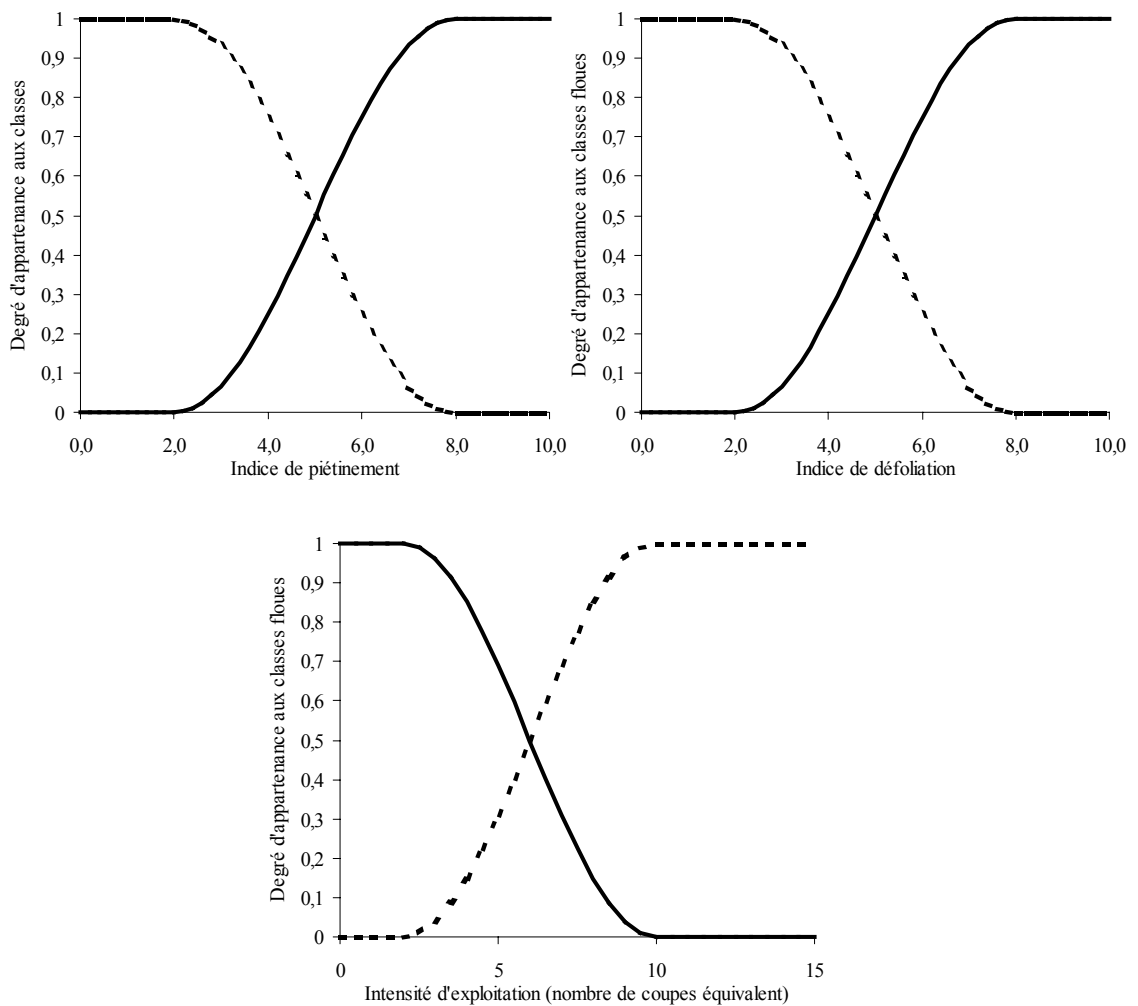


Figure 33. Illustration des fonctions d'appartenance du critère « indice écologique spécifique de sensibilité au piétinement », « indice écologique spécifique de sensibilité à la défoliation » et « nombre de coupes équivalent » aux classes floues favorable (lignes pleines) et défavorable (lignes pointillées).

1.3.2.2.3.4 Calcul final de $P_{\text{Int exploit}}$:

Enfin, la valeur de la probabilité est calculée en appliquant la formule de logique floue pour chaque espèce végétale (Équation 56).

$$\text{Équation 56 } P_{\text{Int exploit}} = \frac{\sum[\min(R_i) * (R_i)]}{\sum[\min(R_i)]}$$

Avec :

$P_{\text{Int exploit}}$, la probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction de l'intensité de l'exploitation des prairies pâturées ou mixtes ;

$\min(R_i)$, le minimum des règles de décision i pour attribuer une probabilité à chaque combinaison de critères ;

R_i , la conclusion de la règle de décision i .

Encadré 23. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction du mode d'exploitation et des calculs qui leurs sont associés.

Le mode d'exploitation des prairies est pris en compte à travers les pratiques agricoles suivantes :

- la date d'exploitation : elle est renseignée par l'agriculteur ; la probabilité de présence est calculée à partir de cette date et de la connaissance de la date de pollinisation et du mode de reproduction des espèces végétales (donnés par la bibliographie). Sont prises en compte toutes les interventions (fauche et mise au pâturage tout au long de l'année) ;
- l'intensité d'exploitation :
 - intensité de la fauche : l'intensité de la fauche dépend du nombre de coupes et de la fréquence des coupes ; ces données sont prises en compte indirectement par la considération de la date d'exploitation ;
 - intensité du pâturage seul ou associé à la fauche (prairies mixtes) : elle est renseignée par l'équivalent nombre de coupes, calculable à partir des données recueillies auprès de l'agriculteur (chargement, durée du chargement, type d'animal, nombre de coupes par fauche) ; la probabilité est calculée à partir de la connaissance du nombre de coupes équivalent et de la sensibilité à la défoliation et au piétinement. Ces trois données sont agrégées par système expert associé à la logique floue. Pour le calcul de la sensibilité à la défoliation, les données agrégées par système expert associé à la logique floue, qui sont prises en compte sont :
 - la résistance aux coupes fréquentes ;
 - la vulnérance des espèces ; pour la détermination de la vulnérance, les données agrégées par système expert associé à la logique qui sont prises en compte sont :
 - la surface des feuilles ;
 - l'anatomie des feuilles ;
 - la lignification de l'espèce.

Toutes les données concernant les espèces sont issues de la bibliographie et sont entrées dans une base de données. Toutes les données sur les pratiques agricoles sont renseignées aisément par enquête auprès des agriculteurs.

1.3.3 Probabilité de présence en fonction de la gestion de l'eau :

Dans les Parcs Naturels Régionaux, deux modes de gestion de l'eau sont susceptibles d'être rencontrés sur les prairies ou les parcours : le drainage et l'apport d'eau. Ce dernier peut recouvrir deux modalités : irrigation (aspersion ou gravitation) et ouverture de vannes (apport d'eau douce ou d'eau salée).

1.3.3.1 Probabilité de présence en fonction du drainage :

Pour déterminer la probabilité de présence d'une espèce en fonction du drainage, nous avons utilisé l'indice d'humidité d'Ellenberg *et al.* (1991). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1, pour les espèces de milieux secs, à 12 pour les espèces flottantes (10 étant pour les espèces de sols saturés). Comme les espèces sensibles à l'humidité sol sont aussi sensibles à un drainage, nous posons donc l'hypothèse que le drainage et l'indice d'humidité d'Ellenberg sont liés.

Pour mener à bien le calcul, nous avons considéré le drainage comme une variable booléenne : soit il y a drainage de la parcelle, soit il n'y en a pas. Dans le cas d'un drainage, les espèces favorisées sont celles qui ont un indice d'humidité proche de 1, le drainage ayant pour conséquence d'abaisser le taux d'humidité des sols. Au contraire, les espèces défavorisées sont celles qui ont un indice élevé. Les autres espèces (indice de 4 à 7) sont dans des cas intermédiaires. Ces considérations nous amènent à attribuer une valeur de probabilité de présence pour chaque espèce en fonction du drainage et de son indice écologique spécifique d'humidité (Tableau 41).

Tableau 41. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'un drainage et l'indice d'humidité du sol (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Plantureux, 1996a).

	Indice d'humidité	Probabilité de présence de l'espèce
Drainage	1, 2, 3	1
	4, 5	0,66
	6, 7	0,33
	8, 9, 10, 11, 12	0
	0 (<i>espèce indifférente</i>)	0,66
Absence de drainage	1 à 9	la probabilité est la même que celle qui est dépendante de l'humidité du sol (facteur du milieu)

1.3.3.2 Probabilité de présence en fonction de l'irrigation :

Nous avons raisonné à l'inverse de ce qui a été présenté dans le cas du drainage, en nous basant toujours sur l'indice d'humidité (Ellenberg *et al.*, 1991) : dans le cas d'une irrigation, les espèces favorisées sont celles qui ont un indice d'humidité proche de 10 (milieu saturé) et les espèces défavorisées sont celles qui ont un indice proche de 1 (milieu sec). Les autres espèces (indice de 4 à 7) sont dans des cas intermédiaires.

Nous avons considéré trois classes d'irrigation : irrigation forte, irrigation faible et absence d'irrigation. Nous avons attribué des probabilités pour chaque classe, en fonction de la valeur de l'indice d'humidité (Tableau 42).

Tableau 42. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'une irrigation et l'indice d'humidité du sol (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Plantureux, 1996a).

	Indice d'humidité	Probabilité de présence de l'espèce
Irrigation forte	1, 2, 3	0
	4	0,33
	5, 6	0,66
	7, 8	1
	9	0,33
	10, 11, 12	0
Irrigation faible	1, 2,	0
	4, 5, 6	1
	7	0,66
	3, 8	0,33
	9, 10, 11, 12	0
	<i>0 (espèce indifférente)</i>	<i>0,66</i>
Absence de drainage	1 à 9	la probabilité est la même que celle qui est dépendante de l'humidité du sol (facteur du milieu)

1.3.3.3 Probabilité de présence en fonction de l'ouverture de vannes :

Nous avons distingué les deux modalités d'ouverture de vanne : apport d'eau douce⁵⁴ et apport d'eau salée⁵⁵. Pour chaque cas il a été nécessaire de mettre au point un indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion.

1.3.3.3.1 Création d'un indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion :

Cette création est réalisée grâce à l'utilisation d'un système expert associé à de la logique floue, selon la méthode déjà largement détaillée pour la fauche et le pâturage.

Nous avons retenu trois critères pour calculer cet indice, compte tenu de la faible disponibilité des données bibliographiques : la sensibilité aux inondations, la sensibilité au contraste hydrique et la sensibilité à l'humidité. Dans les bases que nous avons exploitées, les deux premières sont des variables booléennes (Plantureux, 1996a) tandis que l'indice d'humidité est exprimé de 1 à 12 comme nous l'avons vu (Ellenberg *et al.*, 1991).

⁵⁴ Cas par exemple de la Brenne.

⁵⁵ Cas par exemple de la Camargue.

Les conclusions des règles de décision de chaque critère sont détaillées dans le Tableau 43. Ainsi, par exemple, une espèce sensible à la submersion, au contraste hydrique et à l'humidité aura une valeur d'indice la plus faible.

Tableau 43. Règles de décision précisant la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion d'une espèce dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (sensibilité à l'humidité, à l'inondation et au contraste hydrique) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 8 conclusions de règles de décision.

Critères	Règles de décision							
	F				D			
Sensibilité à la submersion	F				D			
Sensibilité à l'humidité	F	D		F	D		D	
Sensibilité au contraste hydrique	F	D	F	D	F	D	F	D
Conclusion de la règle (valeur de l'indice)	10	5	5	1	5	3	3	1

Pour ces trois critères, les limites de classe sont précisées dans le Tableau 44 en fonction des valeurs qu'ils prennent. Ces limites sont estimées à partir d'avis d'expert.

Comme dans les précédents cas, la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité d'une espèce végétale à la submersion (I_{subm}) est calculée en appliquant la formule de logique floue pour chaque espèce végétale. L'indice est exprimé sur une échelle de 1, pour les espèces très sensibles à la submersion, à 10 pour les espèces favorisées par la submersion.

Tableau 44. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer l'indice écologique de sensibilité à la submersion d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).

Critère	Valeur du critère	F	D
Sensibilité à l'inondation	Oui	0	1
	Non	1	0
Sensibilité au contraste hydrique	Oui	0	1
	Non	1	0
Sensibilité à l'humidité (limites <i>inférieures</i> et supérieures)		3	10

1.3.3.3.2 Obtention d'une probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction d'un apport d'eau douce par ouverture de vannes :

La probabilité est calculée à partir de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion comme précisé dans l'Équation 57.

$$\text{Équation 57 } P_{v \text{ douce}} = I_{\text{subm}} / 10$$

Avec :

I_{subm} , l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion ;

$P_{v \text{ douce}}$, la probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction d'un apport d'eau douce par ouverture de vanne.

1.3.3.3.3 Obtention d'une probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction d'un apport d'eau salée par ouverture de vannes :

Cette probabilité est obtenue aussi par un mode de calcul basé sur un système expert associé à de la logique floue.

Nous avons retenu deux critères pour déterminer la probabilité de présence des espèces en fonction d'un apport brutal d'eau salée : la sensibilité à la submersion et la sensibilité à la salinité. Le premier est obtenu comme précisé précédemment. Le second est déterminé dans la bibliographie pour de nombreuses espèces végétales (Ellenberg *et al.*, 1991).

Les conclusions des règles de décision pour attribuer une valeur lorsque les deux critères sont considérés ensemble sont détaillées dans le Tableau 45.

Tableau 45. Règles de décision précisant la probabilité de présence d'une espèce en fonction d'un apport brutal d'eau salée dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (sensibilité à la salinité et à la submersion) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 4 conclusions de règles de décision.

Critères	Règles de décision			
	F		D	
Sensibilité à l'ouverture de vanne				
Sensibilité à la salinité	F	D	F	D
Conclusion des règles de décision (valeur de la probabilité)	1	0	0,3	0

Pour les deux critères, les limites de classes inférieures et supérieures sont précisées dans le Tableau 46 en fonction des valeurs qu'ils prennent. Nous avons choisi de faire passer des courbes sinusoïdales entre les limites inférieures et supérieures d'appartenance aux classes favorable et défavorable : fonction sinus pour l'appartenance des indices à la classe favorable, fonction cosinus pour l'appartenance des indices à la classe défavorable.

Tableau 46. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).

Critère	Limite inférieure (=F)	Limite supérieure (=D)
Sensibilité à la submersion	1	7
Sensibilité à la salinité	1	3

Enfin, la probabilité de présence d'une espèce en fonction d'un apport brutal d'eau salée est calculée en appliquant la formule de logique floue pour chaque espèce végétale.

Encadré 24. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la gestion de l'eau et des calculs qui leurs sont associés.

La gestion de l'eau est considérée sous trois formes :

- le drainage : il est renseigné par l'agriculteur en deux classes (soit il y a drainage, soit il n'y en a pas) ; le calcul se fait à partir d'un arbre de décision ;
- l'irrigation : elle est renseignée par l'agriculteur en deux classes (soit il y a irrigation, soit il n'y en a pas) ; le calcul se fait à partir d'un arbre de décision ;
- l'apport d'eau par ouverture de vannes ; l'eau a deux formes :
 - eau douce : l'apport est renseigné par l'agriculteur en deux classes (soit il y a ouverture, soit il n'y en a pas) ; le calcul se fait à partir d'un indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion issu de l'agrégation par logique floue de trois critères :
 - la sensibilité à l'inondation ;
 - la sensibilité au contraste hydrique ;
 - la sensibilité des espèces végétales à l'humidité du sol.
 - eau salée : l'apport est renseigné par l'agriculteur en deux classes (soit il y a ouverture, soit il n'y en a pas) ; le calcul se fait à partir l'agrégation par logique floue de deux critères :
 - l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion calculé pour l'eau douce ;
 - la sensibilité des espèces à la salinité du sol.

Toutes les données concernant les espèces sont données par la bibliographie ; toutes les données agricoles sont obtenues aisément par enquête auprès de l'agriculteur.

1.4 Obtention d'une probabilité spécifique par agrégation des probabilités de présence en fonction du milieu et des pratiques agricoles :

La probabilité spécifique est la probabilité qu'a une espèce d'être présente dans une prairie compte tenu des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles. Elle est obtenue par un mode de calcul basé sur un système expert associé à de la logique floue qui agrège l'information sur les facteurs du milieu et les pratiques agricoles.

1.4.1.1.1 Obtention d'une probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu et des pratiques agricoles :

Avant d'agrèger l'information sur les facteurs du milieu et les pratiques agricoles, il est nécessaire d'obtenir une probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu et des pratiques agricoles, séparément.

Pour cela nous avons considéré qu'une espèce sera présente si le facteur le plus limitant lui permet d'être présent. Cela se traduit mathématiquement par le calcul du minimum des

probabilités de présence liées respectivement aux facteurs du milieu d'une part (Équation 58) et aux pratiques d'autre part (Équation 59).

Équation 58 $P_{\text{pratiques}} = \text{Min} (P_{\text{pratiques } i})$

Équation 59 $P_{\text{facteurs}} = \text{Min} (P_{\text{facteurs } i})$

Avec :

$P_{\text{pratiques}}$, la probabilité de présence d'une espèce compte tenu de l'ensemble des pratiques appliquées sur une prairie ;

$P_{\text{pratiques } i}$, la probabilité de présence d'une espèce due à une pratique i donnée (fauche, pâturage, date d'exploitation, fertilisation, etc.) ;

P_{facteurs} , la probabilité de présence d'une espèce compte tenu de l'ensemble des facteurs du milieu caractérisant la prairie ;

$P_{\text{gradient } i}$, la probabilité de présence d'une espèce due à un facteur du milieu i donné (pH, humidité, salinité, fertilité azotée et P, profondeur du sol, etc.).

1.4.1.1.1.2 Critères retenus pour déterminer la probabilité de présence spécifique :

Nous avons retenu deux critères : la probabilité de présence en fonction des pratiques agricoles et probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu qui caractérisent la prairie.

1.4.1.1.1.3 Conclusions des règles de décision de chaque critère :

Les conclusions sont détaillées dans le Tableau 47.

Tableau 47. Règles de décision précisant la probabilité de présence spécifique dans une prairie dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (la probabilité de présence en fonction des pratiques et celle en fonction des facteurs du milieu) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 4 conclusions de règles de décision.

Critères	Règles de décision			
	F		D	
Probabilité de présence en fonction des pratiques				
Probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu	F	D	F	D
Conclusion des règles de décision (valeur de la probabilité spécifique)	1	0,2	0,5	0

Les conclusions prennent en compte le fait que si les facteurs du milieu et les pratiques sont favorables (respectivement défavorables) alors la probabilité spécifique de présence sera

de 100% (respectivement de 0%). En revanche, nous considérons que les facteurs du milieu sont plus limitants que les pratiques agricoles. C'est pourquoi dans le cas où les facteurs du milieu sont favorables et que les pratiques agricoles sont défavorables, la probabilité de présence spécifique est élevée (et *vice versa*).

1.4.1.1.1.4 Limites des classes et appartenance aux classes floues :

Pour les deux critères, les limites de classe inférieures et supérieures sont précisées dans le Tableau 48 en fonction des valeurs qu'ils prennent.

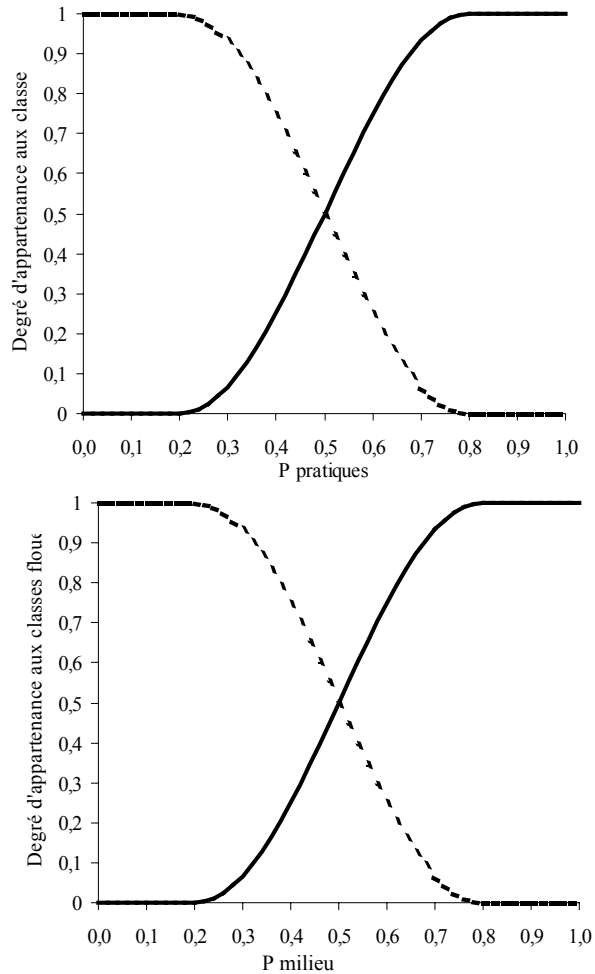


Figure 34. Illustration des fonctions d'appartenance des critères « $P_{pratiques}$ » (probabilité de présence d'une espèce compte tenu des pratiques appliquées sur une prairie) et « $P_{facteurs}$ » (probabilité de présence d'une espèce compte tenu des facteurs du milieu caractérisant une prairie) aux classes floues favorable (lignes pleines ou blanches) et défavorable (lignes pointillées ou grisées).

Nous avons choisi de faire passer des courbes sinusoïdales entre les limites inférieures et supérieures d'appartenance aux classes favorable et défavorable : fonction sinus pour l'appartenance des indices à la classe favorable, fonction cosinus pour l'appartenance des indices à la classe défavorable. Ces équations d'appartenance sont illustrées dans la Figure 34.

Tableau 48. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer la probabilité de présence spécifique en fonction des pratiques et des facteurs du milieu. Les valeurs sont celles prises quand la probabilité de présence liée aux pratiques ou aux facteurs du milieu sont dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).

Critère	Limite inférieure (=F)	Limite supérieure (=D)
Probabilité de présence en fonction des pratiques	0,2	0,8
Probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu	0,2	0,8

1.4.1.1.1.5 Calcul final :

Enfin, la probabilité spécifique de présence d'une espèce végétale en fonction des pratiques et des facteurs du milieu ($P_{\text{présence}}$) est déterminée en appliquant la formule de la logique floue.

Ainsi, il est possible de déterminer la probabilité de présence de l'ensemble des espèces végétales rencontrées sur une prairie ou un parcours, en fonction des pratiques et des facteurs environnementaux qui y sont rencontrés.

2 Mode d'emploi du modèle « Ground-FlorASyst » :

2.1 Les fichiers et dossiers informatisés :

Le modèle « Ground-FlorASyst » contient un fichier principal qui permet le calcul des probabilités de présence spécifiques à l'échelle d'une parcelle ou d'une station. Ce fichier est renseigné en amont par des fichiers de calculs intermédiaires. Ces fichiers concernent soit la détermination d'équations mettant en relation une pratique ou un facteur du milieu et une probabilité de présence (9 fichiers) soit le calcul d'indices (4 fichiers).

Trois autres fichiers, enfin, permettent d'affiner les résultats obtenus dans le fichier de calcul à l'échelle parcellaire. Un fichier précise la liste des espèces végétales par type d'habitat dans chaque parc Naturel Régional impliqué dans l'étude. Un deuxième fichier contient un ensemble de caractéristiques biologiques pour chacune des 2912 espèces végétales recensées. Un dernier fichier précise le statut patrimonial des espèces (protections officielles et coefficients de rareté des espèces).

La mise en forme informatisée de ces fichiers est expliquée dans l'Annexe 5. Le lien entre les fichiers est détaillé dans la Figure 35. Les cases carrées représentent les fichiers, avec leur nom sur fond blanc. Les cases plus petites, à l'intérieur, symbolisent les onglets dans chaque fichier. Un onglet est une page de calcul qui caractérise un fichier Excel[®]. Les flèches noires pointillées illustrent le fait qu'une donnée du fichier principal (au centre) est utilisée pour le calcul du fichier où arrive la flèche. Les flèches noires pleines illustrent le fait que le calcul mené dans le fichier d'où part la flèche est utilisé pour les calculs dans le fichier où arrive la flèche. Les flèches blanches illustrent un calcul d'un onglet qui est utilisé dans un autre onglet du même fichier, ou bien plusieurs calculs dans un même onglet.

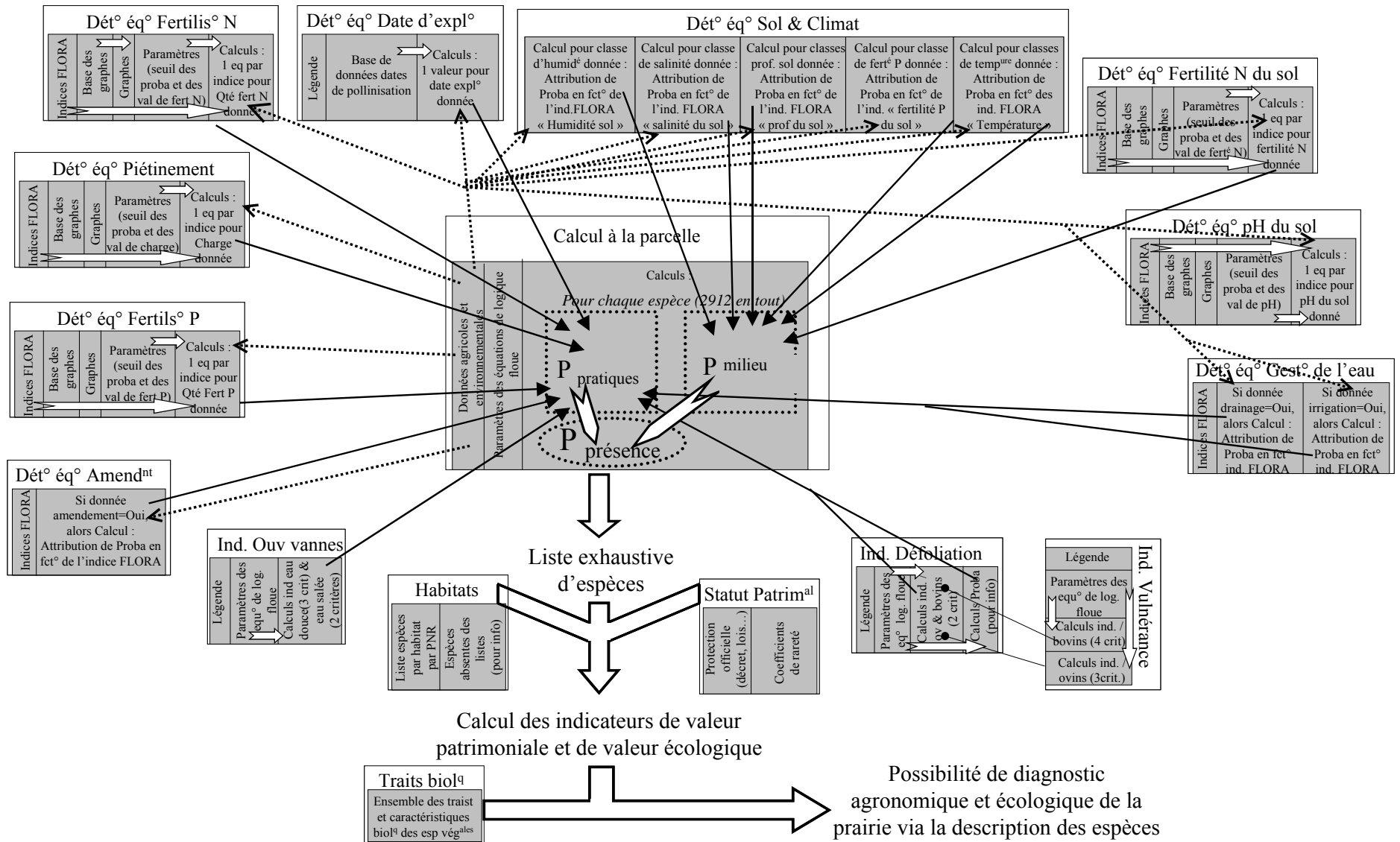


Figure 35. Illustration du lien entre les différents fichiers qui constituent le modèle « Ground-FlorASyst » (voir le texte pour les détails).

2.2 *Prédiction de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale des prairies permanentes :*

2.2.1 Obtention d'une liste exhaustive d'espèces :

Une fois déterminée les données agricoles et les données environnementales qui servent de variables d'entrée du modèle, les calculs automatisés des indices et des probabilités permettent *in fine* d'obtenir une probabilité de présence pour chaque espèce listée dans le modèle. Le modèle contenant 2912 espèces. Une probabilité de présence est donc calculée pour ces 2912 espèces. Il est bien évident que toutes ces espèces ne peuvent pas se trouver potentiellement dans une parcelle ou un parcours des Parcs Naturels Régionaux. Il est nécessaire de tenir compte de leur répartition géographique et des habitats dans lesquels elles prospèrent.

2.2.2 Obtention d'une liste d'espèces réduite à l'habitat de la végétation :

2.2.2.1 *Principe : le filtrage de l'information*

La liste exhaustive d'espèces n'est pas représentative de la végétation qui est observable dans les conditions naturelles, compte tenu de la répartition géographique des espèces et de la distribution des espèces en fonction des habitats naturels dans une région donnée. La liste d'espèces exhaustive doit donc être réduite par rapport aux espèces observables dans les différents habitats des différents Parcs Naturels Régionaux. **Il s'agit donc en fait de filtrer les espèces pour ne retenir, dans la liste exhaustive, que celles qui sont présentes dans l'habitat de la parcelle ou du parcours considéré dans un Parc Naturel donné.**

Nous détaillons en Annexe 6 les habitats que nous avons identifiés pour chaque Parc Naturel Régional impliqué dans la présente étude. La liste des espèces présentes dans chaque habitat identifié a été établie soit à partir de la bibliographie, soit à partir de la connaissance des experts locaux. Il s'agit donc de prendre en compte à travers ces listes à la fois la répartition géographique et les habitats des espèces végétales.

2.2.2.2 *Notion d'habitat principal et d'habitat supplémentaire :*

La notion d'habitat signifie le milieu, le biotope dans lequel une espèce végétale peut prospérer (Boullard, 1988). Nous avons considéré des habitats que nous appelons « *principaux* », c'est-à-dire des habitats qui caractérisent des parcelles utilisées pour la fauche ou le pâturage. Cependant, à côté des parcelles peuvent se trouver des habitats naturels, tels que des haies, des forêts, des ripisylves, dont les espèces peuvent se retrouver éventuellement sur les parcelles qui les jouxtent. Nous avons donc considéré, dans les cas où l'information était disponible, des habitats que nous appelons « *supplémentaires* » qui reprennent tous les habitats naturels proches des parcelles ou des parcours. Cette nomenclature a été utilisée notamment dans le cas de la prévision de la présence d'insectes en fonction de conditions écologiques et environnementales (Speight et Castella, 2001).

2.2.2.3 Comment identifier les habitats lors des enquêtes ?

Le cahier des charges pour l'élaboration du modèle impose que les données soient facilement accessibles. Il peut sembler *a priori* que savoir quel habitat caractérise une parcelle ou un parcours est difficile. Bien que le modèle s'adresse à des chargés de mission des Parcs Naturels Régionaux qui sont sensibilisés aux questions de détermination naturaliste, nous avons facilité cette identification pour un usage plus général du modèle.

2.2.2.3.1 Utilisation des codes CORINE Biotope :

Pour faciliter l'identification des habitats, nous nous sommes basés généralement sur la classification CORINE⁵⁶ Biotope. En effet, si cette base est inadaptée pour les habitats des espèces animales (Speight *et al.*, 1997), elle est par nature particulièrement adaptée aux espèces végétales puisqu'elle est fondée sur les communautés végétales. Par ailleurs, cette base a été adaptée au contexte français (Bissardon *et al.*, 1997), ce qui est utile compte tenu de la zone d'application de notre étude.

Par ailleurs, notre étude portant sur les prairies et dans certains cas des parcours ovins ou caprins (pelouses du Verdon par exemple), nous n'avons sélectionné dans la base CORINE que les habitats correspondant aux milieux ouverts (prairies et pelouses essentiellement). Notons que la typologie CORINE va prochainement être remplacée par la base EUNIS⁵⁷. Cette base informe sur les espèces, les habitats et les sites dans l'objectif d'une aide pour Natura 2000. Les données ne seront pas différentes d'une méthode à l'autre.

Pour permettre la détermination d'un code CORINE, il est possible d'exploiter les cartographies Natura 2000 lorsque les exploitations se trouvent dans de telles zones. Sinon, il est possible aussi d'utiliser des cartographies de milieux caractérisés par des relevés phytosociologiques afin d'identifier des habitats. En effet, il existe une correspondance entre les codes CORINE et les données phytosociologiques (J.-C. Rameau, comm. pers.).

2.2.2.3.2 Utilisation de cartes de végétation :

Dans le cas particulier du Parc Naturel Régional de Camargue, nous avons préféré une autre méthode compte tenu de la disponibilité des données de terrain : nous proposons l'utilisation de la cartographie de l'ensemble de la végétation du Parc au 1/50 000^{ème} (Molinier et Talon, 1972).

2.3 Diagnostic des espèces végétales prédites par le modèle « Ground-FlorASyst » :

Nous avons créé une base de données des traits biologiques des espèces végétales afin de réaliser un diagnostic des espèces végétales retenues et filtrées par le modèle-expert.

La connaissance des traits biologiques des espèces végétales est encore assez limitée et de nombreuses études sont en cours (Garnier *et al.*, 2001 ; Cruz *et al.*, 2002). Nous avons

⁵⁶ Acronyme de CoORDination of INformation on the Environment ; il s'agit d'un réseau européen de coordination de l'information sur l'environnement.

⁵⁷ European Nature Information Sytem. Ce système est géré et développé par l'European Topic Centre for Nature Protection and Biodiversity (ETC/NPB à Paris) pour l'European Environment Agency (EEA) et l'European Environmental Information Observation Network (EIONET). Source : http://nature.eionet.eu.int/activities/EUNIS/Data_coll/ (consulté en juillet 2002)

exploité différentes bases de données informatisées (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Kleyer, 1995 ; Plantureux, 1996a) et nous avons harmonisé entre elles toutes les informations obtenues.

L'information manque pour de nombreuses espèces. Nous avons réalisé par conséquent une base de données de traits biologiques qui devra être complétée au fur et à mesure de l'avancement des connaissances. Actuellement les caractéristiques des espèces prises en compte sont détaillées dans le Tableau 49, avec une précision sur le nombre de cases renseignées sur un total de 2912 espèces. Actuellement, le taux moyen de renseignement est de 34% (± 28 , $n=60$) sur l'ensemble des 60 caractères recensés. Le Tableau 49 récapitule le taux de renseignement sur l'ensemble des 2912 espèces et sur les 1386 espèces des Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude. On constate que le taux de renseignement des Parcs Naturels Régionaux est supérieur, mais reste très proche, de celui de l'ensemble des 2912 espèces.

Tableau 49. Taux de renseignement de la base de données sur les traits biologiques des différentes espèces et des seules espèces rencontrées dans les Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude.

	Liste complète des espèces	Liste des espèces des 6 Parcs Naturels Régionaux
Nombre total d'espèces	2912	1386
Taux moyen de renseignement total	34% (± 28 , $n=60$)	37% (± 28 , $n=60$)
Nombre de traits non renseignés	6	8
Taux moyen de renseignement des traits renseignés	38% (± 26 , $n=54$)	43% (± 24 , $n=52$)
Nombre de traits renseignés à moins de 15%	20	16
Taux moyen de renseignement des traits renseignés à plus de 15%	47% (± 23 , $n=40$)	49% (± 21 , $n=44$)
Nombre de traits renseignés à plus de 70%	9	10

Cette base peut servir à identifier les caractères communs des espèces qui sont prédites par le modèle. Elle peut aussi être exploitée lors d'une comparaison de relevés de terrain avec les résultats prédits par le modèle. En effet, si des espèces sont prédites et non observées (et *vice versa*), la base de données permet d'identifier les caractères communs de ces espèces, ce qui permet de préciser les qualités du milieu étudié.

3 Validation du modèle « Ground-FlorASyst » :

Le modèle étant réalisé, il est maintenant essentiel de vérifier dans quelle mesure les données prédites sont en accord avec des observations de terrain. La procédure de validation du modèle expert que nous proposons est mise en œuvre sur les 4 Parcs Naturels Régionaux suivants : les Ballons des Vosges, la Brenne, la Lorraine et le Pilat. Pour la Camargue et le Verdon, nous n'avons pas pu obtenir de données sur les pratiques agricoles et/ou des relevés floristiques permettant la validation.

3.1 Méthode employée pour la validation du modèle expert :

3.1.1 Echantillon et données disponibles :

La méthode de validation consiste à comparer une liste d'espèces prédites par le modèle expert à une liste d'espèces observées dans une prairie et ce pour un ensemble de prairies.

Les prairies testées sont celles déjà décrites dans le chapitre 4 pour la validation des modèles statistiques (31 prairies dans les Ballons des Vosges, 28 prairies en Brenne, 36 prairies en Lorraine et 28 prairies dans le Pilat). Pour l'ensemble de ces prairies, les pratiques agricoles et la composition floristique sont connues.

Pour une prairie donnée de cet échantillon, la liste d'espèces prédites est obtenue en entrant dans le modèle Ground-FlorASyst les pratiques agricoles et des données du milieu naturel observées sur cette prairie. Pour connaître les pratiques et les données du milieu, nous avons utilisé à nouveau les résultats du questionnaire présenté aussi dans le chapitre 2 paragraphe 1.3 page 160. Un tel questionnaire a été réalisé pour chaque parcelle de prairie, afin de pouvoir collecter l'ensemble des informations nécessaires à la validation du modèle.

Pour chaque prairie de l'échantillon, la liste d'espèces observées est donnée par un relevé floristique. La méthode retenue pour les relevés est celle dite « des poignées » inspirée de la méthode mise au point par D.M. de Vries (Plantureux, 1983). Cette méthode a déjà été présentée dans le chapitre 2, paragraphe 1.2 page 159. Elle permet d'obtenir la liste complète des espèces végétales des prairies permanentes grâce à un relevé exhaustif, en complément d'un relevé d'abondance-dominance.

3.1.2 Méthode statistique retenue pour la validation de Ground-FlorASyst :

Afin de comparer les listes d'espèces observées aux listes d'espèces prédites nous avons utilisé trois indices complémentaires : l'indice de similitude de Jaccard (1912) donné par l'Équation 60, l'indice de similitude de Sorensen (Looman et Campbell, 1960) donné par l'Équation 61, et un indice de qualité que nous avons mis au point (Équation 62).

$$\text{Équation 60} \quad I_{\text{Jac}} = C / (A + B - C)$$

$$\text{Équation 61} \quad I_{\text{Sor}} = 2C / (A + B)$$

Avec :

I_{Jac} , l'indice de similitude de Jaccard ;

I_{Sor} , l'indice de similitude de Sorensen ;

A, le nombre d'espèces prédit par le modèle ;

B, le nombre d'espèces observées ;

C, le nombre d'espèces communes aux relevés A et B.

L'indice de qualité que nous avons mis au point prend en compte deux éléments indicateurs de la qualité du modèle : i) le nombre d'espèces prédites qui sont effectivement observées et ; ii) le nombre d'espèces non prédites qui ne sont pas observées. Cet indice de

qualité apporte donc une information complémentaire des indices de similitude puisqu'il s'intéresse aussi aux espèces non observées (Équation 62).

$$\text{Équation 62} \quad I_{\text{Qual}} = 100 \cdot (D+G) / (D+E+F+G)$$

Avec :

I_{Qual} , l'indice de qualité de prédiction ;

D, le nombre d'espèces prédites par le modèle et observées ;

E, le nombre d'espèces prédites par le modèle et non observées ;

F, le nombre d'espèces non prédites par le modèle et observées ;

G, le nombre d'espèces non prédites par le modèle et non observées.

L'indice de qualité est compris entre 0 et 100. Il tend vers 0 lorsque toutes les espèces prédites ne sont pas observées et toutes les espèces non prédites sont observées ; il tend vers 100 lorsque toutes les espèces prédites sont observées et toutes les espèces non prédites ne sont pas observées.

Nous avons exprimé l'ensemble de ces indices sur une échelle de 0 à 100 pour faciliter la lecture. Quand les indices égalent à 100, la similitude entre relevés prédits et observés (ou la qualité du modèle) est maximale, quand les indices égalent à 0, la similitude (ou la qualité) est nulle.

Outre l'utilisation de ces indices, nous avons aussi testé la qualité du modèle pour prédire un nombre d'espèces, quelle que soit la nature des espèces concernées pour cela, nous avons comparé le nombre d'espèces prédites et le nombre d'espèces observées en utilisant les outils statistiques précédemment décrits dans le chapitre 4 (ils sont rappelés dans l'Encadré 25).

Encadré 25. Rappel sur les outils statistiques utilisés pour vérifier la performance de Ground-FlorASyst pour prédire un nombre d'espèces végétales.

Trois outils complémentaires sont utilisés (pour plus de détails, se reporter au chapitre 4, paragraphe 1.4 page 160) :

- RMSE : racine de la moyenne des erreurs moyennes au carré, qui donne une estimation de l'écart entre les valeurs observées et les valeurs calculées ;
- ME : erreur moyenne, qui indique si le modèle tend à surestimer les valeurs ($ME > 0$), à sous-estimer les valeurs ($ME < 0$), ou s'il n'y a pas de biais systématique du modèle ($ME = 0$) ;
- EF : efficacité de prédiction, préférable au coefficient de corrélation R^2 (Mayer et Butler, 1993 ; Mitchell, 1997 ; Yang *et al.*, 2000) qui doit tendre vers 1 lorsque le modèle est parfaitement prédictif (des valeurs négatives sont établies pour des modèles non prédictifs).

3.2 Analyse des résultats de validation :

Nous avons procédé en trois temps : i) nous avons utilisé le modèle Ground-florASyst en prenant comme filtre des espèces potentiellement présentes dans chaque prairie l'ensemble des espèces identifiées pour chaque Parc Naturel Régional ; ii) nous avons utilisé un filtre plus précis : l'habitat identifié pour chaque prairie dans chaque Parc Naturel Régional ; iii) nous avons vérifié la qualité de prédiction en fonction de trois groupes végétaux : les légumineuses, les graminées et les espèces diverses.

Dans ces différents cas, nous avons vérifié la pertinence de la probabilité de présence en considérant différents seuils de probabilité de présence pour la validation.

3.2.1 Cas des résultats obtenus à partir de la liste complète d'espèces végétales de chaque Parc Naturel Régional :

L'ensemble des résultats est synthétisé dans le Tableau 50. Pour les trois indices nous présentons la valeur moyenne obtenue pour les 4 échantillons des Parcs Naturels Régionaux. Nous validons le modèle pour trois seuils de probabilité de présence différents : $p > 0,00$, $p > 0,10$ et $p > 0,30$.

3.2.1.1 Prédiction du nombre d'espèces :

Sans utiliser l'habitat comme filtre du modèle, les résultats de validation montrent que le modèle Ground-FlorASyst ne permet pas de prédire un nombre d'espèces proche de ce qui est observé dans une prairie permanente. Le modèle montre des lacunes importantes dans l'efficacité de prédiction (elle est toujours négative), dans la marge d'erreur (toujours importante) et dans l'estimation elle-même (tendance très nette à surestimer le nombre d'espèces). Ce décalage entre la prédiction et l'observation n'est cependant pas aberrant : en effet, le modèle Ground-FlorASyst ne prédit pas une liste d'espèces présentes, mais une probabilité de présence d'espèces.

On constate que les résultats statistiques s'améliorent quand le seuil de probabilité de présence augmente. Ce résultat est uniquement mécanique : en augmentant le seuil, le nombre d'espèces prédites diminue. Or, plus ce nombre diminue, plus son ordre de grandeur est proche de celui du nombre d'espèces observées, mais aucune corrélation n'est observable.

Tableau 50. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst (le filtre utilisé est la liste complète des espèces, pour chaque Parc Naturel Régional).

		Ballons des Vosges						Brenne						Lorraine						Pilat					
Indices		I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b
		Seuil	p>0,00	14,3 (4,5)	24,7 (6,8)	57,5 (8,9)	68,3	-17,5	66,1	5,0 (1,5)	9,5 (2,7)	58,4 (4,3)	ns	ns	ns	13,1 (3,8)	23,0 (6,2)	66,0 (8,6)	79,4	-5,7	73,2	17,7 (4,5)	29,8 (6,4)	72,4 (8,5)	30,5
p>0,10	10,7 (5,8)		18,8 (9,4)	76,9 (6,6)	27,1	-1,1	20,8	4,2 (2,0)	8,0 (3,7)	76,3 (5,6)	ns	-11,5	99,2	10,8 (5,3)	19,1 (8,6)	74,8 (5,3)	42,3	-2,6	35,2	6,2 (3,1)	11,5 (5,4)	82,8 (7,9)	45,2	-1,4	32,0
p>0,30	3,4 (5,0)		6,1 (8,9)	97,7 (2,6)	ns	ns	ns	8,0 (6,0)	14,3 (10,3)	97,7 (1,0)	15,1	-4,5	-9,7	5,1 (5,6)	9,2 (9,6)	90,0 (2,8)	27,2	ns	ns	1,1 (1,6)	2,2 (3,0)	99,3 (0,6)	88,8	-5,4	80,7
n		31						28						36						28					

a. Moyenne des indices obtenus pour chaque parc (les écart-types sont indiqués entre parenthèses).

b. Valeurs obtenues pour l'échantillon considéré. Elles servent à valider la prédiction du nombre d'espèces par le modèle.

3.2.1.2 Prédiction de la nature des espèces :

Il est nécessaire de s'attacher non au nombre d'espèces, mais à la nature des espèces prédites : ces espèces correspondent-elles à celles qui sont observées ?

Si l'on analyse les résultats obtenus avec l'indice de qualité (I_{Qual}), il apparaît que le modèle Ground-FlorASyst prédit correctement qu'une espèce sera présente ou absente d'une prairie permanente au minimum dans 58% des cas quand le seuil est supérieur à zéro. Si l'on considère que le modèle est construit à partir de nombreuses relations basées sur de l'expertise et de la logique floue et que la présence d'espèces végétales dans une prairie peut être due à des phénomènes aléatoires, les résultats du Pilat et de la Lorraine sont très satisfaisants puisque l'erreur du modèle porte sur seulement 30% des espèces. Dans 70% des cas, l'absence ou la présence d'espèces est prédite correctement.

Ces bons résultats doivent être cependant tempérés. En effet, si l'on ne considère que la prédiction des espèces présentes, on constate que pour le Parc Naturel de la Brenne, la similitude entre la liste d'espèces observées et celle d'espèces prédites est très faible (moins de 10% pour les deux indices retenus). Les résultats sont un peu meilleurs si l'on considère les 3 autres parcs, mais la similitude reste faible : de l'ordre de 22% avec l'indice de Sorensen (Looman et Campbell, 1960) et de 13% avec l'indice de Jaccard (1912).

La qualité de prédiction des espèces présentes diminue nettement en fonction de l'augmentation du seuil de probabilité de présence retenu : plus le seuil est élevé, moins la similitude est grande entre les listes prédites et observées. On constate que l'indice de qualité est peu pertinent car il augmente alors que la similitude diminue : cela est dû au fait que le nombre total d'espèces diminue, ce qui entraîne une augmentation mécanique de l'indice de qualité.

Deux hypothèses peuvent expliquer la faible qualité de prédiction du modèle Ground-FlorASyst :

- le filtre que nous avons retenu pour prédire la probabilité de présence des espèces végétales avec Ground-FlorASyst est trop grossier : il faut prendre en compte l'habitat.
- la construction du modèle doit être revue.

3.2.2 Cas des résultats obtenus à partir de la liste d'espèces végétales pour un habitat donné :

Nous avons utilisé comme filtre non plus la liste complète d'espèces de chaque parc, mais la liste des espèces présentes dans l'habitat caractéristique de chaque prairie de notre échantillon. Pour les prairies lorraines, nous avons considéré que l'habitat le plus adapté est celui des prairies de plateau à sol limoneux ; pour les prairies du Pilat, nous avons retenu l'habitat « Pelouses et prairies mésohygrophiles » et pour les Vosges, nous avons retenu comme filtre la liste des espèces végétales présentes à plus de 600 mètres d'altitude. Pour la Brenne, la mosaïque très importante de milieux ne nous permet pas de définir un habitat précis. Nous n'avons donc pas appliqué de filtre pour les prairies de Brenne.

Les résultats obtenus sont donnés dans le Tableau 51. Nous avons maintenu deux seuils de probabilité de présence afin de confirmer les observations faites précédemment.

Tableau 51. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst pour différents seuils de probabilité de présence (le filtre utilisé est l'habitat caractéristique de chaque prairie de l'échantillon, pour chaque Parc Naturel Régional).

Seuil	Lorraine						Pilat						Ballons des Vosges					
	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b
p>0,00	22,1 (5,9)	35,9 (8,2)	62,1 (7,0)	79,4	-0,6	0,9	12,8 (4,8)	22,4 (7,4)	72,4 (8,5)	83,3	-2,2	67,9	15,1 (4,5)	26,0 (6,8)	57,5 (10,0)	58,3	-11,4	55,6
p>0,10	15,7 (8,2)	26,3 (12,3)	65,7 (6,8)	17,1	-1,6	-10,6	8,9 (4,2)	16,2 (6,9)	84,9 (6,0)	14,6	-0,9	-5,1	11,1 (6,1)	19,5 (9,8)	76,9 (6,1)	20,2	-0,8	14,7
N	36						28						31					

a. Moyenne des indices obtenus pour chaque parc (les écart-types sont indiqués entre parenthèses).

b. Valeurs obtenues pour l'échantillon considéré. Elles servent à valider la prédiction du nombre d'espèces par le modèle.

3.2.2.1 Prédiction du nombre d'espèces :

En utilisant les habitats comme filtre des espèces dans le modèle, une amélioration est constatée pour chaque parc en ce qui concerne la prédiction du nombre d'espèces. Néanmoins, même si les données statistiques sont améliorées, la performance du modèle demeure nulle pour les raisons exposées plus haut : le modèle ne donne pas une liste d'espèces réellement observables mais des probabilités de présence.

Par ailleurs, comme précédemment sans le filtre d'habitat, l'augmentation du seuil entraîne une nette diminution des indices de similitude et une augmentation mécanique de l'indice de qualité.

3.2.2.2 Prédiction de la nature des espèces :

Si l'on analyse les indices de similitude avec le seuil $p > 0,00$, une amélioration est observable pour les trois Parcs Naturels Régionaux. Pour le Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges, cette amélioration demeure cependant faible : moins de 3% pour les différents indices. La similitude entre listes et la qualité de prédiction ne sont donc pas significativement différentes de ce que nous observions avec un filtre moins grossier, pour ce parc.

Concernant les parcs de Lorraine et du Pilat, l'amélioration des indices de similitude est plus nette : plus 6,5% dans le Pilat et plus 9% en Lorraine avec l'indice de Jaccard (1912) et plus 9,8% dans le Pilat et plus 13% en Lorraine avec l'indice de Sorensen (Looman et Campbell, 1960). Concernant l'indice de qualité, il a diminué mais il reste élevé puisque l'absence ou la présence est correctement prédite pour 62% des espèces végétales.

L'augmentation du seuil de probabilité entraîne, comme précédemment une nette diminution des indices de similitude et une augmentation mécanique de l'indice de qualité.

Le modèle n'est cependant toujours pas satisfaisant en terme de qualité de prédiction même si l'amélioration des résultats obtenus n'est pas négligeable. Dès lors, on peut s'interroger : la faible qualité de prédiction vient-elle du mode de construction du modèle elle-même ou d'autres facteurs entrent-ils en jeu ?

3.2.3 Cas des résultats obtenus en fonction de trois groupes : les légumineuses, les graminées et les espèces diverses

Le modèle Ground-FlorASyst est issu de l'intégration de très nombreuses données sur les traits biologiques des espèces végétales. Le niveau de connaissance est très différent selon les espèces végétales considérées : certaines ont leurs traits bien renseignés, des lacunes sont notées pour d'autres. Il s'avère que les espèces les mieux étudiées sont généralement celles qui sont les plus courantes, comme les graminées ou les légumineuses. Pour les autres espèces, qualifiées par les agronomes de « *diverses* », la connaissance est très variable. C'est ce que nous constatons dans notre base de données de traits biologiques.

Par conséquent, nous avons cherché à savoir si la qualité de prédiction du modèle est dépendante du niveau de connaissance disponible. Pour cela, nous avons mené à bien la validation sur trois groupes différents d'espèces végétales : les graminées, les légumineuses et les espèces diverses. Les données obtenues sont précisées dans le Tableau 52.

Tableau 52. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst (le filtre utilisé est l'habitat caractéristique de chaque prairie de l'échantillon, pour chaque Parc Naturel Régional, sauf celui de la Brenne) selon que l'on considère les légumineuses (L), les graminées (G) ou les espèces diverses (D).

Indices	Ballons des Vosges						Brenne ^c						Lorraine					Pilat						
	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b	I _{Jac} ^a	I _{Sor} ^a	I _{Qual} ^a	RMSE ^b	EF ^b	ME ^b
G	34,3 (14,4)	49,3 (17,3)	90,7 (3,0)	4,8	-1,7	-2,6	18,8 (6,5)	31,2 (9,0)	96,6 (0,9)	13,5	-8,1	12,0	11,2 (3,5)	20,0 (5,7)	61,8 (7,8)	16,0	-3,2	-11,9	29,6 (10,1)	44,7 (12,8)	94,8 (1,9)	5,3	-3,0	4,1
L	25,7 (16,4)	37,4 (21,6)	95,5 (1,2)	1,8	-2,5	0,8	15,3 (7,8)	25,7 (12,0)	98,9 (0,4)	4,1	-6,6	3,3	25,7 (16,4)	37,4 (21,6)	95,5 (1,2)	1,8	-2,8	0,8	25,4 (11,9)	39,0 (15,6)	97,5 (1,1)	3,1	-5,2	2,5
D	10,2 (3,3)	18,3 (5,5)	64,9 (8,6)	53,5	-10,6	51,2	2,6 (1,3)	5,0 (2,5)	63,0 (3,6)	ns	ns	ns	11,2 (3,5)	20,0 (5,7)	61,8 (7,8)	15,0	-3,21	-12,0	13,0 (4,1)	22,8 (6,1)	80,1 (6,8)	23,5	-2,1	18,1

a. Moyenne des indices obtenus pour chaque parc (les écart-types sont indiqués entre parenthèses).

b. Valeurs obtenues pour l'échantillon considéré. Elles servent à valider la prédiction du nombre d'espèces par le modèle.

c. Pour la Brenne, il n'y a pas de filtre d'habitat, faute de données.

3.2.3.1 Prédiction du nombre d'espèces :

Le modèle Ground-FlorASyst ne permet pas de prédire correctement un nombre de graminées, de légumineuses ou d'espèces diverses : l'efficacité de prédiction est très mauvaise dans chaque cas, la marge d'erreur est élevée et le biais important.

3.2.3.2 Prédiction de la nature des espèces :

Concernant la prédiction de la nature des espèces, la lecture que l'on peut faire maintenant des résultats de validation est différente de ce qui a été noté sans séparer les groupes d'espèces végétales. En effet, en moyenne, l'indice de similitude de Jaccard (1912) a doublé pour les légumineuses et il s'est amélioré d'un facteur 2,2 pour les graminées. En revanche, la similitude entre la liste des espèces diverses prédites et celle des espèces diverses observées a diminué nettement (facteur 0,7 en moyenne).

La même observation est faite pour l'indice de Sorensen (Looman et Campbell, 1960) : le facteur d'amélioration est de 1,9 en moyenne pour les graminées et de 1,7 pour les légumineuses. En valeur, cet indice montre que près d'une espèce de graminées sur deux est prédite correctement dans les Parcs Naturels du Pilat (45%), de Lorraine (49%) et des Ballons Vosges (48%), de même pour les légumineuses du Parc des Ballons des Vosges (52%). Dans le cas de la Brenne, l'amélioration de la prédiction est plus forte que pour les autres parcs, mais la valeur brute des indices demeure toujours faible, certainement en raison de l'absence de filtre des espèces par l'habitat. Concernant les espèces diverses, l'indice de Sorensen est moins bon que précédemment lorsque les groupes d'espèces n'étaient pas distingués : en valeur, il varie entre 18% et 23% selon les Parcs Naturels où le filtre de l'habitat est utilisé. Pour le Parc de la Brenne, cet indice est très mauvais (5%), la prédiction des espèces diverses est donc nulle.

Concernant l'indice de qualité, les mêmes tendances sont observées : il est plus élevé pour les légumineuses et les graminées que pour les espèces diverses.

Les résultats obtenus montrent que le modèle Ground-FlorASyst permet de prédire de manière satisfaisante les graminées et les légumineuses des prairies permanentes. Il ne permet pas de prédire en revanche correctement les espèces diverses que l'on peut rencontrer dans des prairies en fonction des pratiques agricoles. Il s'avère que la connaissance sur les caractéristiques biologiques des légumineuses et des graminées est meilleure que pour les espèces diverses. Le modèle Ground-FlorASyst étant très tributaire de ces connaissances, les résultats obtenus pour la validation permettent de conforter l'hypothèse selon laquelle la faiblesse de prédiction du modèle est liée à des lacunes en terme de connaissances scientifiques sur les traits de vie des espèces.

Par conséquent, le mode de construction du modèle ne doit pas être remis en cause. Néanmoins, compte tenu de la construction du modèle à partir de nombreuses hypothèses, différentes pistes d'amélioration de la construction du modèle peuvent être explorées, outre l'amélioration des connaissances.

4 Discussion :

4.1 De l'intégration de données :

La thèse que nous défendons est intégrative, c'est-à-dire qu'elle se base sur des travaux antérieurs qu'elle analyse et synthétise d'une manière innovante. Elle est donc par nature limitée par la connaissance disponible, puisqu'elle ne crée pas de nouvelles données brutes.

Par exemple, l'approche que nous développons pour le modèle expert permet de pointer les lacunes nombreuses de la littérature scientifique sur la relation entre les pratiques agricoles, le milieu naturel et la diversité végétale. Ainsi, notre étude permet de souligner qu'il existe une information très réduite sur la réponse des espèces végétales à la teneur en potassium du sol et nous manquons de connaissances sur l'effet cumulé des différents types d'engrais azoté, phosphorique et potassique. Le modèle expert ne prend donc pas en compte le potassium du sol, ni l'effet d'une fertilisation avec des engrais binaires ou ternaires. A défaut, le modèle donne un résultat sur l'effet du phosphore et de l'azote, sans considération de l'effet de ces engrais utilisés ensemble. En outre, les mécanismes permettant d'expliquer les variations de la fertilité en azote, en phosphore ou en potassium sont très mal connus. Quant à ceux concernant les oligo-éléments, ils n'ont été explorés que de manière anecdotique, alors qu'ils sont essentiels au développement de la végétation (Delhaye et Lambert, 1977b ; Lambert *et al.*, 1970). De même, l'ébousage peut sembler une pratique secondaire pour la gestion prairiale par rapport à la fertilisation, ou la fauche par exemple. Pourtant, si nous ne l'avons pas prise en compte, c'est que les connaissances à propos de l'effet de l'humus de la matière organique sur les espèces végétales sont quasiment nulles.

L'intégration de nombreux traits de vie pour en tirer de l'information a aussi permis de montrer que les connaissances actuelles sur les traits biologiques des espèces sont très restreintes pour parvenir à un modèle prédictif précis. Nous avons montré en effet que sur 2912 espèces, 35 traits peuvent être identifiés dans la littérature. Sur ces 35 traits, 9 sont renseignés à plus de 70%, tandis que 26 sont renseignés à moins de 15%, le taux moyen de renseignement étant de environ 35% seulement.

Ce handicap de départ a nécessité la mise en œuvre d'une méthodologie permettant d'agrèger différentes informations afin de pouvoir exploiter les données scientifiques disponibles à l'heure actuelle. Le modèle expert est le résultat final de cette agrégation d'informations. Il permet une organisation des connaissances acquises sur les caractéristiques biologiques des espèces et il autorise, dans sa construction, l'intégration de futures connaissances sur les traits biologiques.

Les résultats satisfaisants de la validation pour ce qui concerne les légumineuses et les graminées tandis que la prédiction des espèces diverses apparaît peu performante montrent que les lacunes du modèle sont liées non à des hypothèses de construction erronées, mais à un manque de connaissances sur les espèces. En effet, on peut supposer que ces résultats sont dus au fait que les traits de vie sont mieux renseignés pour les légumineuses et les graminées, tandis que de nombreuses lacunes portant sur les espèces diverses.

On peut supposer que l'intégration de nouvelles données dans les bases du modèle Ground-FlorASyst permettra d'affiner la sélection des espèces et donc d'améliorer la performance du modèle. En particulier, l'ajout de connaissances sur les espèces diverses devrait permettre d'améliorer nettement le modèle.

4.2 Retour sur la notion de probabilité de présence :

Le modèle expert mis au point évalue la probabilité de présence des espèces, allant d'une chance nulle à une forte chance de rencontrer telle ou telle espèce en fonction de telles pratiques et tels éléments du milieu.

Notre procédure de validation a montré que les meilleurs résultats sont obtenus lorsque l'on prend en compte toutes les espèces végétales dont la probabilité de présence est non nulle. En prenant des seuils de probabilité plus élevés (0,10 et 0,30), la qualité de la prédiction est très fortement diminuée. **Il apparaît donc que le modèle Ground-FlorASyst doit être utilisé en prenant en compte la présence ou l'absence d'espèces, mais que les probabilités de présence ne sont pas pertinentes sur un plan biologique. Dans le cadre d'une informatisation de ce modèle pour des gestionnaires de Parcs Naturels Régionaux, il ne sera pas utile de donner la probabilité de présence des espèces, mais simplement la présence ou l'absence des espèces.**

En revanche, les probabilités de présence doivent être maintenues pour le fonctionnement interne du modèle. En effet, elles sont à la base de la déduction de la présence ou l'absence des espèces végétales en fonction des pratiques agricoles et des conditions pédo-climatiques. Afin d'améliorer le modèle, il peut donc être envisagé de prendre en compte la qualité des données disponibles pour le calcul des probabilités de présence. En effet, chaque probabilité de présence d'une espèce en fonction d'une pratique agricole donnée ou pour des conditions pédo-climatiques données est définie à partir de l'agrégation de l'information d'un ou plusieurs critères. **Face aux lacunes de la bibliographie que nous avons soulignées, il serait nécessaire de définir la précision de l'information donnée pour cette probabilité de présence.** Par exemple, la précision des données peut être définie à partir du nombre de valeurs non renseignées pour les différents critères par rapport au nombre total de valeurs agrégées. Nous proposons dans l'Équation 63 une modalité de calcul de la précision de l'information, exprimée en pourcentage.

$$\text{Équation 63} \quad \xi_a = 100 \times (N_{Cv} / N_{Ct})$$

Avec :

ξ_a , la précision de l'information sur la sensibilité d'une espèce donnée à une pratique agricole donnée ou un facteur du milieu donné ;

N_{Cv} est le nombre de valeurs non renseignées pour les critères qui caractérisent la pratique ou le facteur du milieu considéré ;

N_{Ct} est le nombre total de critères servant à calculer la probabilité de présence d'une espèce donnée pour un facteur environnemental ou agricole donné.

Par exemple, revenons aux hypothèses pour calculer la probabilité de présence des espèces en fonction de l'apport en eau. Dans ce cas, la relation entre l'ouverture de vannes pour apporter de l'eau salée sur une prairie et la probabilité de présence d'une espèce dans cette prairie est basée sur l'agrégation de quatre critères différents (trois critères pour l'indice de submersion qui sont la sensibilité au contraste hydrique, à l'inondation et à l'humidité du sol et un critère qui est la sensibilité à la salinité du sol). Par conséquent, si pour une espèce donnée seuls trois critères sont renseignés (par exemple, la sensibilité au contraste hydrique n'est pas connue), alors le niveau de précision de l'information sera de 75% (trois critères renseignés sur quatre critères en tout). Dans le cas de pratiques pour lesquelles seul 1 critère est utilisé pour la probabilité de présence de l'espèce (la fertilisation azotée ou l'amendement

calcaire par exemple), la précision est donc de 100% ou de 0% pour une espèce donnée selon que la sensibilité de cette espèce à la pratique est connue ou non.

Ainsi, il serait possible de définir des seuils de précision des données en-dessous desquels on considère que la probabilité de présence n'a pas de sens car le risque d'erreur est trop élevé. Cette méthode éviterait de donner une probabilité pour les espèces dont les traits sont peu connus.

4.3 L'utilisation d'habitats comme filtre dans le modèle expert :

Sur un plan pratique, le modèle Ground-FlorASyst est limité par la caractérisation initiale par l'utilisateur de l'habitat auquel se rattache la prairie dont on désire prédire la diversité végétale. Une erreur dans la caractérisation de l'habitat entraîne un décalage entre la prédiction et l'éventuelle observation de terrain.

4.3.1 Améliorer les listes d'espèces par habitat :

Le modèle a été testé avec la liste complète des espèces végétales de 4 Parcs Naturels Régionaux et avec la liste des espèces des habitats caractéristiques des prairies permanentes.

Les listes d'espèces par habitat que nous avons utilisées ont été déterminées par expertise. Il est intéressant de noter que les listes les plus précises sont celles de Lorraine, zone où les résultats de similitude sont nettement améliorés en filtrant les espèces avec les données des habitats. **Cela signifie donc qu'il faut encore améliorer la liste des espèces végétales pour chaque habitat de chaque Parc Naturel Régional. Cette amélioration doit se faire par expertise, en complétant les données que nous avons utilisées.**

4.3.2 Difficulté de définir un habitat :

Outre la nécessaire amélioration des listes d'espèces par habitat, l'utilisation d'habitats pose en plus différents problèmes :

- l'identification de l'habitat à partir de données facilement accessibles ;
- la difficulté de définir un habitat pour une prairie donnée quand la connaissance est disponible.

Afin d'identifier les habitats, nous proposons l'utilisation des codes CORINE Biotope puisqu'ils sont adaptés aux espèces végétales françaises (Bissardon *et al.*, 1997). Cependant, la cartographie des habitats CORINE n'est pas complète pour la France entière et la correspondance entre les codes CORINE et les données phytosociologiques implique de disposer de cartes phytosociologiques. En outre, la précision des habitats CORINE biotope n'est pas très élevée et la pertinence pour une étude à l'échelle de la prairie reste à démontrer.

Par ailleurs, il est difficile de dresser la liste complète des espèces végétales de chaque habitat. L'idéal serait évidemment de disposer d'une cartographie des unités de végétation d'un territoire donné, avec la liste des espèces de chaque unité de végétation. C'est le cas particulier du Parc Naturel Régional de Camargue qui dispose d'une cartographie de la végétation au 1/50 000^{ème} (Molinier et Talon, 1972). Cette carte cependant est maintenant ancienne et la liste des espèces de chaque unité de végétation est peut-être erronée compte tenu de l'évolution de la végétation. En outre, nous n'avons pas eu à notre disposition les données nécessaires pour vérifier la pertinence de ces données.

Une solution alternative est de demander, comme dans le cas du parc de Lorraine, l'établissement par avis d'expert, d'une liste d'habitats facilement identifiables par les gestionnaires (prairie de plateau, ou prairie humide par exemple) avec description des espèces végétales de ces habitats. Un tel travail exige cependant du temps et des connaissances ; il n'a ainsi pas été possible de le réaliser dans tous les Parcs Naturels impliqués dans l'étude.

Enfin, dans certains contextes comme ceux de la Brenne, il est impossible d'identifier des habitats distincts à l'échelle des prairies. En effet, les prairies sont composées d'une mosaïque de milieux chacun caractérisé par une végétation particulière.

Il est donc nécessaire de mener une réflexion sur les modalités de caractérisation des milieux rencontrés dans les territoires des Parcs Naturels Régionaux.

4.4 Critique des données de terrain collectées :

La validation repose sur la comparaison de données collectées sur des prairies permanentes avec les données simulées par le modèle. L'absence de similitude élevée entre les listes observées et prédites pourrait venir des échantillons prélevés. En effet, nous avons choisi dans notre méthodologie de relevés de ne pas prendre en compte les bordures de prairies pour éviter des biais liés à la présence d'espèces non prairiales. Comme la liste des espèces qui sert de filtre au modèle expert prend en compte toutes les espèces présentes dans les prairies, dont les espèces de bordure, il est possible que le modèle prédise des espèces que l'on aurait observées en prenant en compte les bordures.

Par ailleurs, la méthode de relevé floristique par poignée est robuste, mais il est possible que des erreurs de reconnaissance d'espèces aient aussi entraîné des décalages entre les espèces prédites et celles qui sont observées. Cette marge d'erreur est difficile à estimer, mais elle peut justifier dans une certaine mesure la faible prédiction du modèle.

Quoi qu'il en soit, de nombreuses critiques liées à la construction du modèle doivent aussi être émises.

4.5 Critique des indices écologiques élaborés pour le modèle :

Comme les modèles statistiques, le modèle expert utilise deux types d'indices écologiques spécifiques : ceux disponibles dans la bibliographie et ceux que nous avons dû élaborer. Nous avons discuté précédemment la pertinence des indices écologiques déjà disponibles dans la littérature et la pertinence de l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces à la fertilité phosphorique du sol. Outre ce dernier indice, de nombreux autres ont dû être construits afin de déterminer une probabilité de présence des espèces végétales en fonction de l'ensemble des pratiques agricoles appliquées sur les prairies. Contrairement à l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces à la fertilité phosphorique du sol, les autres indices n'ont pas été construits à partir de mesures de terrain, mais en agrégeant directement de l'information disponible dans la bibliographie.

Les indices que nous avons créés présentent l'avantage de compléter une information inexistante jusqu'à présent dans la bibliographie. Cependant, les critères retenus et la méthode utilisée pour les agréger se justifient essentiellement par la disponibilité des données sur les traits des espèces.

Une façon de lever le doute sur la pertinence des méthodes développées pour obtenir des indices sera de valider les résultats obtenus à partir de données de terrain ou

des avis d'expert. Une validation n'est cependant, pour le moment, pas envisageable compte tenu de :

- **l'absence de travaux en cours,**
- **le manque de résultats en quantité suffisante,**
- **les lacunes dans la connaissance de la biologie des espèces, et**
- **la justification des règles de décision retenues.**

4.6 Critique de la prise en compte des pratiques agricoles :

La détermination des probabilités de présence des espèces végétales en fonction des pratiques agricoles a nécessité de poser de très nombreuses hypothèses.

Il est possible de critiquer chacune de ces hypothèses. Par exemple, concernant la date d'exploitation, une hypothèse aurait pu être d'attribuer une probabilité de présence de 0,5 aux espèces ayant un mode de reproduction intermédiaire entre sexué et végétatif. Nous avons cependant considéré que les espèces ayant un mode de reproduction sexué et végétatif ont un avantage adaptatif face aux autres espèces puisqu'elles ont les deux possibilités de reproduction. Nous avons donc attribué une probabilité de 1 à ces espèces si la date d'exploitation correspond à leur date de pollinisation. En fait, il sera nécessaire d'améliorer la connaissance scientifique sur le mode de reproduction de l'ensemble des espèces prairiales et de prévoir d'adapter la probabilité de présence en fonction des nouvelles connaissances. En outre, il serait nécessaire de connaître pour chaque espèce le temps nécessaire pour qu'elle arrive au stade de pollinisation. En effet, pour une espèce à reproduction sexuée qui a besoin de 3 mois pour arriver au stade de la pollinisation, une fauche ou un pâturage ayant lieu un mois avant la pollinisation sélectionnera l'espèce et la probabilité de présence de cette espèce sera nulle. Ce temps de maturation de l'espèce n'est pas pris en compte pour le moment.

De même, une hypothèse forte dans le modèle concerne la détermination de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction du pâturage. Dans ce cas nous avons pris en compte non pas un chargement mais un nombre de coupes équivalent. Les équations utilisées reposent sur une démarche logique, mais elles n'ont pas été validées.

Chaque probabilité de présence est déterminée en fait à partir d'un sous-modèle du modèle expert dont la mise en œuvre dépend essentiellement des connaissances disponibles. Ces sous-modèles ont été validés jusqu'à présent uniquement par avis d'expert.

La seule validation que nous avons réalisée porte sur le modèle expert pris dans sa globalité. Il est possible que les limites révélées par cette validation soient le reflet du mauvais fonctionnement ou de l'imprécision de certains sous-modèles. **Il sera nécessaire de valider chaque sous-modèle à partir de données de terrain et d'apporter une expertise sur la réponse de chacune des 2912 espèces recensées dans le modèle à chaque pratique agricole. Ce travail apparaît pour le moment non réalisable d'une part compte tenu de l'absence de jeux de données adéquats et d'autre part compte tenu du temps d'expertise que cela représente.**

En outre, l'amélioration du modèle devra porter sur la prise en compte de pratiques agricoles supplémentaires, concernant notamment l'entretien des surfaces en herbe (brûlis, désherbage, étaupinage, gestion des haies, ...).

4.7 Critique de la prise en compte des facteurs du milieu :

La prise en compte des facteurs du milieu repose essentiellement sur l'utilisation des indices écologiques spécifiques. L'imprécision des sous-modèles mis au point renvoie donc à la pertinence des indices utilisés.

A l'instar de ce que nous avons signalé pour les pratiques agricoles, **il sera aussi nécessaire de valider chaque sous-modèle à partir de données de terrain et d'apporter une expertise sur la réponse des espèces aux différents facteurs du milieu.**

Il sera aussi nécessaire d'intégrer des facteurs environnementaux supplémentaires concernant en particulier la fertilité minérale et le contenu en humus des sols. Pour le moment, ces facteurs ont été mis de côté faute de connaissances exploitables.

4.8 Pertinence du choix de systèmes experts associés à la logique floue :

L'intérêt du modèle expert repose sur sa capacité à intégrer de très nombreuses informations de nature et de quantité variées.

Cette intégration est permise par la disposition de l'information dans des arbres de décision. Les règles de décision qui gouvernent chaque arbre permettent d'obtenir une information unique à partir de critères qualitativement différents. Cette approche a déjà été utilisée pour des prairies permanentes (Campbell *et al.*, 1999). La partie la plus importante repose sur la sélection des critères qui sont utilisés ensuite dans les arbres de décision. Dans notre cas, ce choix s'est fait dans un ensemble de données disponibles. Certains critères auraient peut-être été mieux justifiés, mais l'absence de données les concernant nous a conduit à les éliminer.

L'utilisation de la logique floue dans les systèmes experts a permis d'affiner les résultats obtenus. Il s'agit d'un outil mathématique très performant en matière d'évaluation des effets des activités humaines sur l'environnement (Enea et Salemi, 2001). Cette utilisation dans le cadre de l'élaboration du modèle expert nous a permis de disposer d'une information sur de nombreux critères pour lesquels nous ne disposions pas auparavant de données.

La procédure de validation que nous suggérons pour les sous-modèles de facteurs du milieu et de pratiques agricoles devrait permettre d'améliorer les critères retenus et les règles d'agrégation que nous avons choisies pour le modèle expert.

5 Avons-nous vérifié notre hypothèse de départ ?

Nous avons posé comme hypothèse qu'il est possible de prédire la valeur agronomique et la diversité végétale des prairies permanentes en fonction des pratiques agricoles, à l'aide d'un modèle expert associé à la logique floue.

Au regard de nos résultats, nous constatons que le modèle « Ground-FlorASyst » a une performance moyenne pour prédire la diversité végétale à partir des pratiques agricoles. Il ne permet pas de prédire un nombre d'espèces. La nature des espèces n'est pas prédite avec exactitude. En particulier le modèle n'est pas performant pour ce qui concerne les espèces diverses, en revanche il est assez satisfaisant pour les légumineuses et les graminées.

La portée du modèle Ground-FlorASyst est limitée par la connaissance disponible et la précision des observations de terrain. Cette limite devrait être peu à peu levée avec l'avancée des travaux de recherche en cours. Cette limite cependant n'explique pas à elle seule la

différence que l'on peut observer entre des valeurs issues de relevés (données observées) et les valeurs prédites par le modèle. On peut supposer que la présence des espèces végétales dans un habitat donné est en partie liée au hasard et que cette part aléatoire n'est, par nature, pas modélisable. Pourtant, malgré cette part, les bons résultats obtenus pour le Parc Naturel de Lorraine, mais aussi pour les graminées et les légumineuses des différents parcs testés, montrent que le modèle est potentiellement utilisable pour prédire des espèces végétales des prairies dans tous les Parcs Naturels.

Ground-FlorASyst présente la qualité majeure de permettre de caractériser la nature des espèces végétales des prairies permanentes en fonction des pratiques agricoles, pour de nombreux milieux de nature géographique et écologique différente. Il permet de prédire en particulier la présence des espèces de graminées et de légumineuses à partir de données faciles d'accès qui concernent les pratiques et quelques facteurs du milieu. En ce sens, notre hypothèse est en grande partie validée.

Outre la détermination de la nature des espèces végétales, le modèle expert ouvre de nombreuses pistes pour une utilisation multiple :

- Comme il permet de nommer les espèces, il est possible d'identifier les espèces qui ont un statut particulier, ce qui est à la base du calcul de la valeur patrimoniale des parcelles ou des parcours.
- Il est aussi envisageable de caractériser des critères écologiques qui sont liés à la diversité biologique en général. Par exemple, si l'on considère le trait biologique « couleur des fleurs », si les espèces prédites ont des fleurs de couleur différente, on peut prédire une richesse en Lépidoptères élevée (Charollais *et al.*, 1997). De même pour des espèces hôtes d'insectes particulier (larves de chenilles, larves de syrphes, ou fourmis par exemple), il est possible de déduire des éléments caractéristiques de la diversité animale des prairies permanentes. Ces traits biologiques, absents pour le moment de notre base de données peuvent être aisément intégrés (Speight et Castella, 2001).
- Le modèle expert peut aussi permettre d'approcher la valeur agronomique des prairies. Il est en effet possible d'identifier dans la liste prédite, les espèces à valeur fourragère élevée, et/ou celles qui sont productives car le modèle prédit avec une bonne performance la présence de graminées et de légumineuses dans les prairies. On peut ainsi poser l'hypothèse que si une majorité d'espèces prédites appartient à un groupe fonctionnel en lien avec une productivité élevée de la prairie, alors, la prairie est effectivement productive. Cependant, le modèle « Ground-FlorASyst » ne permet pas de donner une valeur pour la dominance des espèces, ce qui limite en partie la prédiction de la fonction productive des prairies. Cette limite est néanmoins repoussée en partie puisque le modèle permet d'identifier le caractère compétitif des espèces, entré dans la base de données (Grime, 1973). Ainsi, si la majorité des espèces prédites sont de bonnes fourragères et qu'en plus la plupart d'entre elles sont aussi compétitrices, alors la probabilité est forte que la prairie ait une bonne valeur agronomique. En revanche si l'on a une majorité de bonnes espèces fourragères, mais que peu de ces espèces sont compétitives, alors, la fonction productive de la prairie est probablement moins bien assurée.

Encadré 26. Bilan sur le modèle expert Ground-FlorASyst

Notre hypothèse de départ selon laquelle il est possible de prédire la valeur agronomique et la diversité végétale des prairies permanentes en fonction de pratiques agricoles et de facteurs du milieu facilement renseignés par enquête est validée. Les bons résultats pour les légumineuses et les graminées et les résultats moins performants pour les espèces diverses montrent que le modèle qui associe des systèmes experts et la logique floue est limité par un manque de connaissances. Une nette amélioration du modèle peut être donc attendue de l'amélioration des connaissances sur les traits biologiques des espèces végétales.

De nombreuses pistes d'amélioration concernent aussi le mode de construction du modèle. Si les résultats montrent que ce mode est pertinent, des pistes peuvent et doivent être explorées à la suite de la présente thèse ; elles concernent notamment les pratiques prises en compte, les indices écologiques et les traits utilisés, et les règles de décision des systèmes experts associés à la logique floue.

Enfin, le modèle offre de très nombreuses possibilités en terme de diagnostic et de prédiction de la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes, pour des milieux très différents. Il montre aussi des possibilités d'utilisation multiples.

Chapitre 6

**Proposition pour la réalisation d'indicateurs
à partir des sorties
des modèles statistiques ou du modèle expert**

Nous avons pu réaliser un modèle statistique qui permet de prédire la valeur pastorale des prairies permanentes lorraines à partir de la connaissance des pratiques agricoles et de facteurs du milieu. Un modèle expert nous permet aussi de prédire la présence d'espèces végétales dans toute prairie permanente de différents Parcs Naturels Régionaux (Ballons des Vosges, Brenne, Lorraine, Pilat et en théorie, Camargue et Verdon). Ce dernier modèle peut permettre de calculer la valeur patrimoniale des prairies permanentes à partir de la connaissance de pratiques agricoles et de facteurs du milieu. Les modèles que nous avons mis au point ne permettent pas de prédire de manière performante le nombre d'espèces végétales.

Ces modèles étant réalisés, il nous faut vérifier dans quelle mesure ils peuvent servir à réaliser des indicateurs agro-écologiques, outils utilisables pour le diagnostic et la prédiction par les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux.

1 Place des indicateurs de diversité biologique dans notre étude :

Nous avons précisé en introduction que les indicateurs de diversité biologique donnent une information simple et lisible mais qu'ils présentent aussi certains inconvénients pour notre étude :

- ils sont mis au point à une échelle d'application souvent petite (nationale, régionale, ou au mieux, au niveau de l'exploitation), les indicateurs n'offrent donc pas une information à l'échelle de la prairie permanente (ou du clos ou du parcours) ;
- la nécessité de prendre en compte un ensemble d'indicateurs pour aborder de manière assez complète la diversité biologique rend l'information finale complexe ;
- la diversité végétale « sauvage » n'est pas abordée en tant que telle, ou les indicateurs la concernant sont réducteurs (nombre de kilomètres de haie, nombre d'espèces...) ;
- ils sont basés sur des méthodes variées ;
- il n'y a pas un ensemble d'indicateurs basés sur une même méthode d'élaboration qui permettent une évaluation à la fois agronomique, écologique et culturelle des prairies permanentes ;
- les indicateurs dressent un état des lieux des écosystèmes, mais ils ne permettent pas de mesurer l'impact de l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité biologique. Le seul indicateur qui permette cela est l'indicateur cynégétique de la méthode INDIGO[®] (Keichinger et Girardin, 1998), mais il ne s'attache qu'à certaines espèces animales. Il n'est pas adapté aux pratiques rencontrées sur prairies permanentes.

Les indicateurs existants peuvent donc être complémentaires de l'outil que nous désirons mettre au point, mais ils n'offrent pas l'information dont ont besoin les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux, à savoir une approche écologique, agronomique et culturelle des prairies permanentes (ou des clos ou des parcours).

A l'inverse, les modèles que nous avons réalisés permettent de renseigner sur la valeur pastorale des prairies permanentes lorraines (modèle Modstat2), la nature des espèces végétales et la rareté des espèces végétales des surfaces en herbe, notamment les prairies permanentes, mais aussi en théorie les parcours et les clos de différentes régions (modèle Ground-FlorASyst). Ces renseignements sont obtenus à partir de données agricoles faciles

d'accès. L'information sur les facteurs du milieu doit être aussi renseignée, ce qui est facile dans le cas de Ground-FlorASyst mais elle nécessite des études complémentaires pour Modstat2.

Par conséquent, les modèles apparaissent opérationnels, sensibles aux variations des pratiques agricoles et ils reflètent en partie la réalité du terrain. Ces qualités correspondent à 3 points du cahier des charges que nous avons fixé (Encadré 27) pour la réalisation d'un outil qui serve au diagnostic de la diversité végétale et de la valeur agronomique des surfaces en herbe des Parcs naturels Régionaux et à l'aide à la décision pour la modification ou le maintien des pratiques agricoles par rapport à cette diversité ou cette valeur.

Encadré 27. Rappel sur le cahier des charges que nous avons fixé en introduction pour l'élaboration d'indicateurs agro-écologiques.

Un indicateur agro-écologique doit disposer de l'ensemble des qualités suivantes (Girardin *et al.*, 2000) :

- être opérationnel : il doit pouvoir donner de l'information à partir de données techniques fournies par l'agriculteur et des données stables du milieu à la disposition de celui-ci (analyses de sol par exemple). Il ne doit donc pas faire appel à des données issues de mesures de terrain répétées, mais à des données accessibles auprès des agriculteurs (par exemple par enquête à partir d'un questionnaire). Il doit aussi pouvoir être informatisé ;
- être lisible dans son expression pour les non spécialistes (Lenz *et al.*, 2000) ;
- être sensible aux variations des pratiques agricoles : par exemple, si la fertilisation azotée est réduite, l'outil doit refléter un changement au niveau de la diversité végétale des prairies ;
- refléter la réalité du terrain (Eckert *et al.*, 2000) : une même pratique mise en œuvre dans les conditions différentes (terrain plat ou en pente, sol superficiel ou profond, etc.) doit conduire à des résultats différents ;
- être pertinent pour les utilisateurs (Mitchell *et al.*, 1995) : l'outil doit non seulement être utilisable mais aussi être utilisé, notamment par les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux ;
- être adaptable en dehors de sa zone de création.

Il apparaît que les modèles que nous avons obtenus ne répondent en revanche pas pleinement à deux autres points de notre cahier des charges : ils manquent de lisibilité dans leur expression pour les non spécialistes, et, par conséquent, ils manquent de pertinence pour les utilisateurs que seraient les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux. En effet, il est difficile de juger si une valeur pastorale, un nombre d'espèces ou une valeur patrimoniale donnée est bonne ou mauvaise dans un territoire donné de Parc Naturel Régional si l'on n'a pas de références. Il est donc nécessaire d'améliorer les modèles afin de les rendre plus lisibles.

2 Les indicateurs pour améliorer la lisibilité des résultats des modèles :

Il n'y a pas d'incompatibilité entre la construction d'un modèle et celle d'un indicateur. Ainsi, nous avons pu montrer ailleurs qu'un indicateur peut être construit à partir de modèles (Pervanchon *et al.*, sous presse) ou d'équations issues de régression (Pervanchon *et al.*, 2002a).

Dans ce cas, l'intérêt de l'indicateur est qu'il donne de l'information par rapport à une valeur de référence. La référence est un élément essentiel car elle permet de rendre une information brute plus aisément interprétable en vue d'une prise de décision (Riley, 2001) et elle permet d'affiner le jugement du décideur (CORPEN, 2003). Cette référence doit correspondre à un niveau maximum de risque acceptable pour l'environnement, la meilleure valeur de l'indicateur qui en découle correspondant alors à une absence de risque environnemental (Pervanchon *et al.*, sous presse). La référence peut consister par exemple en une norme législative, un seuil établi par expertise, une valeur historique, un objectif défini ou une moyenne territoriale (CORPEN, 2003). Cette valeur seuil est donc susceptible d'évoluer en fonction des avancées scientifiques, des évolutions législatives, ou des pressions de la société civile, le caractère « acceptable » d'un risque restant relatif. **Un indicateur est donc un outil de dialogue, dont la valeur n'a pas vocation à être absolue, définitive ou vraie. Il s'agit simplement d'une information lisible et simple à comprendre.**

Les modèles que nous proposons ont l'avantage de quantifier en partie la diversité végétale et dans une moindre mesure, la valeur agronomique à l'aide de différentes variables. Cependant, l'inconvénient est qu'il est difficile à un non spécialiste d'interpréter ces variables, notamment le nombre de points de valeur pastorale, ou de valeur patrimoniale (niveau de rareté des espèces végétales). Quant au nombre d'espèces, s'il semble plus accessible intuitivement, son interprétation demeure cependant difficile car il existe de nombreuses variations de la richesse spécifique selon les milieux ou les régions considérés (Guy, 1992).

Par exemple, si 17 espèces végétales sont prédites par un modèle en fonction de pratiques agricoles, que doit décider un gestionnaire de Parc Naturel ? Doit-il envisager de modifier les pratiques agricoles pour augmenter ce nombre d'espèces ? Si notre gestionnaire est par exemple en Lorraine ou en Camargue, la réponse ne sera pas la même : en Lorraine, le nombre moyen d'espèces par station est de 35, en Camargue, il est de 17. Par conséquent, au regard de ces références, un gestionnaire de Camargue pourra envisager de maintenir les pratiques car elles permettent d'obtenir un nombre d'espèces intéressant au plan écologique, tandis que le gestionnaire lorrain devra songer à modifier les pratiques agricoles pour augmenter le nombre d'espèces.

Par conséquent, on comprend bien avec cet exemple que rendre les données des modèles lisibles (nombre d'espèces, valeur pastorale, valeur patrimoniale, etc.), nécessite de définir un ensemble de références pour chacune d'elles. Ces références seront à la base de différents indicateurs dont nous allons présenter la construction.

3 Elaboration des indicateurs à partir des modèles de diversité végétale :

3.1 Méthode pour la détermination de références :

L'information donnée par Modstat2 et Ground-FlorASyst est caractéristique de différents Parcs Naturels Régionaux puisqu'elle est obtenue à partir de la liste d'espèces propre à chaque parc, ou dans le cas de la valeur pastorale, pour le seul Parc de Lorraine.

Nous proposons donc de mettre au point des références de valeur pastorale et de valeur patrimoniale à l'échelle régionale pour chaque Parc Naturel Régional. Nous proposons aussi des références pour le nombre d'espèces, mais elles ne sont pas utilisables pour le moment faute de modèle suffisamment performant.

La méthode que nous employons a été validée par ailleurs pour l'élaboration d'indicateurs (Pervanchon *et al.*, 2002a). Cette méthode est basée sur le principe de la détermination de trois points de correspondance entre une valeur d'indicateur et une valeur sortie d'un modèle. Il est possible de réaliser ensuite un abaque qui correspond à l'équation de régression qui passe entre ces trois points. Cette équation est aisément déterminée à l'aide du logiciel Excel[®].

Dans le cas présent, il s'agit de déterminer les trois points de concordance Indicateurs/Modèle pour la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la rareté des prairies, pour chaque condition géographique.

Pour cela, nous proposons de nous baser sur des données disponibles dans les Parcs Naturels concernant la valeur pastorale, la valeur patrimoniale et le nombre d'espèces d'un ensemble de surfaces en herbe (les prairies permanentes, les clos ou les parcours). La distribution de ces données en fonction du nombre de parcelles donne une indication de leur valeur optimale, maximale et minimale⁵⁸. Dans ce cas, sur une échelle de valeurs d'indicateur, la valeur minimale et la valeur maximale correspondent respectivement au minimum et au maximum de l'indicateur. Le mode de la distribution correspond à la valeur moyenne de l'indicateur (Figure 36).

Nous proposons, par souci d'homogénéité avec les indicateurs agro-écologiques existant (Bockstaller et Girardin, 1996 ; Bockstaller et Girardin, 1998 ; Girardin *et al.*, 2000 ; Keichinger et Girardin, 1998 ; Pervanchon *et al.*, 2002a ; Pervanchon *et al.*, sous presse) que les indicateurs de diversité végétale et de valeur agronomique soient exprimés sur une échelle de 0 à 10. La valeur 0 d'indicateur correspond à la valeur pastorale, la richesse spécifique ou la valeur patrimoniale la plus faible observable dans l'habitat du contexte géographique considéré. Inversement, la valeur 10 d'indicateur correspond à la valeur pastorale, la richesse spécifique ou la valeur patrimoniale la plus élevée observable dans le contexte géographique considéré. Dans ce cas, le mode observable de la valeur pastorale, la richesse spécifique ou la valeur patrimoniale correspond à la valeur 5 de l'indicateur (Figure 36).

⁵⁸ La distribution n'a pas besoin d'être normale.

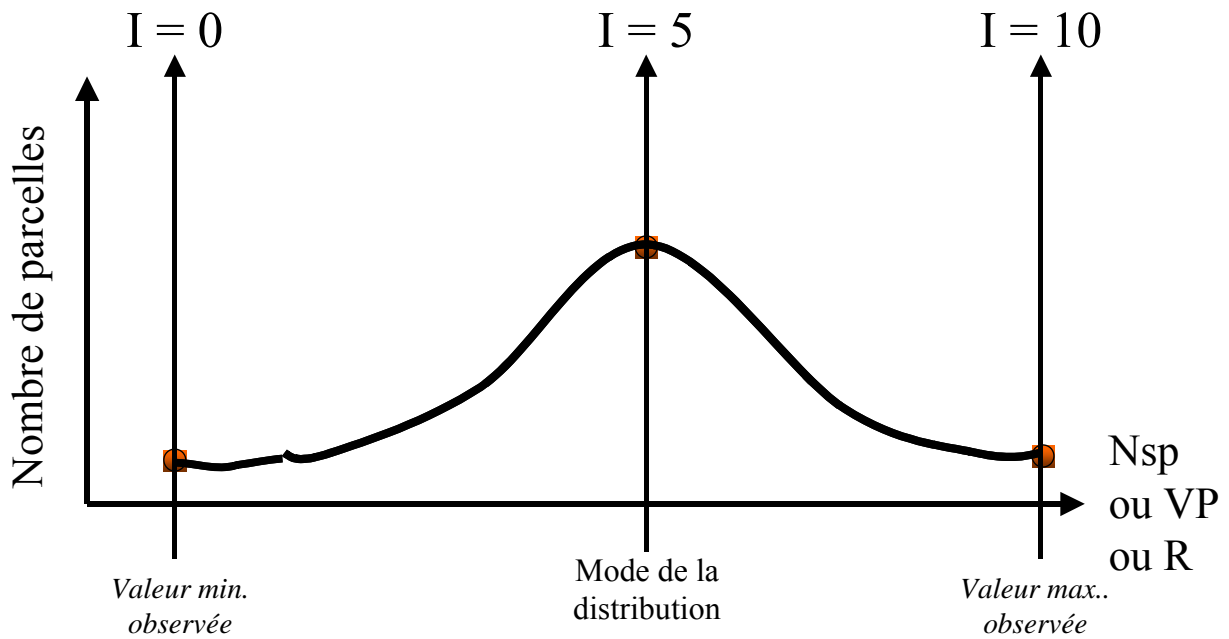


Figure 36. Représentation schématique de la méthode proposée pour l'élaboration de références pour transformer les sorties du modèle Ground-FlorASyst en valeurs d'indicateurs à partir de la distribution des valeurs pastorales (VP), des valeurs patrimoniales (R) et des nombres d'espèces (Nsp) pour un territoire donné.

3.2 Résultats :

Nous prenons comme exemple les résultats obtenus dans le Parc Naturel Régional de Lorraine car il s'agit du territoire pour lequel le modèle Modstat2 de prédiction de la valeur pastorale a été validé au regard des observations de terrain (voir chapitre 5).

Les calculs de distribution ont été réalisés à partir des données collectées dans le cadre de l'étude pour la validation des modèles, auxquelles nous avons ajouté des données collectées régionalement au cours d'études précédentes⁵⁹ afin de disposer d'un échantillon plus important. Les calculs sont basés sur une répartition en classes de 10 points pour la valeur pastorale, de 5 espèces pour la richesse spécifique et de 0,5 point pour la valeur patrimoniale. Les distributions de la valeur pastorale, de la richesse spécifique et de la valeur patrimoniale des prairies permanentes lorraines sont illustrées par la Figure 37.

A partir de ces premiers résultats, il est possible de déterminer les trois points en vue de l'élaboration de l'abaque indicateur/valeur calculée. Les données sont récapitulées dans le Tableau 53.

⁵⁹ Il s'agit des données présentées dans les chapitres 2 et 3.

Tableau 53. Récapitulation des données de correspondance entre les valeurs de sortie du modèle et les valeurs de l'indicateur en vue de l'élaboration d'un abaque (cas du Parc Naturel Régional de la Lorraine).

Variable de la diversité végétale	Valeur calculée par le modèle	Valeur d'indicateur correspondante
Valeur pastorale	10	0
	70	5
	90	10
Richesse spécifique	10	0
	35	5
	80	10
Valeur de rareté	1	0
	3	5
	8	10

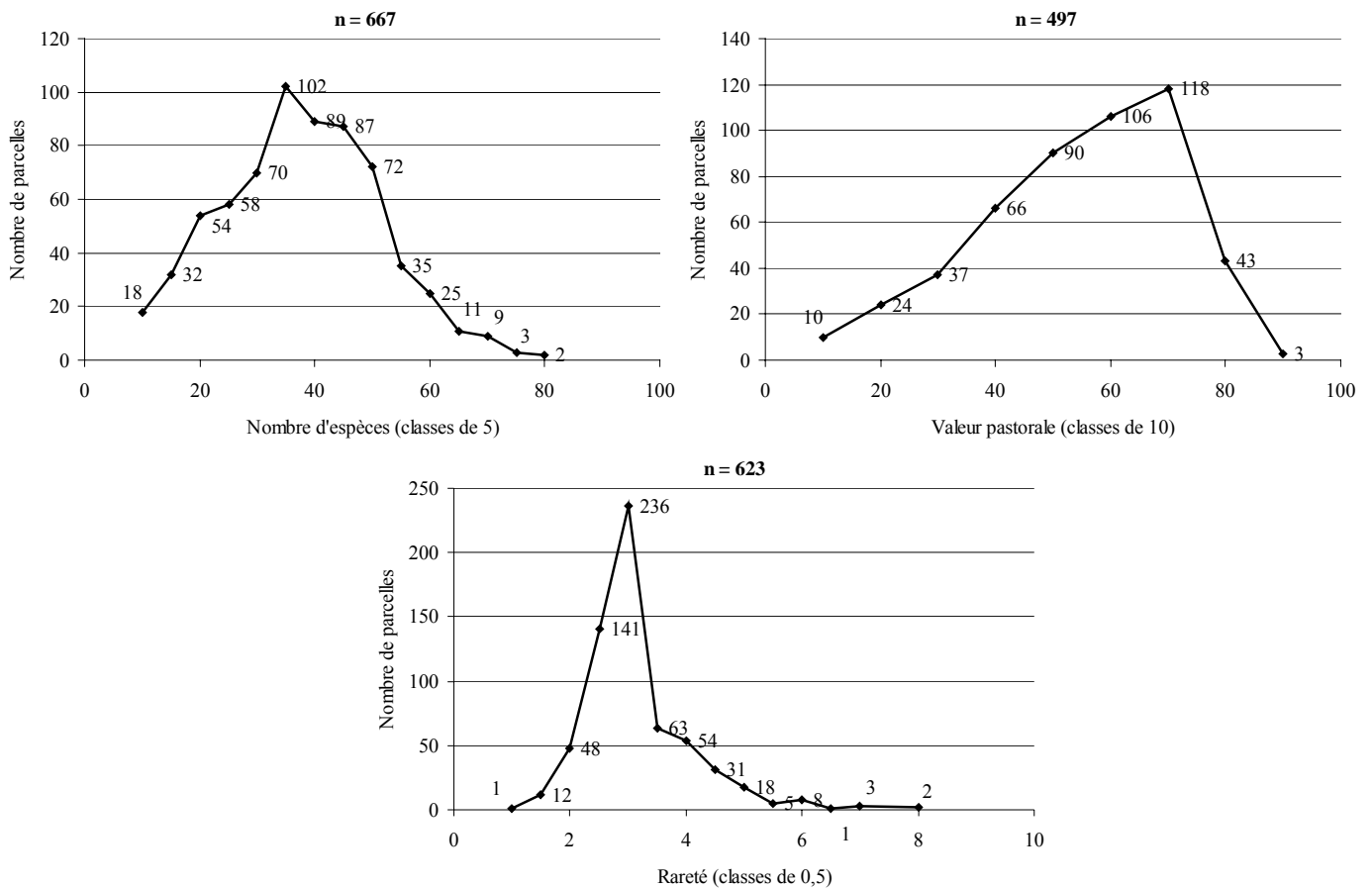


Figure 37. Distribution des valeurs de richesse spécifique, de valeur pastorale et de valeur patrimoniale (rareté) des prairies permanentes sur le territoire du Parc Naturel Régional de Lorraine.

Les équations permettant de transformer les sorties du modèles en valeur d'indicateur sont données par l'Équation 64 pour la valeur pastorale, l'Équation 65 pour la richesse spécifique et l'Équation 66 pour la valeur patrimoniale des prairies permanentes du Parc Naturel Régional de Lorraine. Ces équations sont illustrées par la Figure 38.

Équation 64 $I_{VP} = 0,0021 VPast^2 - 0,08 VPast + 0,62$

Équation 65 $I_{Nsp} = -0,0013 Nsp^2 + 0,26 Nsp - 2,44$

Équation 66 $I_R = -0,2143 VPtm^2 + 3,36 VPtm - 3,14$

Avec :

I_{VP} , l'indicateur de valeur pastorale ;

I_{Nsp} , l'indicateur de richesse spécifique ;

I_R , l'indicateur de valeur patrimoniale (rareté) des prairies ;

$Vpast$, la valeur pastorale donnée par le modèle ;

Nsp , le nombre d'espèces donné par le modèle ;

$Vptm$, la valeur de valeur patrimoniale (rareté) donnée par le modèle.

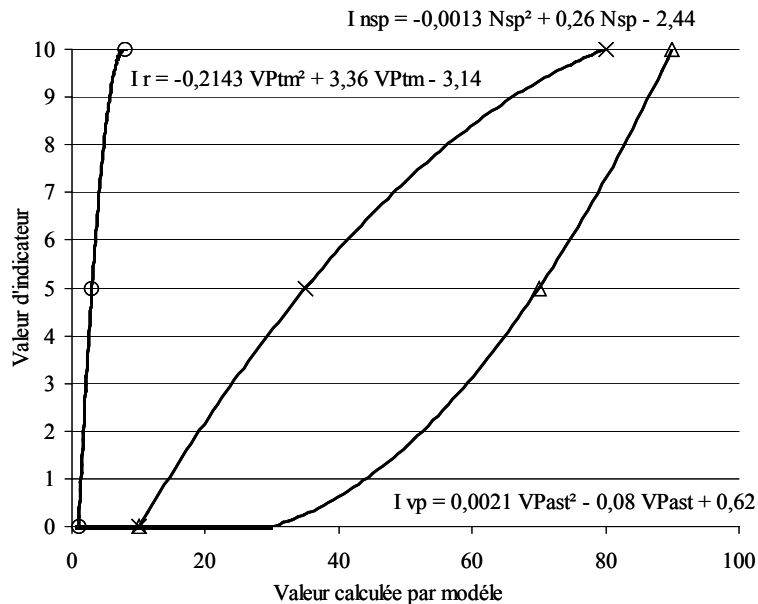


Figure 38. Représentation graphique des équations de l'abaque permettant de transformer les valeurs calculées par le modèle Ground-FlorASyst en valeurs d'indicateur (triangle =

VPast = Valeur pastorale ; croix = Nsp = Nombre d'espèces ; cercle = VPtm = Valeur patrimoniale des prairies).

3.3 Simulations pour la Lorraine :

Nous proposons de montrer dans le contexte du Parc Régional de Lorraine l'application des indicateurs de diversité végétale et de valeur agronomique⁶⁰ au travers de 6 scénarios de pratiques agricoles décrits dans le Tableau 4 (page 88) croisés avec un scénario de conditions du milieu (Tableau 54).

Tableau 54. Scénarios des conditions du milieu retenus pour la simulation des indicateurs de diversité végétale (basés sur le modèle Ground-FlorASyst) et de valeur agronomique (basés sur le modèle Modstat2). L'habitat pris en compte est celui des prairies du plateau lorrain.

	Scénario Conditions 1 (pour Ground-FlorASyst)	Indice écologique équivalent (pour Modstat2)
pH du sol	7	EC = 5
profondeur du sol	modérée	/
étage	plaine	T = 4
température hivernale	hiver froid	/
fertilité azotée du sol	60 kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹	/
fertilité phosphorique du sol	sol équilibré en P	/
salinité du sol	nulle	/
humidité du sol	sol sec	H = 4

Les simulations montrent que les indicateurs sont sensibles aux variations de pratiques agricoles (Tableau 55). La valeur de l'indicateur de valeur pastorale (estimée par Modstat2) est inférieure à celle observée dans le scénario intensif, mais elle est inférieure à 7, ce qui signifie que les prairies n'ont pas une qualité agronomique optimale. En scénario extensif, la valeur pastorale est même mauvaise ($I_{VP} = 3,9$). Compte tenu de la faible performance du modèle de prédiction de la valeur pastorale, la valeur des indicateurs doit être considérée avec précaution. La fiabilité de l'indicateur est directement liée à la performance du modèle utilisé.

A l'inverse, l'indicateur de valeur patrimoniale est meilleur en scénario extensif qu'en scénario intensif. Nous ne pouvons pas montrer de résultats pour ce qui concerne le nombre d'espèces. On constate que les prairies mixtes ont globalement une valeur patrimoniale meilleure que les prairies uniquement pâturées ou uniquement fauchées.

Par ailleurs, on note que l'indicateur de valeur patrimoniale a une valeur toujours très élevée (supérieure à 7). Cela signifie en théorie que par simulation, les prairies ont toutes un caractère exceptionnel. Des prairies à gestion intensive peuvent en effet avoir des espèces d'intérêt patrimonial, mais en aucun cas elles ne peuvent être exceptionnelles quelles que

⁶⁰ Se référer à l'Équation 43 (page 140) pour l'équation de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes lorraines.

soient les pratiques. Ce résultat est lié à ce que nous avons décrit lors de la validation du modèle expert Ground-FlorASyst : le modèle prédit correctement les légumineuses et les graminées, mais il n'est pas performant pour les espèces diverses, or, ces dernières sont généralement celles qui ont un grand intérêt patrimonial (un indice de rareté élevé). Par ailleurs, nous avons montré que le modèle ne permet pas non plus de prédire un nombre d'espèces, lequel est toujours surestimé par le modèle. Par conséquent, la valeur patrimoniale étant déterminée à partir de la moyenne des indices de rareté des espèces prédites, la valeur obtenue par le modèle présente deux biais :

- elle concerne des espèces qui ne sont globalement pas observées sur le terrain ;
- elle est surestimée puisque le nombre d'espèces diverses prédit est lui-même surestimé.

Ces constatations nous amènent donc à rejeter les résultats obtenus pour l'indicateur de valeur patrimoniale.

Tableau 55. Résultat de la simulation des indicateurs agro-écologiques à partir de données du Parc Naturel Régional de Lorraine.

	Valeur patrimoniale prédite ^a	Indicateur de Valeur patrimoniale (I _R)	Valeur pastorale prédite ^b	Indicateur de valeur pastorale (I _{VP})
<i>Fauche extensive</i>	7,0	9,9	/	/
<i>Mixte extensive</i>	7,2	10,0	72,5	5,9
<i>Pâturage extensive</i>	7,2	10,0	/	/
Fauche intensive	5,3	8,7	/	/
Mixte intensive	6,3	9,5	63,0	3,9
Pâturage intensive	5,6	9,0	/	/

a. calculée par Ground-FlorASyst.

b. Calculée par Modstat2.

4 Discussion sur la mise en place d'indicateurs :

Au regard des résultats, les tendances observées dans le cadre de la simulation des indicateurs apparaissent cohérentes avec ce qui serait observable en conditions réelles : la valeur patrimoniale des espèces est plus élevée si le mode d'exploitation est extensif, tandis que la valeur pastorale suit une tendance inverse. Par ailleurs, les prairies mixtes apparaissent un peu plus favorables à la valeur patrimoniale. Cela est cohérent, dans la mesure où le pâturage engendre plus de diversité topographique, favorable à l'installation d'espèces, grâce au piétinement du sol et au prélèvement des espèces.

Par ailleurs, l'amplitude des valeurs prises par l'indicateur de valeur pastorale est suffisante pour discriminer différentes intensités de production. En revanche, pour la valeur patrimoniale, la discrimination est moindre or, il serait nécessaire que les indicateurs varient

avec une plus forte amplitude afin que les valeurs faibles et les valeurs élevées apparaissent de manière plus significative.

En fait, cette approche qualitative ne doit pas masquer le fait que les indicateurs mis au point présentent des lacunes importantes. En fait, pour le moment, ils ne sont pas pertinents pour une utilisation par des gestionnaires. Cela est lié à la qualité de prédiction des modèles utilisés pour calculer les indicateurs. En effet, Modstat2 est un modèle qui prédit une valeur pastorale sous-estimée et il a une application limitée aux prairies mixtes lorraines. Quant au modèle Ground-FlorASyst, il ne filtre pas certaines espèces rares d'où, cette fois, une tendance à la surestimation de la valeur patrimoniale des prairies. Concernant le nombre d'espèces, il ne nous est pas possible de calculer des indicateurs tant que les modèles ne sont pas améliorés.

Les indicateurs que nous avons proposés ne sont donc adaptés que dans le cas où les modèles sources sont performants. Dans notre cas, ils ne sont donc pas adaptés. Dans un premier temps, il ne nous faut donc pas les utiliser. En revanche, compte tenu de la relative qualité de prédiction de Ground-FlorASyst pour ce qui concerne les légumineuses et les graminées, des indicateurs qualitatifs peuvent être envisagés pour la valeur agronomique. Par exemple, le pourcentage de graminées ou de légumineuses qui sont de bonnes fourragères par rapport à celles qui sont de médiocres fourragères pourrait servir d'indicateur. Concernant la diversité végétale, pour le moment, nous ne pouvons pas proposer d'indicateurs.

Les indicateurs proposés apparaissent donc limités essentiellement en raison de la faiblesse de prédiction des modèles. Il s'agit donc maintenant de discuter l'ensemble de notre travail afin d'en préciser les points faibles et les points forts et de dégager des perspectives.

Discussion générale

Des modèles et des indicateurs proposés et des perspectives offertes

1 Limites de la notion de diversité végétale proposée dans notre étude :

1.1 contribution de notre étude au débat sur les enjeux de la biodiversité :

Pour le moment, la biodiversité est une notion positive sur laquelle la recherche n'apporte pas de réponse en terme de rôle et d'utilité (Aubertin et Vivien, 1998). Deux types d'interrogation dominent les débats actuels des écologues : 1) quel lien existe-t-il entre la diversité biologique et la productivité des écosystèmes (c'est-à-dire leur capacité à produire de la matière vivante) ; 2) quel est le rôle de la biodiversité dans la stabilité des écosystèmes ? Et « *en posant ces questions, la biodiversité contribue à nourrir la crise épistémologique que connaît la science écologique. Au-delà d'un manque cruel de données, l'écologie ne dispose pas de théorie générale, englobante et unifiée du fonctionnement du vivant qui lui permettrait de répondre à ces questions. L'écologie s'est construite à partir de deux traditions, toujours distinctes, qui, bien que fécondes, rencontrent toutes deux des difficultés opérationnelles dans le traitement de la question de la biodiversité. La première tradition qui plonge ses racines dans l'histoire naturelle, la biogéographie et l'œuvre de Darwin, peut être qualifiée de naturaliste. Procédant par classification et inventaire, elle cherche à mettre en évidence et à comprendre la spatialité et l'historicité des objets qu'elle étudie. [...] Le caractère purement descriptif, hyperspécialisé et fortement localisé de ces travaux [...] empêche, le plus souvent, d'en tirer des généralisations et des règles de gestion de la biodiversité. C'est pour pallier cette difficulté qu'une seconde tradition cherche en écologie à mettre en évidence des lois valables en tout temps et tout lieu. Celle-ci considère le monde vivant dans une optique structuraliste, fonctionnaliste et fortement hiérarchisée* » (Aubertin et Vivien, 1998).

Par ailleurs, les écologues se sont aperçus que les milieux sont hérités des pratiques des hommes, ce qui a conduit un glissement de la notion d'« écosystème » à celle d'« écocomplexe » (Blandin, 1986). Ainsi, « *du statut de facteur de perturbation anthropique, l'homme passe à celui de gestionnaire de l'environnement et de la biodiversité* » (Aubertin et Vivien, 1998). La biodiversité serait donc un nouveau paradigme faisant appel à toutes les formes de l'écologie (biologie moléculaire comprise) et faisant appel aux sciences de l'homme et de la société.

Notre étude aborde de façon réductrice la biodiversité puisque nous négligeons volontairement les espèces en-dehors du règne végétal et dans le règne végétal, nous ne prenons en compte que les végétaux supérieurs à fleurs. Par ailleurs, nous ne prenons pas en compte la diversité génétique et la diversité écosystémique.

Malgré cette approche réductrice, notre étude permet de nourrir les débats actuels sur la biodiversité. En effet, d'une part les modèles que nous avons mis au point permettent de mesurer à partir de la connaissance des pratiques agricoles, la nature et le nombre d'espèces des surfaces en herbe et la valeur patrimoniale de ces espèces. Les modèles proposés peuvent donc être utilisés pour tester les conditions dans lesquelles diversité et productivité sont liées. D'autre part, la modélisation que nous avons développée est basée sur différentes approches de l'écologie : i) l'observation et la mesure de données de terrain pour tirer des relations statistiques à valeur locale lors de la mise au point des modèles empiriques à partir de données lorraines ; ii) la prise en compte de données caractéristiques de chaque espèce végétale mises sous forme d'indices écologiques qui permettent de lier la présence des espèces à des facteurs du milieu ou des pressions d'origine anthropique ; iii) l'utilisation des caractéristiques

végétales pour déduire des règles générales de réponse des espèces végétales en tout lieu en fonction des pressions et des facteurs.

Par conséquent, les modèles que nous proposons peuvent servir aux débats en écologie. Par exemple, le modèle statistique montre qu'il est possible de trouver des règles du fonctionnement des écosystèmes mais que ces règles restent valables pour des conditions locales et qu'elles ne peuvent être généralisées. Le modèle expert quant à lui montre qu'il est possible de comprendre le fonctionnement des écosystèmes sans se baser sur des relations quantifiées. **A partir de la seule connaissance des caractéristiques biologiques des espèces, nous avons montré qu'il est possible d'expliquer la présence des espèces végétales d'une prairie permanente. Le principe de ce modèle est en outre généralisable en théorie à tout écosystème, dans la mesure où les caractéristiques biologiques principales des espèces de chaque écosystème sont connues.**

1.2 Critique des critères retenus dans notre étude :

Dans notre étude la diversité végétale est mesurée à partir de trois critères : le nombre d'espèces (ou richesse spécifique), la nature des espèces végétales, et la valeur patrimoniale.

Le nombre d'espèces est un critère très souvent utilisé dans les études portant sur la biodiversité. Le modèle statistique que nous avons mis au point permet d'estimer ce critère (et à terme, le modèle expert pourra aussi le permettre). Pourtant, l'information écologique donnée par ce critère est très limitée, voire elle peut conduire à des erreurs d'interprétation (Guy, 1992). En effet, un même nombre d'espèces au sein de deux écosystèmes ne permet pas de conclure sur la qualité écologique de ces écosystèmes. Par exemple, il n'est pas possible de conclure qu'un clos camarguais est de moindre intérêt écologique qu'une prairie vosgienne parce que le nombre d'espèces présentes dans ce cas est inférieur à celui de la prairie. Il est donc nécessaire de disposer d'autres informations.

La nature des espèces est une information complémentaire de celle donnée par le nombre d'espèces. La connaissance de la nature des espèces n'a cependant d'intérêt que si l'on dispose aussi, parallèlement, d'informations sur la biologie des espèces identifiées. Ainsi, le modèle expert que nous avons créé permet de réaliser un diagnostic écologique et agronomique des prairies en associant la liste des espèces végétales qu'il prédit, à la connaissance des caractéristiques biologiques de chaque espèce listée. Par exemple, si dans les espèces listées, la plupart a une bonne valeur fourragère, c'est que les pratiques conduites sur la prairie permettent d'obtenir du fourrage de qualité pour les animaux. Le modèle statistique ne permet en revanche pas d'accéder à une telle information, ce qui en constitue une limite importante.

La valeur patrimoniale a aussi été considérée comme critère d'évaluation de la diversité végétale. Elle ne fait pas appel à une fonction de production ni à une fonction écologique, mais davantage à la fonction culturelle des prairies permanentes. Ce critère est généralement omis dans les études écologiques ou botaniques, pourtant, il apporte une information nécessaire si l'on s'attache à étudier la multifonctionnalité des prairies, traduction opérationnelle de la durabilité (Pervanchon et Blouet, 2003b). En effet, cette contribution passe par la prise en compte d'enjeux économiques et environnementaux, mais aussi socio-territoriaux (Pervanchon et Blouet, 2003a). Les enjeux liés à la durabilité concernent l'ensemble des gestionnaires et en particulier les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux. Néanmoins, l'approche de la valeur patrimoniale que nous avons développée dans notre étude reste assez limitée. En effet, nous n'avons pris en compte que la valeur de rareté des espèces végétales. Pour avoir une vision générale de la valeur patrimoniale d'une prairie, il sera

nécessaire d'aborder d'autres aspects biologiques, culturels et fonctionnels des espèces patrimoniales (Delavigne, 2001). Des études complémentaires sont nécessaires afin d'une part d'apporter des connaissances sur les critères à prendre en compte pour évaluer la valeur patrimoniale d'espèces ou d'écosystèmes et d'autre part pour définir une méthode pour mesurer les critères retenus.

La prise en compte de la valeur agronomique nous a semblé aussi nécessaire car tout questionnement qui porte sur l'écologie des prairies a des liens étroits avec des questions agricoles (Peeters et Janssens, 1995). En effet, les prairies sont non seulement des écosystèmes d'intérêt écologique mais aussi des agrosystèmes⁶¹ (Altieri, 1999) : elles sont gérées par les agriculteurs dans un but économique. En complément des critères d'évaluation de la diversité végétale, nous avons aussi pris en compte la valeur pastorale des prairies permanentes, critère d'évaluation de la valeur agronomique des prairies. Nous avons souligné que de nombreuses critiques sont émises à l'encontre de la valeur pastorale (Agreil, 2003). Quoiqu'il en soit, ce critère définit correctement le potentiel de production des prairies, le rendement des prairies restant toujours faible quand la valeur pastorale est faible et elle reste stable, là où le rendement varie. La valeur pastorale est un critère nécessaire pour caractériser la valeur agronomique des prairies, mais il est certainement insuffisant. Afin de le compléter par d'autres critères prenant en compte par exemple le comportement sélectif de l'animal en fonction de la disponibilité des espèces au pâturage ou la variabilité saisonnière de la ressource alimentaire végétale, des recherches complémentaires sont nécessaires. La valeur pastorale pourrait aussi être améliorée dans un premier temps en adaptant les coefficients de valeur fourragère aux conditions locales. La valeur nutritionnelle des graminées, par exemple, variant en fonction des potentialités des sols, il serait intéressant de vérifier que ces valeurs sont les mêmes dans chaque Parc Naturel Régional.

Un autre élément important au sujet de la valeur pastorale est qu'elle prend en compte indirectement l'abondance ou la dominance des espèces végétales. En effet, la valeur pastorale est calculée à partir de l'abondance des espèces végétales (Daget et Poissonet, 1971b ; Daget et Poissonet, 1972). Il s'agit d'un critère important pour caractériser la diversité végétale des prairies. Comme les deux modèles Modstat1 et Modstat2 que nous avons mis au point ne fournissent pas directement cette information, la prise en compte de la valeur pastorale permet d'approcher ce critère. Ce critère n'est en revanche pas pris en compte du tout par le modèle expert Ground-FlorASyst, ce qui en constitue la limite majeure.

Notons qu'il peut aussi être envisagé des analyses statistiques sur des données de rendement prairial associé à des pratiques agricoles afin de compléter l'information sur la valeur agronomique des prairies. Ce travail n'a pas pu être réalisé dans le cadre de cette étude en raison d'un manque de données pour une analyse statistique significative.

⁶¹ D'où le terme d'« agro-écosystème ».

Encadré 28. Bilan sur les critères retenus dans notre étude.

Les modèles que nous avons mis au point sont des outils de recherche dans la mesure où ils peuvent contribuer à faire avancer la réflexion dans certains débats sur l'écologie.

En prenant en compte la richesse spécifique, la valeur patrimoniale et la valeur pastorale des prairies permanentes, nous abordons en partie la multifonctionnalité des prairies permanentes. En effet ces critères sont des éléments de l'évaluation des fonctions écologiques, sociales et agronomiques des prairies permanentes.

Néanmoins, ces critères n'apportent qu'une information partielle sur la relation entre les pratiques agricoles, la valeur agronomique et la diversité végétale. Ils devront être complétés et affinés à partir des futurs résultats de la recherche afin de prendre en compte davantage de critères.

2 Discussion sur les hypothèses de construction des modèles statistiques proposés dans l'étude :

Nous avons appelé « statistiques » les différents modèles que nous avons mis au point à partir de l'analyse statistique d'un ensemble de données collectées sur le terrain. Cette approche de modélisation est très classique en biologie et en écologie pour identifier et quantifier des relations entre différents paramètres caractérisant par exemple un organisme dans son milieu, ou un écosystème.

2.1 Avantages et limites du modèle statistique *Modstat1* :

Le premier modèle que nous avons mis au point est basé sur la mise en relation des pratiques agricoles avec différents critères d'évaluation de la diversité végétale (la valeur pastorale, le nombre d'espèces et la valeur patrimoniale des prairies, calculée à partir de la rareté). Les résultats obtenus ont permis de quantifier l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes. Nous avons pu, grâce à notre jeu de données, évaluer l'effet associé des pratiques agricoles.

Cependant, nous avons été confrontés à deux problèmes majeurs : i) les relations sont significatives, mais elles permettent d'expliquer à partir de la connaissance des pratiques agricoles, seulement de 36 à 40% de la valeur pastorale, de 27 à 48% de la richesse spécifique (nombre d'espèces) et de 18 à 50% de la valeur patrimoniale selon le mode d'exploitation prairiale considéré ; ii) des contradictions dans nos tests de sensibilité ont été relevées avec les données généralement observées et décrites en écologie ou en agronomie.

Ces problèmes peuvent être liés au jeu de données utilisé. Il n'est en effet pas assez important et d'autres données seraient nécessaires pour obtenir des résultats plus significatifs. Si nous n'avons pas pu résoudre ce problème en collectant des données supplémentaires, en revanche, nous avons pu tester une autre hypothèse pour expliquer la faiblesse du modèle statistique *Modstat1* : **l'effet du milieu a une influence sur la diversité végétale qui masque l'effet des pratiques agricoles**. En effet, les ressources disponibles du milieu (eau, fertilité, pH, ...) sont déterminantes, en particulier pour la richesse spécifique (Pausas et Austin, 2001).

2.2 Intérêt des indices écologiques prairiaux pour la modélisation statistique :

Mesurer directement les facteurs du milieu nécessite un matériel important et beaucoup de temps. En outre, les mesures que nous aurions réalisées pour compléter notre jeu de données n'auraient pas correspondu à la période à laquelle les relevés que nous avons exploités ont été réalisés. Par conséquent, nous avons choisi d'utiliser les indices écologiques prairiaux qui permettent des estimations indirectes des facteurs du milieu à partir de la moyenne des indices écologiques spécifiques d'un relevé (Ellenberg *et al.*, 1991). L'avantage des indices est qu'ils sont calculables à partir des relevés floristiques déjà réalisés (Plantureux, 1996a).

Les indices écologiques que nous avons utilisés pour la modélisation statistique sont de deux sortes : ceux qui existent dans la littérature et celui que nous avons construit à partir de données de terrain.

Les indices de la littérature que nous avons utilisés sont ceux de Klapp (1965) et ceux de Ellenberg synthétisés par Plantureux (1996a). Les indices d'Ellenberg sont très utilisés dans la littérature scientifique (Schaffers et Sykora, 2000) et ils se justifient particulièrement pour une utilisation dans un contexte agricole (Janssens, 1998 ; Nösberger, 2002). Néanmoins, il n'existe à l'heure actuelle aucune donnée de validation portant sur l'ensemble des indices d'Ellenberg. En revanche, les études de mise en relation de certains de ces indices avec des paramètres mesurés du milieu (intensité lumineuse, pH du sol, ...) montrent que les indices d'Ellenberg fournissent un outil pertinent pour évaluer les habitats, mais ils sont à considérer avec précaution si l'on ne dispose pas d'un jeu de données suffisant (Dzwonko, 2001 ; Schaffers et Sykora, 2000). Concernant les indices de Klapp (1965), aucune validation ne les concerne.

Notre étude a conduit à la détermination d'un nouvel indice écologique absent jusqu'à présent de la littérature : l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces végétales à la fertilité phosphorique du sol. Si cet indice écologique spécifique répond à un manque dans la communauté scientifique qui ne disposait jusqu'à présent pas d'un tel outil, il reste insuffisant tant sur la forme que sur le fond. Sur la forme, tout d'abord, cet indice a une portée assez limitée puisqu'il n'est déterminé que pour 317 espèces prairiales. En outre, le jeu de données que nous avons utilisé ne concerne que les prairies de fauche. Il est donc nécessaire de réaliser des études complémentaires pour déterminer les indices pour d'autres espèces et pour des conditions de pâturage. Sur le fond, les travaux devront porter sur la validation de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol. La mise en relation de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité avec les critères de la diversité végétale montre des courbes enveloppes analogues aux autres indices, ce qui tend à montrer que les indices obtenus sont écologiquement pertinents, cependant, il sera nécessaire de valider plus précisément les indices obtenus en s'appuyant sur des mesures et/ou des avis d'expert. Il est aussi nécessaire de s'attacher à vérifier la pertinence de l'utilisation de la logique floue. En effet, nous avons lors de notre analyse, regroupé arbitrairement les 7 classes de fertilité du sol en 3 groupes ; ne pourrait-on pas affiner les résultats en travaillant sur 4 groupes, puisque cela est possible en logique floue ? Ou alors, comment utiliser la logique floue de façon efficace sur 7 critères à la fois ? L'utilisation de réseaux de neurones est peut-être à explorer.

Malgré ces limites, notre travail présente l'atout majeur d'être basé sur une méthode robuste et généralisable pour la détermination d'indices écologiques à partir de profils écologiques. L'indice écologique que nous avons créé pour la sensibilité des espèces à la fertilité phosphorique du sol devra faire l'objet d'une validation avec des données

observées. Nous avons montré simplement une validation en confrontant nos résultats à une évaluation par expertise.

Nous avons en outre montré que pour chaque indice écologique, chacun des critères de diversité végétale ou de valeur agronomique varie dans des limites définies par des courbes enveloppes caractéristiques. Pour la richesse spécifique, chaque courbe enveloppe a une allure unimodale. Pour la valeur pastorale et la valeur patrimoniale, l'allure est de tendance linéaire.

Enfin, nous avons vérifié dans quelle mesure l'ensemble des indices écologiques permet d'expliquer la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies. Grâce à un jeu de données important, nous avons pu montrer par régression multiple linéaire que le nombre d'espèces, la valeur pastorale et la valeur patrimoniale sont fortement corrélés aux indices écologiques (R^2 de respectivement 0,46, 0,79 et 0,58). La richesse spécifique, la valeur pastorale et la valeur patrimoniale peuvent donc être prédites avec une faible marge d'erreur et de manière significative à partir de la connaissance des indices écologiques. Les résultats concernant la richesse spécifique se sont avérés moins bons cependant que ceux de la valeur pastorale ou de la valeur patrimoniale. **Ces deux derniers critères décrivant des courbes enveloppes linéaires lorsqu'ils sont mis en relation avec les indices écologiques, il est à supposer qu'une analyse par régression multiple non linéaire serait nécessaire dans le cas de la richesse spécifique pour améliorer les corrélations.** On peut aussi envisager d'utiliser une fonction triangulaire dans la régression multiple linéaire.

A partir de ces résultats, nous avons cherché une relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles. Les corrélations obtenues se sont révélées assez faibles (de 0,33 à 0,70 selon les indices et les modes d'exploitation considérés). Ces résultats tendent à montrer que les pratiques agricoles ont peu d'influence sur les conditions du milieu, ou bien que les relations entre pratiques et milieu sont très complexes et doivent être explorées par une autre méthode que la régression multiple linéaire. Nous avons aussi souligné que notre jeu de données n'est sans doute pas non plus adapté à l'analyse : il doit concerner plus de prairies et les pratiques agricoles doivent être mieux renseignées. En particulier, il nous faudrait pouvoir exprimer l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH et à l'humidité en fonction des pratiques d'amendement et de gestion de l'eau. Une étude serait aussi nécessaire pour déterminer les facteurs qui déterminent les valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces à la température.

2.3 *Avantages et limites du modèle statistique Modstat2 :*

Le modèle Modstat2 intègre bien l'effet du milieu grâce à la prise en compte de relations intermédiaires basées sur les indices écologiques.

Les modèles intégrés dans Modstat2 (prédiction des indices écologiques à partir des pratiques agricoles d'une part et prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale à partir des indices écologiques d'autre part) montrent des corrélations meilleures que celles obtenues entre les pratiques agricoles et la diversité végétale ou la valeur agronomique des prairies.

Néanmoins, les modèles obtenus tendent à cumuler les erreurs de chaque type de relation, d'une part celles obtenues entre les indices et les critères de diversité et, d'autre part, celles obtenues entre les indices et les pratiques agricoles. Il serait nécessaire de tenir compte d'autres données du milieu telles que le pH, ou les teneurs en azote, phosphore et potassium du sol. Cependant, nous avons souligné que ces données ne sont pas disponibles pour l'ensemble des prairies et qu'elles ne répondent pas à notre objectif de modéliser la diversité

végétale ou la valeur agronomique à partir de données disponibles auprès des agriculteurs puisque les données d'analyse de sol, quand elles sont disponibles, ne concernent jamais l'ensemble des prairies d'une exploitation.

Etant tributaire de données déjà collectées, nous n'avons pu tenir compte que du mode d'exploitation et de la fertilisation azotée, phosphorique et potassique. En particulier, l'effet des amendements calcaires ou de la gestion de l'eau sur la diversité végétale ou la valeur agronomique n'a pas pu être modélisé.

Enfin, les modèles sont mis au point à partir de données agricoles lorraines. Les résultats ne sont donc pas extrapolables, à d'autres régions, comme l'a confirmé l'étape de validation. La validation des modèles a pu confirmer aussi ce que les tests de sensibilité nous ont révélé : il existe des contradictions entre les sorties des modèles et les résultats attendus de la bibliographie ou des observations de terrain. Ces contradictions ne viennent pas de contextes spécifiques des données analysées, mais elles sont dues au fait que les données agricoles de notre échantillon n'ont pas une qualité suffisante et la taille de l'échantillon de prairies est trop faible.

Encadré 29. Bilan sur les modèles statistiques Modstat1 et Modstat2.

Les modèles statistiques que nous avons obtenus ne répondent que très partiellement à l'objectif que nous nous étions fixé de pouvoir modéliser la diversité végétale et la valeur agronomique à partir de données agricoles.

Les modèles sont certes renseignés par des données faciles d'accès. Ils ont aussi l'avantage de tenir compte de l'effet des facteurs du milieu. Si la méthode de détermination de coefficients de rareté a fait ses preuves par ailleurs (Janssens, 1998), leur utilisation dans le cadre de la modélisation statistique n'a pas montré de résultats concluants.

Cependant, il est nécessaire de disposer d'un jeu de données important et plus complet qui permette d'identifier les corrélations entre les pratiques agricoles et chaque indice écologique. Pour le moment, un tel jeu de données n'existe pas.

3 Discussion sur les hypothèses de construction du modèle expert Ground-FlorASyst :

3.1 Place du modèle expert Ground-FlorASyst dans les approches de modélisation :

Nous discutons dans cette partie des atouts du modèle expert que nous proposons face à différentes approches de modélisation contemporaines.

3.1.1 Confrontation du modèle expert aux modèles de dynamique de végétation :

Nous avons souligné dans le chapitre 1 que les modèles descriptifs de la dynamique ou de la structure de la végétation ne permettent pas d'identifier précisément l'effet de

l'ensemble des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. Ils nécessitent en outre des données issues de mesures de terrain souvent difficiles à obtenir en routine.

Le modèle récent de Schippers et Joenje (2002) de compétition des espèces végétales au niveau des bordures de champ en fonction de pratiques agricoles permet de tempérer notre propos. Il donne des informations sur la biomasse végétale, sur la diversité végétale (indice de Shannon) et sur la dynamique spatiale de la végétation (Schippers et Joenje, 2002). Si ce dernier point ne faisait pas l'objet de notre étude, les deux premiers critères entrent pleinement dans le cadre de notre étude. **Pourquoi donc n'avoir pas approfondi par conséquent la voie d'un modèle de dynamique, les sorties de ces modèles pouvant donner l'information que nous recherchons ?**

La comparaison de VEGPOP2 avec Ground-FlorASyst (Tableau 56) montre que VEGPOP2 nécessite une expérimentation de terrain qui permet la paramétrisation du modèle afin de mettre au point, pour chaque espèce, un ensemble de paramètres mesurés précisément, ce qui implique de n'étudier que quelques espèces (Schippers et Joenje, 2002). **Le modèle Ground-FlorASyst que nous avons mis au point est aussi basé sur la connaissance d'un grand nombre de paramètres, pourtant aucun de ceux pris en compte par Schippers et Joenje (2002) n'est renseigné dans la base de données de notre modèle. Le modèle que nous avons mis au point ne nécessite en effet pas de mesures originales, il se base sur la synthèse de données existantes, à compléter en fonction des connaissances scientifiques nouvelles sur des critères biologiques déjà renseignés pour de nombreuses espèces.** Une marge d'approximation sur la valeur des paramètres est en outre tolérée par le modèle grâce à l'utilisation de la logique floue qui permet l'obtention de valeurs progressives. Utiliser un modèle de dynamique végétale comme VEGPOP2 impliquerait des expérimentations longues et coûteuses pour prédire la présence de l'ensemble des espèces végétales renseignées dans Ground-FlorASyst. En outre, VEGPOP2 ne permet pas de mesurer l'effet d'une gamme large de pratiques agricoles sur la dynamique végétale. En particulier, le pâturage n'est pas abordé, alors qu'il est un élément fondamental de la gestion des prairies.

L'avantage de VEGPOP2 est la prise en compte de l'effet des herbicides à spectre large (Schippers et Joenje, 2002), cette pratique étant ignorée dans Ground-FlorASyst. Cependant, les herbicides sont très peu utilisés sur les prairies⁶².

Par conséquent, il apparaît que les modèles descriptifs de la dynamique ou de la structure de la végétation auraient pu être utilisés dans notre étude. Cependant, la lourdeur de leur mise en œuvre n'aurait pas permis de valider notre hypothèse selon laquelle on peut modéliser la valeur agronomique et la diversité végétale des prairies permanentes à partir de données agricoles facilement accessibles par enquête. Cela est d'autant plus vrai que nous avons cherché à valider cette hypothèse dans des contextes géographiques différents.

⁶² Quoiqu'il en soit il peut être aisément envisagé d'ajouter l'information dans notre base de données : si l'on apporte des herbicides, les espèces dicotylédones disparaissent. L'information sur la taxonomie étant bien connue pour l'ensemble des espèces végétales, il est donc aisément envisageable d'attribuer à partir de cette information une probabilité de présence des espèces si l'on apporte des herbicides.

Tableau 56. Confrontation du modèle Ground-FlorASyst à différents modèles et indicateurs récents.

Caractéristiques des modèles		Modèle de Freyer <i>et al.</i> (2000)	Modèle VEGPOP2 Schippers et Joenje (2002)	Indicateur de Gomez-Garcia <i>et al.</i> (2002)	Indicateur de Keichinger (1998)	Ground-FlorASyst
Type de modèle		Modèle d'impact potentiel	Modèle de dynamique végétale	Index	Ensemble d'indicateurs agro-écologiques	Modèle expert
Objectif du modèle		Evaluer l'impact des activités humaines (en général) sur les fonctions écologiques (en général).	Evaluer l'impact des activités humaines sur la diversité végétale (biomasse, indice de Shannon).	Calcul d'une valeur « <i>éco-pastorale</i> », c'est-à-dire évaluation de l'impact des activités humaines sur les fonctions écologiques et agronomiques des prairies de montagne pyrénéennes.	Prise en compte de l'effet des pratiques agricoles sur la valeur cynégétique d'un territoire de chasse.	Evaluer l'impact des activités humaines sur les fonctions écologiques et agronomiques des prairies pour une aide à la décision sur l'élaboration de stratégies.
Utilisateurs ciblés		Non précisé	Non précisé	Non précisé	Chasseurs, Fédérations de chasse	Gestionnaires de Parcs Naturels Régionaux
Structure du modèle						
Paramètres pris en compte	Activités humaines	Paramètres dits d'« intervention » : apport de pesticides, interventions mécaniques et techniques (labour), pratiques d'amélioration (drainage), proportion des différents usages au niveau d'une unité paysagère.	Fauche, fertilisation N, perturbations du type herbicides.	Pâturage	Paramètres dits « pratiques agricoles » : assolement, couverture du sol, gestion des structures non productives (haies, bosquets...).	Paramètres dits « pratiques agricoles » : fauche, pâturage, gestion de l'eau (drainage, irrigation, ouverture de vanne), fertilisation (N et P), amendements calciques.
	Caractéristiques du milieu	Paramètres dits « de ressources » : les eaux souterraines, le sol, le climat, les espèces et les biotopes, le paysage et les aménités	Largeur des bordures de champ	Concentration en azote et P, digestibilité et appétibilité des espèces végétales.	/	Paramètres dits « facteurs du milieu » : habitat dans le territoire, fertilité azotée et P, profondeur du sol, pH, humidité du sol,

	(ressources récréatives).				température hivernale et annuelle.
Notion d'espèces végétales	Non détaillé. Les espèces et les biotopes sont présentés ensemble dans le cadre de la protection environnementale.	Le modèle est paramétré pour 4 espèces végétales représentatives de milieu très riches en azote à des milieux pauvres en azote (<i>Poa annua</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Anthoxantum odoratum</i> , <i>Festuca ovina tenuifolia</i>).	Abondance des espèces	3 espèces animales (lièvre, faisan et perdrix grise).	2912 espèces végétales sont prises en compte et paramétrées en fonction de la connaissance disponible.
Sorties du modèle	Impact potentiel des activités humaines sur les ressources	Indice de Shannon, biomasse végétale, représentation spatiale de la distribution des espèces.	Valeur pastorale et valeur écologique.	Impact des pratiques agricoles sur la présence d'espèces d'intérêt cynégétique.	Liste d'espèces, impact des pratiques sur la valeur pastorale et la valeur patrimoniale. En théorie, un nombre d'espèces peut être aussi prédit mais pour cela des améliorations du modèles sont nécessaires.
Données sources	Données mesurées sur le terrain, cartographie, données statistiques.	Fertilisation (en gN.m ⁻²) et niveaux de perturbation (nombre de cellules d'un quadrillage spatial).	Relevé floristique	Données accessibles par enquête chez les agriculteurs (entretien directif) passage sur le terrain et éventuellement cartographie	Données accessibles par enquête chez les agriculteurs (entretien directif) ; avis d'expert ou cartographie pour l'habitat.
Echelle spatiale	Paysage, unité de gestion agricole, biotope ou individu (espèce) selon la ressource considérée	Bordure de champ	Prairie, parcours	Territoire de chasse	Surface en herbe (essentiellement prairie permanente mais aussi clos ou parcours).
Notion d'indicateur	Définition	Les paramètres, les valeurs agrégées des paramètres et la valeur d'impact potentiel sont considérés comme des indicateurs	Pas de notion d'indicateur /	Non défini, mais la valeur pastorale et la valeur écologique sont deux indicateurs.	La définition prise est celle de Girardin <i>et al.</i> (1999). Ce sont des indicateurs agro-écologiques. Parallèlement, utilisation

	Echelle	Valeur de 1 (impact faible) à 5 (impact élevé)	/	Echelle de 0 (faible valeur éco-pastorale) à 10 (forte valeur éco-pastorale)	0 (pratiques défavorables aux espèces) à 10 (pratiques favorables aux espèces)	de nombreux indices écologiques assimilables à des indicateurs simples. Pour les 3 indicateurs agro-écologiques finaux : de 0 (impact élevé) à 10 (impact faible) Pour les indices : valeur de 0 (espèce défavorisée par le facteur) à 10 (espèce favorisée par le facteur).
Méthode de calcul						
Analyse statistique		Aucune	Mise au point de relations pour une représentation spatiale de la compétition entre espèces prairiales.	Aucune	Aucune	Analyse statistique de données de terrain intégrable à un modèle expert (logique floue).
Logique floue	Paramètres agrégés	Chaque paramètre d'intervention et chaque paramètre de ressources	/	/	4 ou 5 paramètres pour créer les indicateurs	Nombreux paramètres pour créer des indices écologiques Des indices et des pratiques pour déterminer la probabilité de présence liée au milieu avec celle liée aux pratiques. Fonctions sinusoïdales
	Equation retenue entre les classes	Fonctions exponentielles, logarithmiques, multilinéaires et linéaires	/	/	Fonctions sinusoïdales	
	Justification	Agrégation par logique floue nécessaire car il s'agit de données de nature différente (qualitative, ordinale, etc.).	/	/	Agrégation par logique floue nécessaire car il s'agit de données de nature différente (qualitative, ordinale, etc.).	Agrégation par logique floue nécessaire car il s'agit de données de nature différente (qualitative, ordinale, etc.).
Autre méthode d'agrégation	Equation retenue	Chaque paramètre d'intervention et chaque paramètre de ressources sont pondérés selon son	/	La valeur pastorale et la valeur écologique sont additionnées pour obtenir une valeur	Non	Les probabilités liées aux pratiques d'une part et celles liées au milieu d'autre part sont agrégées

	Justification	importance, chaque valeur obtenue est divisée par la somme des facteurs de pondération puis sommée pour chaque type de paramètres. Une moyenne d'intensité d'intervention et une moyenne de potentiel de ressources sont ainsi obtenues. Un ratio de la première sur la deuxième donne la valeur d'impact.		« éco-pastorale ».		en prenant le minimum des valeurs.
		Aucune	/	Aucune	/	Le minimum répond au principe de précaution.
Aire d'application		Le modèle s'applique sur différents biotopes, unités de gestion ou unités paysagères.	Toute zone avec les 4 espèces paramétrées	Pyrénées	Alsace	6 Parcs Naturels Régionaux en théorie, la validation n'ayant porté que sur 4 d'entre eux.
Généralisation du modèle		Non précisé	Non précisé	Sans doute généralisable si l'on dispose d'analyses des caractéristiques des espèces végétales.	Les indicateurs peuvent être utilisables pour n'importe quel territoire de chasse de plaine.	Le modèle peut être utilisable pour n'importe quelle surface en herbe dans la mesure où la liste des espèces est connue pour la zone considérée et que les caractéristiques biologiques des espèces de cette zone sont aussi connues.
Validation		Non réalisée	Réalisée avec résultats satisfaisants sur certaines parties du modèle.	Non réalisée	Réalisée avec des données de terrain (densité de la population de lièvres)	Réalisée avec des données de terrain (observations) dans 4 Parcs (9 exploitations agricoles).
Informatisation		Réalisée	Réalisée	Réalisée	Réalisée (Excel), mais à améliorer.	Réalisée (Excel), mais à améliorer.

3.1.2 Confrontation du modèle expert aux modèles d'impact :

Le modèle expert Ground-FlorASyst que nous proposons s'apparente davantage aux modèles d'impact potentiel issus des travaux sur l'analyse des risques écologiques (Freyer *et al.*, 2000). Ce modèle est comparé à un exemple de ce type de modèle dans le Tableau 56. Les deux modèles ont pour objectif d'évaluer l'impact des activités humaines sur les différentes fonctions d'un milieu. Les objectifs de Ground-FlorASyst sont plus précis cependant que ceux du modèle de Freyer *et al.* (2000) et les utilisateurs sont clairement identifiés pour une utilisation opérationnelle. Concernant la structure des modèles, les pratiques prises en compte dans Ground-FlorASyst sont plus nombreuses, de même que les paramètres du milieu si l'on s'en tient à l'échelle de la prairie. L'atout du modèle de Freyer *et al.* (2000) est en revanche d'être applicable à différentes échelles tandis que notre modèle n'est applicable qu'à l'échelle de la surface en herbe et non à celle de l'unité paysagère par exemple. En revanche, le modèle de Freyer *et al.* (2000) n'offre que des informations sur l'écologie des unités étudiées, alors que Ground-FlorASyst peut permettre un diagnostic agronomique. Quant aux calculs internes des deux modèles, ils sont basés sur des méthodologies analogues. La logique floue est en effet utilisée largement dans ces deux modèles afin de pouvoir agréger des informations de nature différente. Si l'utilisation de la logique floue est clairement justifiée, en revanche, les autres calculs d'agrégation mis en œuvre dans le modèle de Freyer *et al.* (2000) ne le sont pas. Ainsi, l'utilisation de la somme et de la moyenne pour agréger les différents paramètres et obtenir une valeur finale n'ont pas de fondement validé ou justifié. Or, la moyenne masque les résultats extrêmes et l'utilisation de la somme doit se faire avec précaution (Schärli, 1990). Dans notre modèle, nous avons choisi comme seule méthode d'agrégation alternative à la logique floue, le minimum des valeurs. Ce choix est basé sur la considération du principe de précaution, d'une part et d'autre part sur la notion de facteur limitant : le facteur qui entraîne la probabilité de présence d'espèce la plus faible s'impose aux autres facteurs. Pour mener à bien ces calculs, les données d'entrée des modèles sont toutes faciles d'accès : le modèle de Freyer *et al.* (2000) nécessite certaines données mesurées sur le terrain, mais aussi, des informations cartographiques et statistiques, alors que notre modèle est calculé à partir de données accessibles par enquête chez les agriculteurs, par exemple par entretien directif et un avis d'expert ou une information cartographique pour déterminer l'habitat.

3.1.3 Confrontation du modèle expert à l'analyse des traits de vie des espèces végétales :

S'il existe une grande controverse scientifique sur le lien entre le fonctionnement des écosystèmes et la diversité végétale, en revanche, le lien entre la diversité fonctionnelle des espèces végétales et le fonctionnement des écosystèmes fait l'objet d'un assez large consensus à l'heure actuelle (Diaz et Cabido, 2001). Il s'agit dès lors d'étudier non plus la richesse spécifique d'un écosystème pour elle-même, mais plutôt l'ensemble des caractéristiques biologiques des espèces de cet écosystème pour en comprendre le fonctionnement, d'où la notion de « *diversité fonctionnelle* » (Tilman *et al.*, 1997). Ces caractéristiques biologiques sont appelées « *traits de vie* » ou « *traits biologiques* ». Si la majorité des études concerne essentiellement les espèces végétales, la même approche existe pour certaines espèces animales (Speight et Castella, 2001).

En décrivant certains traits de vie communs à différentes espèces présentes dans un écosystème (ou un écosystème, Blandin, 1986), il est possible d'identifier des groupes fonctionnels au sein du milieu étudié. En fonction de la nature des groupes dominants, il est alors possible de décrire la valeur agronomique et écologique des prairies permanentes (Cruz

et al., 2002). Par exemple, si une prairie est dominée par une végétation ayant comme traits de vie dominants une surface spécifique et une teneur en eau des feuilles élevées, une durée de vie foliaire courte, des tissus pauvres en lignine et en composés secondaires et une phénologie précoce, alors la végétation de cette prairie est adaptée à un pâturage fréquent et intensif et elle donnera un foin de qualité moyennement productif (Cruz *et al.*, 2002).

L'identification des traits biologiques des espèces est donc une approche alternative aux relevés floristiques, qui sont souvent longs et qui exigent des connaissances botaniques, alors que l'identification des traits est plus aisée. En ne connaissant que quelques traits biologiques caractéristiques des fonctions écologique et agronomique des écosystèmes, il est aisé de réaliser un diagnostic, sans réaliser d'inventaires ou de relevés botaniques (Cruz *et al.*, 2002).

Face à cet objectif, la recherche n'en est cependant qu'à ses débuts. Elle porte encore sur l'identification des traits biologiques les plus pertinents à prendre en compte pour caractériser les fonctions des écosystèmes (surtout les fonctions de production et les fonctions écologiques) et sur la mesure de ces traits sur différentes espèces végétales. Une majorité de traits pour un nombre conséquent d'espèces est loin d'être entièrement analysée.

L'étude que nous présentons ici s'inscrit pleinement dans la démarche proposée par Cruz *et al.* (2002) et va même au-delà. Le modèle expert Ground-FlorASyst est en effet construit uniquement sur la connaissance d'un ensemble de caractéristiques végétales afin d'en déduire une probabilité de présence de ces espèces. Par exemple, une espèce sensible au piétinement et à la défoliation sera défavorisée lors d'un pâturage. Par conséquent, nous montrons donc grâce à notre modèle que la connaissance de quelques caractéristiques biologiques d'espèces végétales permet de diagnostiquer et même de prédire, les espèces présentes dans un milieu naturel ou anthropisé. A partir de la connaissance de ces espèces, il est possible d'identifier des groupes fonctionnels, donc de décrire le milieu sur un plan agronomique et écologique.

Le modèle expert que nous avons développé peut être décrit comme l'une des premières applications concrètes de la théorie des groupes fonctionnels basés sur les traits de vie. Nous avons montré qu'il est possible de diagnostiquer et prédire avec performance la végétation d'une prairie, sans réaliser de relevés floristiques, en se basant uniquement sur les traits de vie déjà identifiés dans la littérature en particulier par Grime *et al.* (1988), Kleyer (1995), Plantureux (1996a) et Gachet (2002).

La validation du modèle montre des lacunes en terme de diagnostic et de prédiction des espèces végétales. On peut supposer que la présence des espèces végétales dans un habitat donné est en partie liée au hasard et que cette part aléatoire n'est, par nature, pas modélisable. Quoi qu'il en soit, on peut poser aussi l'hypothèse que ces lacunes sont dues à un manque de connaissance scientifique sur les traits de vie des espèces. L'ensemble des recherches en cours sur les traits et les groupes fonctionnels permettra à moyen terme d'améliorer le modèle expert. Il n'est pas nécessaire de réaliser la caractérisation de tous les traits de chaque espèce. En revanche, il est important que les traits majeurs soient déterminés pour quasiment l'ensemble des espèces d'un milieu donné si l'on veut parvenir à une prédiction et un diagnostic pertinents. Ce travail de détermination peut apparaître impossible devant l'ampleur de la connaissance à mobiliser. Pourtant, nous avons montré que la connaissance existante sur les traits biologiques permet déjà d'arriver à des résultats *prometteurs* sinon *satisfaisants*.

3.2 *Avantages et limites de la construction du modèle expert :*

La méthode développée permet une agrégation innovante de données disponibles dans la bibliographie afin de prédire la probabilité de présence d'espèces végétales. Par conséquent,

la construction du modèle expert est limitée par la connaissance disponible ! **Cependant, le modèle est évolutif : sa construction permet l'ajout de futures connaissances sur les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces végétales.**

L'agrégation de l'information s'est faite grâce à l'utilisation de la logique floue. Il s'agit d'un outil mathématique performant pour évaluer les effets des activités humaines sur l'environnement (Enea et Salemi, 2001). Son utilisation dans le cadre de l'élaboration du modèle expert nous a permis de disposer d'une information sur de nombreux critères pour lesquels nous ne disposions pas auparavant de données. Il sera nécessaire de réaliser une validation par un panel d'experts plus large que celui réuni pour notre étude des critères retenus et les règles d'agrégation choisies. Un tel panel permettrait notamment de discuter de la généralisation des critères et règles à d'autres Parcs Naturels Régionaux que ceux de notre étude, et d'autres contextes prairiaux.

Comme l'approche que nous développons pour le modèle expert est basée sur la connaissance existante, nous pouvons pointer les lacunes de la littérature scientifique concernant la relation entre les pratiques agricoles, le milieu et la présence d'espèces végétales dans les surfaces en herbe (prairies, parcours, clos...). En particulier, l'effet du potassium et de l'humus du sol et celui des oligo-éléments ou de l'interaction entre les différents types d'engrais, azoté, phosphorique et potassique sont mal connus. L'amélioration du modèle devra donc porter sur la prise en compte de pratiques agricoles supplémentaires, concernant notamment l'entretien des surfaces en herbe (brûlis, désherbage, étaupinage, gestion des haies...) et de facteurs environnementaux supplémentaires (fertilité minérale potassique, humus des sols...). Pour le moment, ces facteurs ont été mis de côté faute de connaissances exploitables.

De nombreuses caractéristiques biologiques ne sont pas non plus renseignées pour un grand nombre d'espèces végétales. Certains indices que nous avons créés présentent l'avantage de compléter les données inexistantes dans la bibliographie. Cependant, ces indices ne sont pas validés. Il sera nécessaire de le faire à partir de données de terrain ou des avis d'expert.

La seule validation que nous avons réalisée est globale : elle porte sur les sorties finales du modèle expert. Le modèle a été validé comme une boîte noire : les mécanismes internes n'ont pas faits l'objet de validation. Dès lors, le manque de performance du modèle peut venir soit du mauvais fonctionnement ou de l'imprécision de certains sous-modèles (indices utilisés), soit des lacunes nombreuses sur les caractéristiques biologiques des espèces végétales. Pour trancher cette question, il sera nécessaire de valider chaque indice à partir de données de terrain et d'apporter une expertise sur la réponse de chacune des 2912 espèces recensées dans le modèle à chaque pratique agricole. Ce travail apparaît pour le moment non réalisable d'une part compte tenu de l'absence de jeux de données adéquats et d'autre part compte tenu du temps d'expertise que cela représente.

3.3 Le modèle expert fait-il partie d'une nouvelle approche de la modélisation en biologie ?

Les limites de la modélisation statistique ont justifié la mise au point d'une autre méthode de modélisation pour répondre à notre objectif. Plutôt que de nous baser sur une analyse statistique de données prairiales, nous avons choisi d'analyser la stratégie de chaque espèce végétale en fonction des pratiques agricoles et des facteurs du milieu. Ce comportement a pu être analysé grâce à l'utilisation des traits de vie actuellement disponibles

pour un grand nombre d'espèces végétales. De cela nous avons déduit une probabilité de présence des espèces.

La démarche consistant à utiliser les traits de vie pour parvenir à déterminer la probabilité de présence d'espèces d'un écosystème a été aussi mise au point sur un groupe animal : les *Syrphidés*. Le modèle « *Syrph The Net* » qui a été mis au point à partir de cette démarche permet de prédire avec précision les espèces de syrphes observables dans un milieu donné (Speight et Castella, 2001). La méthode de construction du modèle « *Syrph The Net* » repose sur l'utilisation de plusieurs bases de données sous forme de fichiers informatisés utilisables sous Excel[®]. Dans ces bases, la première colonne correspond toujours à l'ensemble des espèces connues. Les bases de « *Syrph The Net* » sont les suivantes (Speight et Castella, 2001) :

- une base de données d'habitats, concernant d'une part les larves et d'autre part les adultes, issue d'une simplification de la classification CORINE Biotope ;
- une base de données sur la répartition géographique des espèces et leur degré de menace (statut de protection) ;
- une base de données sur les caractéristiques biologiques des espèces ;
- une base de données sur l'impact des pratiques agricoles. Cette base de données est récente et doit être affinée, notamment en ce qui concerne l'effet de l'apport d'engrais (pour le moment seul l'apport d'azote chimique est effectivement pris en compte).

Compte tenu de la construction des bases de données et de leur codage dans le modèle, il est possible par une procédure de filtrage de l'information en croisant les différentes bases de données de prédire les espèces présentes dans un habitat dont on connaît les caractéristiques (position géographique, nature et habitats supplémentaires présents, pratiques agricoles).

Le modèle expert Ground-FlorASyst est donc apparenté au modèle *Syrph-The-Net*. Le modèle pour les Syrphes reste cependant plus simple car : i) le nombre de Syrphes en Europe est bien moindre que celui des espèces végétales (environ 600) ; ii) les traits de vie des espèces de Syrphes sont moins plastiques que ceux des espèces végétales (il y a moins de variabilité pour un même trait de vie) ; et iii) la connaissance des traits biologiques est très complète pour chacune des espèces. Pour les espèces végétales, nous avons donc dû utiliser la logique floue pour pallier le manque de connaissance et pour prendre en compte la plasticité des traits de vie des espèces. Quoi qu'il en soit, le principe de fonctionnement des deux modèles est le même.

Les modèles experts basés sur la connaissance des traits de vie des espèces font partie d'une nouvelle génération de modèles. Ces modèles en effet ne sont plus basés sur des analyses statistiques ou des relations empiriques pour expliquer les phénomènes biologiques à l'intérieur et entre différents compartiments d'un écosystème. Ils reposent sur la seule connaissance d'un ensemble de caractéristiques biologiques de l'ensemble des espèces (animales ou végétales) d'un milieu donné. Par conséquent, ils ne nécessitent plus la détermination de relations statistiques, mais l'identification d'un ensemble de caractères biologiques. Il s'agit d'un retour à des observations naturalistes (botaniques ou zoologiques) avec des mesures biométriques qui sont la base de la compréhension des phénomènes biologiques (Rode, 1946-1947).

4 Complémentarité entre le modèle expert et les modèles statistiques :

Les atouts et les inconvénients des deux types de modèle que nous avons mis au point laissent apparaître une certaine complémentarité.

A la lecture des résultats de validation, les modèles statistiques ne sont pas performants puisqu'ils montrent des biais importants et une faible performance en terme de prédiction. Cependant, l'analyse des corrélations ayant permis la mise au point de ces modèles montre que les indices écologiques permettent d'expliquer de manière très significative la valeur pastorale des prairies permanentes lorraines.

Le modèle expert quant à lui montre aussi des faiblesses en terme d'efficacité de prédiction. Cependant la validation conduite dans le cadre de notre étude reste très partielle. Il est nécessaire en effet de valider chaque sous-modèle et en plus, le manque de très nombreuses données sur les traits de vie des espèces laisse supposer une possibilité d'amélioration importante du modèle. On peut donc supposer que le modèle expert permettra à terme de prédire efficacement la nature des espèces végétales des prairies en fonction des pratiques agricoles. Comme nous disposons pour chaque espèce de la connaissance des coefficients d'Ellenberg et de Klapp (Plantureux, 1996a), le modèle expert peut permettre aisément de calculer la valeur des indices écologiques des prairies. Il s'agit en effet de faire simplement la moyenne des coefficients non nuls et connus obtenus dans la liste d'espèces prédites.

Comme les analyses statistiques nous ont permis d'identifier des relations significatives entre les indices écologiques et la valeur pastorale, il est possible, de calculer la valeur pastorale des prairies permanentes en fonction des pratiques agricoles à partir du modèle expert. Il suffit simplement d'intégrer dans le modèle expert les équations mettant en relation les indices et la valeur pastorale.

Les deux modèles mis au point sont donc complémentaires et le modèle expert, qui offre le plus de possibilités à long terme, peut être complété par certaines relations significatives du modèle statistique.

Dès lors, il sera nécessaire de valider non pas seulement le nombre d'espèces prédit par le modèle expert, mais aussi les valeurs d'indices écologiques qu'il est possible de calculer à partir de ce modèle. Un autre travail sera ensuite de mettre au point les relations statistiques qui existent entre la valeur pastorale et les indices écologiques dans d'autres conditions que celle rencontrées en Lorraine.

Ainsi, nous disposerons à terme d'un seul modèle, le modèle expert, constitué de différents sous-modèles dont l'un permet de calculer la valeur pastorale. Le modèle expert donnera donc une information sur au moins 4 critères de la diversité végétale : la nature des espèces, la richesse spécifique, la valeur pastorale et la valeur patrimoniale des prairies permanentes.

Cette information, rapportée à une référence permet d'obtenir une valeur d'indicateur.

5 Rôle des indicateurs mis au point dans l'étude :

5.1 Peut-on vraiment parler d'indicateurs ?

Girardin *et al.* (1999) ont proposé une démarche d'élaboration en 7 étapes qui tiennent compte des qualités des indicateurs (lisibles, sensibles aux variations du milieu, pertinents pour l'utilisateur et facilement mesurables). Nous allons vérifier dans quelle mesure l'approche que nous avons développée s'inscrit dans cette démarche.

La première étape consiste en la définition des objectifs. L'indicateur est élaboré en fonction d'un objectif qui a été fixé au préalable. Si cet objectif n'est pas mesurable directement, il est nécessaire de le décomposer en sous-objectifs qui eux devront être quantifiables. Ceux-ci seront ensuite agrégés pour fournir soit un indicateur synthétique qui réponde à l'objectif principal soit une solution optimale par une méthode multicritère. Dans notre cas, l'objectif est clairement identifié : il s'agit d'obtenir une information sur la diversité végétale des prairies permanentes en fonction de pratiques agricoles. Pour cette information nous avons retenu 4 critères : la nature et le nombre des espèces, la valeur pastorale et la valeur patrimoniale des prairies permanentes.

La deuxième étape porte sur le choix du type d'utilisateurs. Suivant le public cible, la simplification devra être plus ou moins importante afin que sa lisibilité rende l'indicateur attractif et utilisable (Girardin *et al.*, 1999). Dans notre étude les utilisateurs sont les gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux.

La construction de l'indicateur représente la troisième étape. L'élaboration de l'indicateur doit être un compromis entre l'information disponible, la connaissance scientifique du moment et les exigences de simplicité des utilisateurs. Sa construction peut reprendre des parties de modèles ou être originale et elle peut se faire à partir d'une ou de plusieurs variables, qu'elles soient quantitatives, semi-quantitatives ou qualitatives (Girardin *et al.*, 1999). Par souci de lisibilité, on peut mettre en classes les valeurs des variables mais aussi de l'indicateur en le rapportant sur une échelle décimale par exemple. L'agrégation peut se faire à l'aide de systèmes experts simples ou de fonctions simples (minimum, produit, moyenne pondérée, etc.). Cette étape est aussi clairement identifiée dans notre étude : il s'agit de la mise au point des modèles experts ou statistiques.

A partir des indicateurs obtenus, il s'agit ensuite de déterminer des normes et des seuils de veto (Girardin *et al.*, 1999). Si l'on veut l'utiliser comme outil de diagnostic, il est nécessaire de prendre en considération l'écart de l'indicateur soit par rapport à une mesure précédente, soit par rapport à une référence ou à une norme (Riley, 2001).

Les tests de sensibilité constituent la cinquième étape de la démarche d'élaboration des indicateurs. Cette étape a pour but d'estimer le poids d'une variable (ou d'un paramètre) dans le calcul de l'indicateur en observant les conséquences sur l'indicateur d'une variation simulée de celle-ci. Elle a été réalisée dans notre cas d'une part lors de la mise au point des modèles et d'autre part lors de la réalisation des indicateurs proprement dits (chapitre 6).

Vient ensuite le test de vraisemblance qui permet de rendre compte de la pertinence (la « justesse » (Keichinger, 2001) de l'indicateur en essayant de le relier à un critère observé. Cette étape est celle que nous avons appelée « validation des modèles » dans le chapitre 4 et dans un paragraphe spécifique en fin du chapitre 5.

Enfin, la dernière étape revient à évaluer la valeur d'usage de l'indicateur (Girardin *et al.*, 1999). Il s'agit d'apprécier si l'objectif d'aide à la décision est atteint par l'utilisation qui est

faite de l'indicateur et par la qualité de l'aide qu'il apporte. Cette étape est réalisée à partir d'enquêtes *a posteriori* auprès des utilisateurs.

Cette dernière étape n'a pas été abordée dans le cadre de la présente étude, mais les 6 autres ont été toutes abordées. Nous pouvons donc considérer que l'outil mis au point dans la présente étude est assimilable à un indicateur. Cependant, il s'agit d'un indicateur particulier dans la mesure où il est construit à partir d'un modèle qui prédit la réalité de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale, alors que les indicateurs se contentent seulement de rendre l'information intelligible et d'aider à prendre des décisions.

Par conséquent l'indicateur que nous proposons est plus complexe dans sa construction mais il fournit une information ayant les mêmes qualités que les indicateurs agro-écologiques « classiques » (Girardin *et al.*, 1999). Le Tableau 56 permet de comparer les modes de construction du modèle expert et des indicateurs de Gomez-Garcia *et al.* (2002) et de Keichinger (2001). On constate que les informations fournies par ces deux outils sont qualitativement proches : chacun informe sur la valeur agronomique et la valeur écologique des prairies. En revanche, sur le fond, l'indicateur éco-pastoral donne une information limitée et sujette à caution dans la mesure où les choix conduisant à sa réalisation ne sont pas justifiés.

5.2 Les indicateurs mis au point dans notre étude sont-ils utilisables ?

En théorie, les indicateurs mis au point sont fonctionnels, puisqu'ils sont analogues dans leur construction à d'autres mis au point et validés par ailleurs (Pervanchon *et al.*, 2002a ; Pervanchon *et al.*, sous presse). Cependant, nous avons montré que ces indicateurs sont fortement tributaires de la performance des modèles utilisés pour leur calcul. **Compte tenu de la performance actuelle des modèles, les indicateurs ne sont pas utilisables ; ils ne permettent que de dégager de grandes tendances si les pratiques testées sont très différentes.**

Il est donc nécessaire d'attendre que les modèles soient améliorés avant de pouvoir les utiliser en routine.

5.3 Place des indicateurs proposés dans une démarche globale d'évaluation de l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement :

L'évaluation de l'impact des activités humaines sur les ressources naturelles a conduit à la mise au point de matrices (ou tableaux de bord) afin d'avoir une vision globale de ces impacts (Leopold *et al.*, 1971 ; Falque, 1974 ; Girardin *et al.*, 2000). Une matrice croisant pratiques agricoles (intrants, types de cultures) et composantes du milieu (eau, sol, faune) a été établie pour les prairies permanentes (Figure 39). Chaque case de la matrice, que l'on appelle aussi « *module d'évaluation* » (Girardin *et al.*, 2000) correspond à la relation entre une pratique culturale et une composante de l'écosystème prairial. Si une pratique n'a pas d'effet sur une cible écosystémique donnée, la case correspondante dans la matrice d'évaluation reste vide. Si, au contraire, il a été estimé que l'impact potentiel d'une pratique sur le milieu est important, une relation est établie. Dans ce schéma, il est possible de positionner les indicateurs que nous avons mis au point. Nous constatons alors qu'il s'agit d'indicateurs horizontaux, dits d'« *impacts environnementaux* », qui évaluent l'impact de l'ensemble des pratiques agricoles sur une composante du milieu, par opposition aux indicateurs verticaux, dits « *de pratique* », qui caractérisent l'impact d'une pratique agricole sur l'ensemble des composantes du milieu (Girardin *et al.*, 2000).

			PRATIQUES CULTURALES sur PRAIRIES													
			Azote	Phosphore	Potassium	Energie	Implantation	Exploitation	Amendements organiques	Amendements minéraux	Entretien	Désherbage	Produits non désirés	Eau	Espaces interstitiels	
OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX	EAU	SURFACE	-	*			*					*	*	*		
		SOUTERRAINE	*	*			*					-	*	*		
	SOL	AIR		*				-				*	*			
		QUANTITE						*	*						*	*
		QUALITE PHYSIQUE						*	*	*	-			*	*	
		QUALITE CHIMIQUE		-	*	*			*	*	*	*	*	*	*	
	QUALITE BIOLOGIQUE						*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	Ressources non renouvelables	Non énergétiques	Potassium			*										
		Energétiques (Pétrole, gaz, charbon, uranium)	Phosphore			*										
	FAUNE			-	-	-		*	*		*		*	*	-	*
FLORE			*	*	a		a	*	a	*	*	a	a	*	a	
PAYSAGE							*	*		*	*	*	*	*	*	
OBJ. AGRO	VALEUR AGRONOMIQUE	Valeur pastorale	*	*	a		a	*	a	*	*	a	a	*	-	
		Rendement	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	-
OBJ. SOCIAL	Valeur patrimoniale		*	*	a		a	*	a	*	*	a	a	*	-	

Figure 39. Matrice représentant l'ensemble des impacts des pratiques agricoles sur l'écosystème prairial (d'après Girardin *et al.*, 2000), avec en encadré les indicateurs mis au point dans l'étude. Légende : a pour les modules non pris en compte faute de données disponibles dans la littérature.

A la lecture de la matrice (Figure 39), on constate que l'approche que nous avons développée ne permet pas d'aborder l'ensemble des pratiques agricoles, comme nous l'avons déjà signalé, faute de données disponibles dans la littérature.

L'agrégation de l'information dans notre étude est réalisée lors de la détermination de la liste d'espèces par le modèle expert. L'approche matricielle montre qu'il est possible de procéder différemment. Nous pouvons en effet imaginer de calculer une valeur d'indicateur (de 0 à 10) pour chaque liste d'espèces obtenue à partir de chaque pratique agricole dans le modèle expert. Cela permettrait d'obtenir une valeur entre 0 et 10 pour chaque module de la matrice. Ensuite, il serait nécessaire d'agrèger l'information des modules en prenant la valeur minimum des modules comme valeur finale de l'indicateur. Cette méthode devrait aboutir au même résultat que celle que nous avons développée dans notre étude. Cependant, elle aurait l'avantage de permettre aussi le calcul d'indicateurs verticaux. Par exemple, dans le cas de la gestion de l'azote, il suffirait alors d'agrèger les modules de qualité de l'air et de qualité de

l'eau déjà mis au point (Pervanchon *et al.*, sous presse), aux modules de flore, de valeur pastorale et de valeur patrimoniale pour obtenir un indicateur d'impact de la fertilisation azotée sur prairie.

6 Quelles utilisations pour quels utilisateurs du modèle ?

6.1 *Problème de la validation d'usage :*

Les modèles que nous avons mis au point devraient correspondre à une définition empruntée aux sciences pratiques : une représentation de la réalité qui s'attache « *non pas tant à faire prévaloir la vérité mais à faire que des situations collectives complexes enfantent de solutions* » (Bouleau, 2002). Par conséquent, la description des modalités de construction développée ici est une première étape en vue de la réalisation d'un outil adapté et performant au service des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux. En effet, la mise au point de la construction ne présage en rien de l'usage qui sera fait ensuite de l'outil proposé. Cet outil sera sans doute amené à évoluer en fonction des problèmes liés à l'utilisation et des propositions des utilisateurs pour répondre à leurs besoins. Cette étape de la validation de l'usage est un des éléments qui assurent le bon fonctionnement des indicateurs mis au point par la recherche (Girardin *et al.*, 1999).

6.2 *Nécessité de mieux prendre en compte les agriculteurs :*

Le modèle mis en place est un outil de recherche, mais il a aussi été créé pour l'action locale, au sein des Parcs Naturels Régionaux.

Dans la démarche d'élaboration des indicateurs que nous proposons, les agriculteurs n'ont pas été directement impliqués. Seuls ceux qui ont autorisé le prélèvement de poignées dans leurs prairies pour la validation des modèles l'ont été. Ils n'ont cependant pas donné d'avis.

Pourtant, la connaissance des agriculteurs est très souvent négligée pour l'élaboration d'indicateurs, alors qu'il a été établi que ce sont des contributeurs très importants du développement et de l'application des innovations (King *et al.*, 2000). Seule une approche participative et compréhensive impliquant des exploitants peut, en outre, permettre l'essor de solutions utiles au niveau local (Hurni, 2000).

Par conséquent, si l'agrégation d'une information à l'échelle parcellaire permet de comprendre l'impact des pratiques agricoles sur la diversité végétale prairiale et donc d'anticiper des évolutions, en revanche, cette agrégation n'offre pas de moyen pour modifier les pratiques agricoles ou pour comprendre les déterminants des pratiques agricoles. Ces deux éléments, pour une gestion de la diversité végétale et de la valeur agronomique dans les Parcs Naturels Régionaux sont pourtant déterminants.

Par conséquent, de notre point de vue, les indicateurs que nous avons mis au point doivent être accompagnés d'autres outils pour permettre une gestion de la diversité végétale et de la valeur agronomique. Ces outils doivent permettre de comprendre la perception de son milieu par l'agriculteur. En effet, il serait intéressant de vérifier s'il existe une relation entre la qualité agronomique ou écologique de la flore prairiale et la représentation qu'a l'exploitant de son milieu. Il pourrait s'agir par exemple de rechercher un lien entre le discours de l'exploitant sur son milieu et la qualité floristique des prairies.

Par ailleurs, considérer les pratiques, comme nous l'avons proposé à l'échelle parcellaire, c'est actionner des éléments de gestion qui sont mis en œuvre à l'échelle de la parcelle⁶³. En conséquence, il est possible d'agréger de façon cohérente ces éléments parcellaires pour avoir une évaluation à l'échelle de l'exploitation. Travailler à partir des pratiques découle d'une approche analytique et non pas systémique. Il serait nécessaire de travailler sur d'autres objets d'étude afin de comprendre la logique de l'exploitant. Par exemple, les clôtures autour des parcelles, les tas de fumier ou de compost, sont des objets dont la nature dépend de la relation de l'exploitant à son milieu (Blouet, comm. pers.). L'absence de clôtures fixes, ou de tas de fumier dans les parcelles peut signifier une instabilité des pratiques qui peut entraîner un risque notamment sur la diversité végétale : l'absence de clôture autorise en effet un retournement plus aisé des prairies permanentes. De même, la présence d'un tas de fumier est l'identification d'une diversité des ateliers de production (animal et végétal), cette diversité étant signe d'autonomie et d'utilisation équilibrée des ressources du milieu (Rhessy, 1996).

⁶³ Les pratiques sont des opérations techniques de base

Conclusion

L'enjeu de la thèse était complexe par nature, puisqu'il s'agissait de parvenir à modéliser la diversité végétale à partir de données d'enquêtes réalisées chez les agriculteurs, ce qui revenait à simplifier des phénomènes complexes en maintenant la rigueur du résultat. Il s'est aussi avéré complexe dans sa structure puisqu'il a nécessité l'intégration de données diverses et multiples sans faire appel au recueil de nouvelles données.

Sur un plan opérationnel, notre thèse a permis de montrer que les modèles statistiques ne sont pas adaptés à la demande de gestionnaires : ils donnent des résultats intéressants, mais leur mise en œuvre nécessite des données en grande quantité dont la collecte est longue et coûteuse. En outre, de telles données doivent être collectées à nouveau si l'on change de contexte géographique.

En revanche, nous avons montré que la modélisation à partir de systèmes experts associés à la logique offre de nombreuses perspectives. Grâce à elle il est possible de prédire la présence d'espèces végétales pour des contextes géographiques très variés et des surfaces en herbe de nature différente (clos, prairies, pelouses...). Malheureusement, la connaissance actuellement disponible limite en grande partie la performance du modèle expert que nous avons obtenu. Cependant, les nombreuses études en cours devraient permettre à court terme d'améliorer rapidement et efficacement notre modèle. A terme, le modèle expert devrait permettre de prédire la valeur agronomique et la diversité végétale des surfaces en herbe avec performance.

Ce n'est que lorsque le modèle expert sera complété, que les indicateurs que nous avons mis au point, présenteront tout leur intérêt. Pour le moment, il est nécessaire d'attendre la disponibilité de nouvelles données scientifiques.

Notre thèse montre donc ce qu'il est possible d'élaborer à l'heure actuelle en terme de modèle de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale des surfaces en herbe gérées par les agriculteurs, compte tenu des connaissances scientifiques et de l'expertise disponibles.

Nous avons donc commencé à répondre à la demande des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux. Pour leur fournir un outil pleinement opérationnel, une collaboration entre les utilisateurs potentiels et les concepteurs, ainsi qu'une intégration des futures découvertes scientifiques seront nécessaires.

Une approche pluridisciplinaire et multi-acteur doit maintenant être développée afin que le modèle que nous avons mis au point ne reste pas uniquement un objet de recherche mais devienne un outil utile à des actions concrètes.

Références bibliographiques

1. Acot, P., 1994. Histoire de l'écologie. Presses Universitaires de France, Paris, 128 pages.
2. AFNOR, 1995. Qualité des sols : dosage du phosphore, dosage spectrométrique dans une solution d'hydrogénocarbonate de sodium, méthode Olsen NF ISO 11263. ISC 13.080, 5 pages.
3. AFNOR, 1999a. Qualité des sols : détermination du phosphore soluble dans une solution d'acide citrique monohydrate à 20g/L, méthode Dyer, NF X 31-160. ISC 13.080.10, 6 pages.
4. AFNOR, 1999b. Qualité des sols : détermination du phosphore soluble dans une solution d'oxalate d'ammonium à 0.1 mol/L, méthode Joret-Hébert, NF X 31-161. ISC 13.080.10, 4 pages.
5. Agnusdei, M., 1999. Analyse de la dynamique de la morphogenèse foliaire et de la défoliation de plusieurs espèces de graminées soumises à un pâturage continu dans une communauté végétale de la pampa humide (Argentine). Thèse, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 108 pages.
6. Agreil, C., 2003. Pâturage et conservation des milieux naturels : une approche fonctionnelle visant à qualifier les aliments à partir de l'analyse du comportement d'ingestion chez la brebis. Thèse, Institut National Agronomique de Paris-Grignon, Paris, 200 pages.
7. Altieri, M. A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74** :19-31.
8. Amiaud, B., 1998. Dynamique végétale d'un écosystème prairial soumis à différentes modalités de pâturage. Thèse, Université de Rennes I, 318 pages + annexes.
9. Anonyme, 1997. Rapport de la France à la Convention sur la diversité biologique. Application de la décision II/17 de la seconde conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Paris, 80 pages.
10. Archer, M., 1973. The species preferences of grazing horses. *Journal of British Grassland Society*, **28** :123-128.
11. Arènes, J., 1929. Les associations végétales de la Basse Provence. Paris, 248 pages.
12. Aubertin, C. et Vivien, F. D., 1998. Les enjeux de la biodiversité. Economica, Paris, 112 pages.
13. Austrheim, G., Gunilla, E., Olsson, A. et Gronvelt, E., 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biological Conservation*, **87** :369-379.
14. Azuelos, L. et Trotet, M., 2001. Effet de la fertilisation sur les orchidées Orchis bouffon *Orchis morio* (L.) et Sérapia langue *Serapias lingua* (L.) dans le Parc Naturel Régional de la Brenne. Etude, Laboratoire d'Ecologie des Populations et des Communautés, Université Paris Sud (Centre d'Orsay), Paris, 47 pages.
15. Bahmani, I., Pervanchon, F., Plantureux, S. et Girardin, P., 2002. Development of an agri-environmental indicator assessing the impact of nitrogen input on grassland biodiversity. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPP Comitee Publisher, p. 658-659.
16. Bai, Y., Abouguendia, Z. et Redmann, R. E., 2001. Relationship between plant species diversity and grassland condition. *Journal of Range Management*, **54** :177-183.
17. Balent, G., Alard, D., Blanfort, V. et Gibon, A., 1998. Activités de pâturage, paysages et biodiversité. *Annales de Zootechnie*, **47** :419-429.

18. Baudry, J., Burel, F., Thenail, C. et Le Coeur, D., 2000. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning*, **50** :119-128.
19. Béguinot, J., 1995. Nouvelle formulation pour les profils écologiques : le profil bi-invariant. *Ecologie*, **26**(1) :41-44.
20. Belsky, A. J., 1992a. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *The American Naturalist*, **127** :870-892.
21. Belsky, A. J., 1992b. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, **3** :187-200.
- Bentz, A., Dendas, J. et Gaspar, S., 1968. Incidence du drainage sur les rendements de prairies et de cultures en Belgique. *Annales de Gembloux*, **74** :233-240.
22. Berthelot, J., 2002. Mondialisation, politique agricole commune et biodiversité. *Conférence paneuropéenne à haut niveau sur l'agriculture et la biodiversité : vers une intégration de la diversité biologique et paysagère pour une agriculture durable*, Maison de l'Unesco, Paris (France). 5-7 juin 2002. UNEP, C. d. l. E., Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 24 pages.
23. Biondini, M. E., Steuter, A. E. et Hamilton, R. G., 1999. Bison use of fire-managed remnant prairies. *Journal of Range Management*, **52** :454-461.
24. Bissardon, M., Guibal, L. et Rameau, J.-C., 1997. CORINE Biotopes : version originale des types d'habitats français. ENGREF, Nancy, France, 217 pages.
25. Blamey, M. et Grey-Wilson, C., 1991. La flore d'Europe occidentale. Arthaud, Paris, 544 pages.
26. Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, **17** :215-308.
27. Blondel, J., 1979. Biogéographie et écologie. Masson, Paris, France, 173 pages.
28. Blondel, J., 1995. Biogéographie, approche écologique et évolutive. Masson, Paris, France, 297 pages.
29. Blouet, A., Pervanchon, F. et Pervanchon, M., 2003. L'agriculture raisonnée : limites et alternatives du modèle agricole dominant. *Futuribles*, **283** :27-42.
30. Blouet, A., Pervanchon, F. et Plantureux, S., 1999. De l'avenir des prairies d'intérêt floristique dans le parc Naturel Régional de Lorraine. Diagnostics technico-économiques d'exploitations agricoles du département de la Meuse, 28 pages
31. Bochu, J.-L., 1998. Analyses énergétiques et environnementales d'exploitations agricoles utilisant le séchage en grange des fourrages. SOLAGRO, Toulouse, 23 pages +annexes.
32. Bockstaller, C. et Girardin, P., 1996. The crop sequence indicator, a tool to evaluate crop rotations in relation to the requirements of Integrated Arable Farming Systems. *Aspects of Applied Biology*, **47** :405-408.
33. Bockstaller, C. et Girardin, P., 1998. Assessing the P fertilization by means of an agro-ecological indicator : the "phosphorus indicator". *5ème congrès de L'ESA*, Nitra (Slovaquie). 28 juin - 2 juillet 1998. Zima, M. et Bartosova, M. L., Eds., p. 33-34.
34. Bonis, A., Grillas, P., van Wijck, C. et Lepart, J., 1993. The effects of salinity on the reproduction of coastal submerged macrophytes in experimental communities. *Journal of Vegetation Science*, **4** :461-468.
35. Bonischot, R., 1975. Faut-il modifier certaines conditions d'application de la fumure phosphatée? *Fourrages*, **62** :161-176.
36. Bonischot, R., 1980a. Prairies permanentes ou temporaires : relevés floristiques quantitatifs. ENSAIA, Nancy, 3 pages.
37. Bonischot, R., 1980b. Prairies permanentes ou temporaires : inventaire floristique stationnel. ENSAIA, Nancy, 3 pages.

38. Bosshard, A., 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **77** :29-41.
39. Bouleau, N., 2002. La modélisation et les sciences de l'ingénieur. In *Enquête sur le concept de modèle*, Nouvel, P., Ed.. Presses Universitaires de France, Paris, France, p. 101-119.
40. Boullard, B., 1988. Dictionnaire de botanique. Ellipses, Paris, France, 400 pages.
41. Braun-Blanquet, J., 1932. Plant sociology, the study of plant communities. University of Chicago Press, Chicago, USA, 440 pages.
42. Brown, D., 1954. Methods of surveying and measuring vegetation. Commonwealth Agricultural Bureau, Bucks, England, 224 pages.
43. Bryan, W. B., Prigge, E. C., Lasat, M., Pasha, T., Flaherty, D. J. et Lozier, J., 2000. Productivity of Kentucky bluegrass pasture grazed at three heights and two intensities. *Agronomy Journal*, **92**(1) :30-35.
44. Campbell, B. D., Stafford Smith, D. M. et Ash, A. J., 1999. A rule-based model for the functional analysis of vegetation change in Australasian grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **10** :723-730.
45. Canals, R. M. et Sebastia, M. T., 2000. Soil nutrients fluxes and vegetation changes on molehills. *Journal of Vegetation Science*, **11** :23-30.
46. Carrère, P., Louault, F., Carvalho, P. C. D., Lafarge, M. et Soussana, J. F., 2001. How does the vertical and horizontal structure of a perennial ryegrass and white clover sward influence grazing? *Grass and Forage Science*, **56** :118-130.
47. CBD, 2001a. Development of indicators of biological diversity. *Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, Fifth Meeting*, Montreal, Canada, 31 janvier-4 février 2000UNEP-ONU-CBD, p. 1-14.
48. CBD, 2001b. Indicators and environmental impact assessment. *Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, Fifth Meeting*, Montreal, Canada, 12-16 novembre 2001UNEP-ONU-CBD, p. 1-24.
49. Charles, A. H., 1964. Differential survival of plant types in swards. *Journal of British Grassland Society*, **19** :198-204.
50. Charollais, M., Mulhauser, G., Gonseth, Y. et Pearson, S., 1996. Qualité des surfaces de compensation écologique : un outil d'appréciation à la portée de chacun. *Revue Suisse d'Agriculture*, **30** :107-117.
51. Charollais, M., Pearson, S., Kuchen, S. et Schiess, C., 1997. Qualité écologique : clé d'appréciation. Service romand de vulgarisation agricole (SRVA) et landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (LBL), Lindau, Suisse, 85 pages.
52. Chazal, P. et Dumont, R., 1954. La nécessaire révolution fourragère et l'expérience lyonnaise. Le Journal de la France Agricole, Paris, 170 pages.
53. Chevalier, H., 1981a. Fertilisation des associations de graminées et de légumineuses. *Au service de l'agriculture : dossier K2O*, **20** :1-4.
54. Chevalier, H., 1981b. Fertilisation azotée et potassique d'associations de ray-grass et de trèfle violet : un exemple expérimental. *Au service de l'agriculture : dossier K2O*, **20** :9-27.
55. Christy, M. et Diener, L., 1997. The effects of nitrogen addition on species diversity and productivity in a forested ecosystem. Report for the Educational Programs at the Marine Biological Laboratory. Marine Biological Laboratory, Woods Hole, Massachusetts, USA, 17 pages.
56. Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1989. Notre avenir à tous (introduction par G. H. Brundtland). Editions du Fleuve, Montréal, 432 pages.

57. CORPEN, 1993. Amélioration des pratiques agricoles pour réduire la pertes de nitrates vers les eaux. CORPEN, Ministère de l'Environnement, ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Mission Eau-nitrates, 56 pages.
58. CORPEN, 2003. Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques. Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche et des Affaires Rurales, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 136 pages.
59. Corral, A. J. et Treacher, T. T., 1976. Temperate pasture : management for grazing and conservation. *Span*, **19**(1) :25-28.
60. Cruz, P., Duru, M., Therond, O., Theau, J. P., Ducourtieux, C., Jouany, C., Al Haj Khaled, R. et Ansquer, P., 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages*, **172** :335-354.
61. Daget, P. et Godron, M., 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. Masson, Paris, 163 pages.
62. Daget, P. et Poissonet, J., 1971a. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Annales Agronomiques*, **22**(1) :5-41.
63. Daget, P. et Poissonet, J., 1971b. From the structure of the vegetation to its quality and productivity in pastures. *4th General Meeting of the European Grassland Federation*, Lausanne, p. 156-162.
64. Daget, P. et Poissonet, J., 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages*, **49** :31-39.
65. Dai, X., 2000. Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. *Journal of Vegetation Science*, **11** :715-724.
66. Daudon, M., 1992. Etude des communautés à héliophytes de la réserve naturelle de Chérine (Brenne) : impact du pâturage extensif et d'autres modes de gestion, Université Paris Sud (centre d'Orsay), Paris, 165 pages.
67. Davies, H., 1967. Influence of soil and management on the botanical composition of 20-years-old reclaimed hill pastures in mid-Wales. *Journal of British Grassland Society*, **22** :141-147.
68. de Gournay, X., 1964. De l'utilisation des herbicides dans les prairies permanentes. *Fourrages*, **18** :177-180.
69. de Montard, F. X., 1976. Evolution botanique, amélioration de la productivité et mobilisation d'éléments nutritifs d'une lande à *Calluna vulgaris* du massif du Forez sous l'effet de la fauche, de la pâture et de la fertilisation. FAO, groupe d'étude des herbages de montagne, 9 pages.
70. de Montard, F. X., 1987. Raisonnement de la fertilisation des prairies et du plan de fumure dans les exploitations d'élevage. In Micol, D., Ed. *Forum Fourrages*, Paris, France, 6 pages.
71. de Montard, F. X. et Gachon, L., 1978. Contribution à l'étude de l'écologie et de la productivité des pâturages d'altitude des monts Doré : I. Application de l'analyse factorielle des correspondances à l'analyse de la végétation. *Annales Agronomiques*, **29**(3) :209-310.
72. de Vries, D. M., 1949a. Botanical composition and ecological factors. *5th International Grassland Congress*, The Hague, Netherlands, p. 133-142.
73. de Vries, D. M., 1949b. Methods of determining the botanical composition of hayfields and pastures. *IVth International Grassland Congress*, Aberystwith, United Kingdom, p. 474-480.
74. Decau, M. L., Delaby, L. et Roche, B., 1997. AzoPât : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. *Fourrages*, **151** :297-330.
75. Delavigne, A.-E., 2001. Les espèces d'intérêt patrimonial et la patrimonialisation des espèces - Etude bibliographique. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du Patrimoine Naturel, Paris, France, 147 pages.

76. Delhayé, J. P. et Lambert, J., 1977a. Application de magnésium sur prairie temporaire : résultats des essais dans la province du Luxembourg. Laboratoire de Physiologie végétale (ULB) et Laboratoire d'Ecologie des prairies (UCL), Michamps Longvilly, 16 pages.
77. Delhayé, J. P. et Lambert, J., 1977b. Equilibre Potassium, Calcium Magnésium et qualité des fourrages. Laboratoire d'Ecologie des prairies (UCL), Laboratoire de Physiologie végétale (ULB), Chaire de Zootechnie (ULG), Louvain, 7 pages.
78. Delpech, R., 1962. Comment améliorer les prairies permanentes. *Bulletin des CETA*, **726** :1-13.
79. Delpech, R., 1969. Essai d'estimation du stock de semences viables dans l'horizon superficiel du sol d'une vieille prairie pâturée de l'Auxois (Côte d'or). *troisième colloque international sur la biologie des mauvaises herbes*, Paris, France, p. 1-9.
80. Delpech, R., 1976a. Influence des fumures et des modalités d'exploitation sur l'évolution de la flore des mauvaises herbes des prairies permanentes. *Colloque international sur l'écologie et la biologie des mauvaises herbes*, Dijon, France, p. 203-213.
81. Delpech, R., 1976b. Evolution des communautés de mauvaises herbes en fonction de l'âge des prairies semées. *5ème colloque international sur l'écologie et la biologie des mauvaises herbes*, Dijon, France, p. 125-128.
82. Delpech, R., 1977. Fertilisation et évolution de la flore et de la végétation des prairies permanentes : rôle particulier du potassium. *Le potassium en agriculture*, Cycle ADEPRINA-SCPA, p. 165-175.
83. Delpech, R., 1978. Modifications de la végétation prairiale résultant de l'application d'herbicides. *Colloque sur les incidences secondaires des herbicides sur la flore et la faune*, Versailles, France CNRA, Commission d'Etude des conséquences de la protection des plantes sur les biocénoses, p. 30-35.
84. des Abbayes, H., 1971. Flore et végétation du Massif Armoricaïn : flore vasculaire,. Presse Universitaire de Bretagne, Saint Briec, France, 1226 pages.
85. Diaz, S. et Cabido, M., 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**(11) :646-655.
86. Diquelou, S., 1997. Dynamique de la végétation après abandon des terres agricoles en bocage breton, Ecole doctorale Sciences de la Vie et de la Santé, Rennes, 304 pages.
87. Dorée, A., 1995. Les graminées, clé de détermination au stade végétale, description et qualité fourragère. Boubée et Cemagref éditions, 208 pages.
88. Dumont, B., 1997. Diet preferences of herbivores at pasture [Review]. *Annales de Zootechnie*, **46**(2) :105-116.
89. Duthion, C., 1972. Les réactions des plantes aux excès d'eau. *Bulletin Technique d'Information*, **273-274** :1071-1076.
90. Dzwonko, Z., 2001. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, **38** :942-951.
91. Eckert, H., Breitschuh, G. et Sauerbeck, D. R., 2000. Criteria and standards for sustainable agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **163**(4) :337-351.
92. Ejrnaes, R. et Bruun, H. H., 2000. Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science*, **11** :573-584.
93. Ellenberg, H., 1952. Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Eugen Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 144 pages.
94. Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. et Paulissen, D., 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, **18** :1-258.

95. Elsasser, M., Kunz, H. G. et Briemle, 1998. Effect of organic and mineral fertilizer on permanent grassland results of a 12 years old experiment on meadow and mowing pasture (Wirkungen organischer und mineralischer Düngung auf Dauergründland - Ergebnisse eines 1 Jährigen Düngungsversuches auf Wiese und Mahweide). *Pflanzenbauwissenschaft*, **2(2)** :49-57.
96. Enea, M. et Salemi, G., 2001. Fuzzy approach o the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, **135** :131-147.
97. Euskirchen, E. S., Chen, J. Q. et Bi, R. C., 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*, **148** :93-108.
98. Evrard, P. et Vedel, G., 2003. Développement agricole : réinventer le modèle à la française. Club Déméter, Paris, France, 69 pages.
99. Falque, M., 1974. L'agriculture péri-urbaine : paysage rural ou usine de production végétale et animale? *Aménagement et Nature*, **35** :16-20.
100. FAO, 2004. Statistiques internationales. *site apps.fao.org (visité en février 2004)*.
101. Farruggia, A., 1999. Démarche de raisonnement de la fertilisation azotée des prairies. *Fertilisation organique et minérale des prairies dans l'Est, Journée technique. Velaine en Haye. Jeudi 16 décembre 1999., non paginé.*
102. Farruggia, A., Castillon, P., Le Gall, A. et Cabaret, M. M., 1999. Le raisonnement de la fertilisation azotée des prairies : proposition d'une méthode de calcul de la dose d'azote à apporter pour les régions du Grand Ouest de la France. *Journée technique du 25 février 1999 à Rennes : Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest, recueil des communications*, p. 133-160 + 9pp annexes.
103. Farruggia, A., Castillon, P., Le Gall, A. et Cabaret, M., 2000. Proposition d'une méthode de calcul permettant de raisonner la fertilisation azotée des prairies. *Fourrages*, **164** :355-372.
104. Fitter, R., Fitter, A. et Farrer, A., 1991. Guide des graminées, carex, joncs, fougères. Delachaux et Niestlé, Paris, 256 pages.
105. Frain, M., 1992. Extermination et entretien de l'environnement en Brenne : caractérisation botanique des prairies et haies des domaines expérimentaux (les Rebardeaux, les Grandes Fourdines, les Riaux). Chambre d'Agriculture de l'Indre/PNR Brenne/Association pour le Développement de l'Enseignement et de la Recherche en Auvergne, Brenne, 16 pages + annexes.
106. Freyer, B., Reisner, Y. et Zuberbühler, D., 2000. Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling*, **130** :121-129.
107. Gachet, S., 2002. Organisation de la biodiversité forestière : vers une modélisation de la dynamique du sous-bois en fonction des pratiques sylvicoles. Thèse, Université de Droit, d'Economie et des Science de Aix-Marseille, 200 pages.
108. Gaillard, B., 1984. Influence de quelques facteurs climatiques sur la croissance de l'herbe des prairies du Nord-Est de la France. *Forum des Fourrages de l'Est*, Nancy, 10 pages.
109. Gaillard, B., 1985. Fertilisation azotée et productivité des prairies : une affaire de prévision. Application à quelques types de prairies permanentes du Nord-Est. *Fourrages*, **102** :41-52.
110. Gainel, C., 2003. Caractérisation de la notion de valeur patrimoniale au sein des Parcs Naturels Régionaux et quantification à l'aide d'un indicateur. Rapport d'IUP Agriculture Durable (ENSGSI Strasbourg). ENSAIA, Nancy, France, 43 pages.
111. Galan De Mera, A., Morales Alonso, R. et Vicente Orellana, J. A., 2000. Pasture communities linked to ovine stock : a synthesis of the Poeta bulbosae class in the western Mediterranean region. *Phytocoenologia*, **30(2)** :223-267.
112. Garcia, S. M. et Staples, D. J., 2000. Sustainability indicators in marine capture fisheries : introduction to the special issue. *Marine and Freshwater Research*, **51** :381-384.

113. Garnier, A., 2000. Qu'est ce qu'une espèce rare ? Origines et fonctionnement de la rareté naturelle, travail bibliographique [Online]. <http://www.eleves.ens.fr/home/agarnier/Rarity.htm> (consulté le 12 mai 2003).
114. Garnier, E., Shipley, L. A., Roumet, C. et Laurent, G., 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology*, **15** :688-695.
115. Gerowitt, B. et Bodendörfer, H., 1999. Long-term population development of *Viola arvensis* Murr. in a crop rotation. I Field experiments. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, **105**(6) :641-654.
116. Giampetro, M., 1997. Socioeconomic constraints to farming with biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **62** :145-167.
117. Gillison, A. N., 1999. Alternatives to slash and burn project : phase II. *Above-ground biodiversity assessment working group, summary report*, p. 1-18.
118. Girardin, P., Bockstaller, C. et van der Werf, H., 1999. Indicators : tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, **13**(4) :5-21.
119. Girardin, P., Bockstaller, C. et van der Werf, H., 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment : the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, **20** :227-239.
120. Girardin, P. et Bockstaller, C., 1997. Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer des systèmes de culture. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*, **4**(6) :418-426.
121. Gomez-Garcia, D., Garcia-Gonzalez, R., Marinas, A. et Aldezabal, A., 2002. An eco-pastoral index for evaluating Pyrenean mountain grasslands. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPF Comitee Publisher, p. 922-923.
122. Gounot, M. et Bouché, M., 1974. Modélisation de l'écosystème prairial. Objectifs et méthodes. *Bulletin d'Ecologie*, **5**(4) :309-338.
123. Gouyon, P. H., 1994. La biodiversité dans sa perspective historique. *Le Courrier de l'Environnement*, **23** :72-78.
124. Grandeau, L., 1893. La fumure des champs et jardins : instruction pratique sur l'emploi des engrais commerciaux nitrates, phosphates et sel potassiques. Imprimerie Parisset, Paris, 156 pages.
125. Gras, R., Benoît, M., Deffontaines, J. P., Duru, M., Lafarge, M., Langlet, A. et Osty, P. L., 1989. Le fait technique en agronomie : activité agricole, concepts et méthodes d'étude. L'Harmattan, Paris, 184 pages.
126. Gréviolot, F., Krebs, L. et Muller, S., 1998. Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation*, **7**(11) :1495-1520.
127. Grillas, P. et Batteou, G., 1998. Effects of flooding date on the biomass, species composition and seed production in submerged macrophyte beds in temporary marshes in the Camargue (S. France). *Wetlands for the future, INTECOL'S Vth International Wetlands Conference*, Perth, Australia. McComb, A. J. et Davis, J. A., Eds., Gleneagles Publishing, Adelaide, p. 207-218.
128. Grillas, P., van Wijck, C. et Bonis, A., 1993. The effects of salinity on the dominance-diversity relations of experimental coastal macrophyte communities. *Journal of Vegetation Science*, **4** :453-460.
129. Grime, J. P., 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, **242** :344-347.
130. Grime, J. P., Hodgson, J. et Hunt, C. L., 1988. Comparative plant ecology : a functional approach to common British species. Chapman & Hall, 742 pages.
131. Grimmer logiciels, 1997. Statbox®, logiciel de traitement statistique. licence + livret d'emploi.

132. Guinochet, M., 1973. Phytosociologie. Masson, Paris, France, 228 pages.
133. Guisan, A., Edwards Jr, T. C. et Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions : setting the scene. *Ecological Modelling*, **157** :89-100.
134. Guittet, V., 2003. Modélisation de l'effet du mode d'exploitation (fauche et pâturage) sur la flore des prairies permanentes. Rapport IUT Agriculture durable (Université d'Amiens), ENSAIA, Nancy, France, 44 pages.
135. Guy, P., 1992. Diversité biologique : ambiguïtés, erreurs scientifiques, risques politiques. *Le Courrier de l'Environnement*, **18 (en ligne)**.
136. Hardi, P. et DeSouza-Huletey, J. A., 2000. Issues in analyzing data indicators for sustainable development. *Ecological Modelling*, **130** :59-65.
137. Harker, K. N., Baron, V. S., Chanasyk, D. S., Naeth, M. A. et Stevenson, F. C., 2000. Grazing intensity effects on weed populations in annual and perennial pasture systems. *Weed Science*, **48** :231-238.
138. Harranger, J., 1981. La destruction des broussailles dans les prairies et pâtures permanentes. *Phytoma*, **324** :18-19.
139. Harranger, J., 1984. La destruction des broussailles dans les pâtures et prairies permanentes. *Phytoma*, **mai 1984** :38-40.
140. Hasegawa, H., Bryan, D. C. et Denison, R. F., 2000. Testing CERES model predictions of crop growth and N dynamics, in cropping systems with leguminous green manures in a Mediterranean climate. *Field Crops Research*, **67** :239-255.
141. Hédin, L., 1944. Note sur l'influence du milieu chimique sur la composition floristique des prairies. Dunod, Paris, 15 pages.
142. Hédin, L., 1947. La lutte contre les mauvaises herbes dans les prairies. Dunod, Paris, 20 pages.
143. Hédin, L., 1948. Les types de prairies en Haute-Normandie (Caux et Bray) et les conditions de leur amélioration. *Bulletin Technique d'Information*, **35** :1-5.
144. Hédin, L. et Le Cacheux, M. T., 1950. Les espèces nitratophiles dans les prairies. Dunod, Paris, 4 pages.
145. Hédin, L. et Le Cacheux, M. T., 1951. Humidité du sol et comportement des espèces prairiales. Dunod, Paris, 48 pages.
146. Herben, T. et Huber-Sannwald, E., 2002. Effect of management on species richness of grasslands : sward-scale processes lead to large-scale patterns. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPP Committee Publisher, p. 635-643.
147. Hervieu, B., 2002. Multi-functionality : a conceptual framework for a new organisation of research and development on grasslands and livestock systems. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPP Comitee Publisher, p. 1-2.
148. Heuzé, G., 1911. Les pâturages, les prairies naturelles et les herbages. Librairie agricole de la Maison Rustique, Paris, 356 pages.
149. Humphrey, J. W. et Patterson, G. S., 2000. Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. *Journal of Applied Ecology*, **37** :986-996.
150. Hundloe, T. J., 2000. Economic performance indicators for fisheries. *Marine and Freshwater Research*, **51** :485-491.

151. Hurni, H., 2000. Assessing sustainable land management (SLM). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **81** :83-92.
152. IFEN, 1998. Agriculture et Environnement : les indicateurs. Diffusion Lavoisier Tec & Doc, 72 pages.
153. IFEN, 2001. Propositions d'indicateurs de développement durable pour la France. Ministère de l'Ecologie, Paris, 106 pages.
154. Issler, E., 1937. Les prairies grasses rhénano-vosgiennes et les prairies primitives : diagnostics phytosociologiques. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Colmar*, **25** :55-140.
155. Jabrin, M., 1993. Potentialités du territoire du Pilat pour un développement durable des exploitations agricoles en 1993. DESS Développement territorial (Université de Bourgogne), PNR Pilat, Pélussin, France, 84 pages.
156. Jaccard, P., 1912. The distribution of the flora of the Alpine zone. *New Phytologist*, **11** :37-50.
157. Jackson, L. L., 1999. Establishing tallgrass prairie on grazed permanent pasture in the Upper Midwest. *Restoration Ecology*, **7**(2) :127-138.
158. Jacquemyn, H., Brys, R. et Hermy, M., 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation*, **111** :137-147.
159. Jager, C., 1997. Etude des modifications floristiques induites par les pratiques agricoles sur les prairies de la Woëvre : propositions de gestion. Centre de Recherches Ecologiques de l'Université de Metz, Metz, France, 48 pages + annexes.
160. Jager, C. et Müller, S., 1999. Les prairies humides du Parc Régional de Lorraine : phytosociologie et intérêt patrimonial en relation avec les pratiques agricoles en vue de l'élaboration de propositions de gestion conservatoire. Centre de Recherches Ecologiques de l'Université de Metz, France, 45 pages + annexes.
161. Janssens, F., 1998. Restauration des couverts herbacés riches en espèces. Thèse, Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, 135 pages.
162. Janssens, F. et Peeters, A., 1998. Methods for the assessment of a site potential in terms of plant diversity. *Proc. of the European Grassland Federation Symposium*, Debrecen (Hungary), 18-21 Mai 1998, p. 419-424.
163. Janssens, F., Peeters, A., Lambert, J. et Woué, L., 1993. Le phosphore : élément limitant de la diversité botanique. Cas des prairies de la vallée du Viroin. *Les cahiers des réserves naturelles, RNOB* :59-70.
164. Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F. et Oomes, M. J. M., 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, **202** :69-78.
165. Jas, N., 2001. Au carrefour de la chimie et de l'agriculture : les sciences agronomiques en France et en Allemagne 1840-1914. Editions des Archives Contemporaines, Paris, 434 pages.
166. Jeangros, B. et Bertola, C., 1997. Changes during six years in botanical composition, species diversity and productivity of a permanent meadow after cessation of fertilizer application and reduction of cutting frequency. *International Occasional Symposium of the European Grassland Federation*, Warsaw & Lomra, Poland, p. 75-79.
167. Jeangros, B., Troxler, J. et Calame, F., 1992. Effets de l'arrosage sur la végétation, la production et la valeur nutritive de prairies permanentes dans la vallée de Conches (Haut-Valais). *Revue Suisse Agricole*, **24**(2) :113-120.
168. Jones, A. T. et Hayes, M. J., 1999. Increasing floristic diversity in grassland : the effects of management regime and provenance on species introduction. *Biological Conservation*, **87**(3) :381-390.

169. Judson, O. P., 1994. The rise of the individual-based model in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **9**(1) :9-14.
170. Justin, C., 1999. Synthèse d'itinéraires techniques de lutte contre les espèces végétales difficiles à maîtriser en montagne vosgienne. Mémoire de fin d'études de l'ISARA. ISARA/PNR des Ballons des Vosges, Lyon, 24 pages.
171. Keating, T. et O'Kiely, P., 2000a. Comparison of old permanent grassland, *Lolium perenne* and *Lolium multiflorum* swards grown for silage. III. Effects on varying fertiliser nitrogen application rate. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, **39** :35-53.
172. Keating, T. et O'Kiely, P., 2000b. Comparison of old permanent grassland, *Lolium perenne* and *Lolium multiflorum* swards grown for silage. IV. Effects on varying harvesting date. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, **39** :55-71.
173. Keichinger, O., 2001. Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la valeur cynégétique d'exploitations de grandes cultures à l'aide d'indicateurs agro-écologiques. Thèse, ENSAIA, Nancy, 145 pages.
174. Keichinger, O. et Girardin, P., 1998. Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la valeur cynégétique du milieu au moyen d'indicateurs. *Gibier Faune Sauvage*, **15**(2) :289-298.
175. King, C., Gunton, J., Freebairn, D., Coutts, J. et Webb, I., 2000. The sustainability indicator industry : where to from here? A focus group study to explore the potential of farmer participation in the development of indicators. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, **40** :631-642.
176. Klapp, E., 1965. *Gründland Vegetation und Standort*. P. Parey Verlag, 384 pages.
177. Kleyer, M., 1995. Biological traits of vascular plants. A Database. Arbeitsberichte Institute für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität de Stuttgart, 23 pages.
178. Kneeshaw, D. D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Paré, D., Carignan, R., Doucet, R., Bouthillier, L. et Messier, C., 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *The Forestry Chronicle*, **76**(3) :481-493.
179. Koleff, P. et Gaston, K. J., 2001. Latitudinal gradients in diversity : real patterns and random models. *Ecography*, **24** :341-351.
180. Kruess, A. et Tschamtker, T., 2001. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation*, **106** :293-302.
181. Laissus, R., 1973. Evolution de la flore et du rendement d'une prairie permanente durant quinze années d'exploitation. *Fourrages*, **53** :47-66.
182. Lambert, J., Binot, H. et Pecheur, M., 1970. Influence de l'application de cyanamide sur le pH du sol, la flore et les minéraux des herbes de prairies. *Annales de Médecine Vétérinaire*, **Fasc. II** :80-88.
183. Lambert, J., Delhaye, J. P. et Toussaint, B., 1979. La fertilisation phosphorique et la conduite rationnelle des herbages en région tempérée. *Phosphore et Agriculture*, **76** :7-16.
184. Lambert, J., Denudt, G. et Winance, E., 1970. Plantes indicatrices de fertilité et compétition pour les macronutrients dans les prairies semi-naturelles d'Ardenne. *Actes du 5è colloque d'écologie*, Paris, France, p. 10.
185. Lambert, J. et Denudt, G., 1971. Influence of various factors on the phosphorus content of herbage. Louvain, Belgique, p. 22-34.
186. Lambert, J. et Latour, G., 1966. Effet de la fumure potassique et azotée sur les prairies d'Ardenne. *Agricultura*, **2** :1-28.
187. Lambert, J. et Toussaint, B., 1977. L'effet de la fumure phosphorique sur les rendements et les exportations en P₂O₅ des principales espèces herbagères. *Phosphore et Agriculture*, **69** :15-23.

188. Lambert, J., Godfroid, S., Peeters, A. et Sapek, A., 1989. The importance of specific absorption capacity of grassland plants for the study of the effects of copper fertilization. *Proc. 6th Intern. Trace Element Symp.*, p. 426 - 432.
189. Lambert, J., Toussaint, B., Depauw, P. et Delhay, J. P., 1976. Recherche d'un équilibre entre l'augmentation des productions quantitatives et qualitatives des graminées fourragères soumises à différents niveaux de fumure azotée. *Actes du 4è Congrès International de la Recherche Agronomique*, Rome, 15-19 mars 1976, p. 16.
190. Lambert, J., Toussaint, B. et Denudt, G., 1972. Contribution à l'étude des interactions entre la fumure phosphorique et la production herbagère. Rapport, Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Louvain, Belgique, 27 pages.
191. Lambert, R., Peeters, A., Lambert, J., Toussaint, B. et Pochet, P., 1996. Recherche sur la disponibilité du phosphore dans le sol et implications pour la gestion écologique des prairies de fonds de vallées. *Les cahiers des réserves naturelles, RNOB*, **9** :115-120.
192. Lambinon, J., 1999. Nouvelle flore de Belgique, du Grand Duché du Luxembourg, du nord est de la France et des régions voisines. Le jardin botanique national de Belgique (4ème édition), Bruxelles, Belgique, 1092 pages.
193. Landais, E., 1996. Elevage bovin et développement durable. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, **29** :15-25.
194. Lantinga, E. A., Deenen, P. J. A. G. et Van, K., H, 1999. Herbage and animal production responses to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards. II. Rotational grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **47** :243-261.
195. Laterra, P. et Solbrig, O. T., 2001. Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in fire-managed grasslands. *Ecological Modelling*, **139** :17-29.
196. Le Bacquer, M., 1999. L'impact de l'agriculture sur les orchidées. Cours d'école d'agronomie, 46 pages.
197. Legay, J. M., 1973. Généralités sur les modèles à compartiments. *Informatique et Biosphère* :119-130.
198. Lemaire, G., 1991. Productivité des peuplements prairiaux : caractérisation et diagnostic. *Fourrages*, **127** :259-272.
199. Lemaire, G. et Raphalen, J. L., 1982. La production des prairies et les facteurs climatiques. *Forum des Fourrages de l'Ouest n°32*, non paginé.
200. Lemaire, G. et Salette, J., 1981. Conséquences du rythme de croissance de l'herbe sur la conduite du pâturage au printemps : possibilités de prévision. *Fourrages*, **85** :23-38.
201. Lemaire, G. et Salette, J., 1983. Influence de la fertilisation azotée : dossier pâturage et ensilage. *Cultivar*, **159**.
202. Lennartsson, T., Tuomi, J. et Oostermeijer, J. G. B., 1997. Evidence for an evolutionary history of overcompensation in the grassland biennial *Gentianella campestris* (Gentianaceae). *The American Naturalist*, **149**(6) :1147-1155.
203. Lenz, R., Malkina-Pykh, I. G. et Pykh, Y., 2000. Workshop on environmental indicators and indices : Introduction and overview. *Ecological Modelling*, **130** :1-11.
204. Leopold, L. B., Clarke, F. E., Hanshaw, B. B. et Balsley, J. R., 1971. A procedure for evaluating environmental impact. Geographical Survey Circular 645. United States Department of Interior, Washington, 13 pages.
205. Lewandowski, I., Härdtlein, M. et Kaltschmitt, M., 1999. Sustainable crop production : definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Science*, **39**(1) :184-193.
206. Liu, J., Peng, C., Dang, Q., Apps, M. et Jiang, H., 2002. A component object model strategy for reusing ecosystem models. *Computers and Electronics in Agriculture*, **35**(1) :17-33.

207. Loiseau, P., 1974. Amélioration des pelouses montagnardes par les pâturages tournant premières observations sur l'évolution du tapis végétal en relation avec les préférences alimentaires des ovins. *Comptes-Rendus des séances de l'Académie d'Agriculture de France*, **12** :967-974.
208. Loiseau, P., 1983. Un puissant outil d'amélioration des parcours : le parcage nocturne. *Agronomie*, **3**(4) :375-385.
209. Loiseau, P., Lambert, J. et Merle, G., 1985. Utilisation du parcage des ovins et du désherbage chimique pour l'amélioration par sursemis d'un terrain de parcours. *Fourrages*, **84** :23-42.
210. Looman, J. et Campbell, J.B., 1960. Adaptation of Sorensen's K (1948) for estimating unit affinities in prairie vegetation. *Ecology*, **41** :409-416.
211. Loreau, M., 1998. Biodiversity and ecosystem functioning : a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **95** :5632-5636.
212. Loucougaray, G., Bonis, A. et Bouzillé, J. B., 2004. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in Western France. *Biological Conservation*, **116** :59-71.
213. Ludwig, J. A., Eager, R. W., Williams, R. J. et Lowe, L. M., 1999. Declines in vegetation patches, plant diversity, and grasshopper diversity near cattle watering-points in the Victoria River district, Northern Australia. *Rangeland Journal*, **21**(1) :135-149.
214. Luoto, M., 2000. Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agriculture area in Finland. *Plant Ecology*, **149** :157-168.
215. Lyon Dahl, A., 2000. Using indicators to measure sustainability : recent methodological and conceptual developments. *Marine and Freshwater Research*, **51** :427-433.
216. Madakadze, I. C., Stewart, K. A., Peterson, P. R., Coulman, B. E. et Smith, D. L., 1999. Cutting frequency and nitrogen fertilization effects on yield and nitrogen concentration of switchgrass in a short season area. *Crop Science*, **39**(2) :552-557.
217. Magda, D. et Jarry, M., 2000. Prediction of cutting effects on a population of *Chaerophyllum aureum* - a demographic approach. *Journal of Vegetation Science*, **11** :485-492.
218. Magda, D., Meuret, M., Hazard, L. et Agreil, C., 2001. Répondre à une politique de conservation de la biodiversité : Le pâturage des brebis pour la maîtrise des landes à genêts. *FaçSADe*, **12** :1-4.
219. Mairesse, A., Tallowin, J. et Peeters, A., 1993. Influence de l'azote disponible sur la composition botanique en prairie. Premiers résultats d'expériences menées en Grande Bretagne. *Les cahiers des réserves naturelles, RNOB*, **5** :91-96.
220. Malhi, S. S., Harapiak, J. T., Nyborg, M. et Gill, K. S., 2000. Effects of long-term applications of various nitrogen sources on chemical soil properties and composition of brome grass hay. *Journal of Plant Nutrition*, **23**(7) :903-912.
221. Malo, J. E., et Suarez, F., 1995. Establishment of pasture species on cattle dung : the role of endozoochorous seeds. *Journal of Vegetation Science*, **6** :169-174.
222. Matsinos, Y. G. et Troumbis, A. Y., 2002. Modelling competition dispersal and effects of disturbance in the dynamics of a grassland community using a cellular automaton model. *Ecological Modelling*, **149**(1-2) :71-83.
223. Mauchamp, A. et Mesléard, F., 2001. Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany*, **70** :39-52.
224. Mayer, D. G. et Butler, D. G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling*. **68** :21-32.
225. McCrea, A. R., Trueman, I. C., Fullen, M. A., Atkinson, M. D. et Besenyi, L., 2001. Relationships between soil characteristics and species richness in two botanically heterogeneous created meadows in the urban English West Midlands. *Biological Conservation*, **97** :171-180.

226. McDiarmid, B. N. et Watkin, B. R., 1971. The cattle dung patch. 1. Effect of dung patches on yield and botanical composition of surrounding and underlying pasture. *Journal of British Grassland Society*, **26** :239-245.
227. McLaughlin, A. et Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **55** :201-212.
228. McNaughton, S. J., 1983. Grazing as an optimization process : grass-ungulate relationships in the Serengeti. *The American Naturalist*, **113** :691-703.
229. Menard, C. P. et Duncan, P., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, **39** :120-133.
230. Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J.-Y., et Lilas, M., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, **39** :120-133.
231. Mesléard, F., Lepar, J. et Tan Ham, L., 1995a. Impact of grazing on vegetation dynamics in former ricefields. *Journal of Vegetation Science*, **6** :683-690.
232. Mesléard, F., Grillas, P. et Tan Ham, L., 1995b. Restoration of seasonally-flooded marshes in abandoned ricefields in the Camargue (southern France) - preliminary results on vegetation and use by ducks. *Ecological Engineering*, **5** :95-106.
233. Mesléard, F., Lepar, J., Grillas, P. et Mauchamp, A., 1999. Effects of seasonal flooding and grazing on the vegetation of former ricefields in the Rhône delta (Southern France). *Plant Ecology*, **145** :101-114.
234. Mikhailova, E. A., Bryant, R. B., Cherney, D. J. R., Post, C. J. et Vassenev, I. I., 2000. Botanical composition, soil and forage quality under different management regimes in Russian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **80** :213-226.
235. Mitchell, G., May, A. et Mc Donald, A., 1995. PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, **2** :104--123.
236. Mitchell, P. L., 1997. Misuse of regression for empirical validation of models. *Agricultural Systems*, **54**(3) :313-326.
237. Mitchell, P. L. et Sheehy, J. E., 1997. Comparison of prediction and observations to assess model performance : a method of empirical validation. In Kropff, M. J., Teng, P. S., Aggarwal, P. K., Bouma, J., Bouman, B. A. M., Jones, J. W. et van Laar, H. H., Eds. *Applications of systems approaches at the field level*, Vol. 2. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 437-451.
238. Molinier, R. et Tallon, G., 1947. Note sur les possibilités d'extension ou d'amélioration des prairies en Camargue. *Bulletin Technique d'Information*, **23-24** :83-86.
239. Molinier, R. et Tallon, G., 1970. Prodrôme des unités phytosociologiques observées en Camargue. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, **30** :5-110.
240. Molinier, R. et Tallon, G., 1974. Documents pour un inventaire des plantes vasculaires de la Camargue. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, **34** :7-165.
241. Molinier, R. et Talon, G., 1972. Carte de végétation de la Camargue. 1/50000^{ème}.
242. Mollison, B. et Holmgren, D., 1986. Permaculture : une agriculture pérenne pour l'autosuffisance et les exploitations de toutes tailles. Debard, 190 pages.
243. Morlon, P., 1983. Notes bibliographiques préliminaires sur le piétinement des prairies pâturées par les animaux domestiques. INRA, Versailles/Dijon, France, 14 pages.
244. Moser, B. W. et Witmer, G. W., 2000. The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration and Biodegradation*, **45** :151-157.
245. Mougnot, C., 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*. Coédition INRA-MSH, Paris, France, 230 pages.

246. Muldavin, E. H., Neville, P. et Harper, G., 2000. Indices of grassland biodiversity in the Chihuahuan Desert ecoregion derived from remote sensing. *Conservation Biology*, **15**(4) :844-855.
247. Müller, F., Hoffmann-Kroll, R. et Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity - theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, **130** :13-23.
248. Muller, S., 2002. Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **89** :261-266.
249. Nicklès, N., 1839. Des prairies naturelles en Alsace et des moyens de les améliorer (mémoire couronné par la Société des sciences, agriculture et arts du Bas-Rhin). Imprimerie G. Silbermann, Strasbourg & Paris, 85 pages.
250. Nösberger, J., 2002. Overview of the changes in the research on grasslands in Europe. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPP Committee Publisher, p. 17-27.
251. Noss, R. F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation Biology*, **4**(4) :355-364.
252. Nouvel, P., 2002 (coord.). Enquête sur le concept de modèle. Presses Universitaires de France, Paris, France, 246 pages.
253. OCDE, 1995. Sustainable Agriculture, Concepts Issues and Policies in OECD Countries. OCDE, Paris, 71 pages.
254. OCDE, 2001a. Biodiversité. In : *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*, Vol. 3. OCDE, Paris, France, p. 315-356.
255. OCDE, 2001b. Habitats naturels. In : *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*, Vol. 3. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, France, p. 357-392.
256. Oberlé, S., Plantureux, S., Bonischot, R. et Guckert, A., 1991. Drainage des prairies permanentes dans l'Est de la France : évolution de la végétation prairiale et motivation des éleveurs laitiers. INRA, Le Point sur : 85-95 pages.
257. Oberlé, S., Plantureux, S., Guckert, A. et Bonischot, R., 1989. Relations entre facteur hydrique, drainage et évolution de la flore des prairies permanentes. *XVIth International Grassland Congress*, Nice, France, p. 29-30.
258. Olf, H. et Ritchie, M. E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, **13**(7) :261-265.
259. Olivier, I., 2002. An expert panel-based approach to the assessment of vegetation condition within the context of biodiversity conservation, Stage 1 : the identification of condition indicators. *Ecological Indicators*, **2** :223-237.
260. Osman, A. E., Salkini, A. K. et Ghassali, F., 1999. Productivity and botanical composition of Mediterranean grasslands in relation to residual phosphate. *Journal of Agriculture Science*, **132**(4) :399-405.
261. Pacala, S. W. et Crawley, M. J., 1992. Herbivores and plant diversity. *The American Naturalist*, **140**(2) :243-260.
262. Parish, R. et Turkington, R., 1989. The colonization of dung pats and molehills in permanent pastures. *Canadian Journal of Botany*, **68** :1706-1711.
263. Pausas, J. G. et Austin, M. P., 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments : An appraisal. *Journal of Vegetation Science*, **12** :153-166.
264. Peeters, A., 1997. Agriculture & biodiversité. Rapport, Louvain, Belgique, 36 pages.

265. Peeters, A. et Janssens, F., 1995. Concilier conservation de la biodiversité et une production agricole performante en prairie : est-ce possible ? *Annales de Gembloux*, **101** :127-147.
266. Peeters, A. et Kopec, S., 1996. Production and productivity of cutting grasslands in temperate climates of Europe. " *Grassland and land use systems " Proceed. of the XVIth European Grassland Fed.* Parente, G., Frame, J. et Orsi, S., Eds., p. 59-73.
267. Peeters, A., Janssens, F. et Decamps, C., 1994. Importance of soil phosphorus on botanical diversity. *Proceed. 15th Gen. Meet. European Grassland Fed.*, p. 171-174.
268. Pernet, F., 1982. Résistances paysannes. Les Presses Universitaires de Grenoble, Grenoble, France, 192 pages.
269. Persson, J. G., 2001. Eco-indicators in product development. *Proceedings of the institution of mechanical engineers part b journal of engineering manufacture*, **215**(B) :627-635.
270. Pervanchon, F., Bockstaller, C. et Girardin, P., 2002a. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator : the energy indicator. *Agricultural Systems*, **72** :149-172.
271. Pervanchon, F., Bahmani, I., Plantureux, S. et Girardin, P., 2002b. A methodology to evaluate the impact of agricultural practices on grassland biodiversity. *Multi-functions Grasslands : quality forages, Animal products and Landscapes, 19th General Meeting of the European Grassland Federation*, La Rochelle, 27-30 Mai 2002. Durand, J., Emile, J., Huyghe, C. et Lemaire, G., Eds., AFPP Comitee Publisher, p. 830-831.
272. Pervanchon, F., Bockstaller, C., Amiaud, B., Peigné, J., Bernard, P.-Y., Vertès, F., Fiorelli, J.-L. et Plantureux, S., sous presse. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
273. Pervanchon, F. et Blouet, A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture (en collaboration avec Geneviève Nguyen, Samuel Féret et Jean-Pierre Sarthou). *Le Courrier de l'Environnement*, **45** :117-137.
274. Pervanchon, F. et Blouet, A., 2003a. Jeux et enjeux de mot : cas de l'adjectif durable. *Bois et Forêts des Tropiques*, **275**(1) :37-50.
275. Pervanchon, F. et Blouet, A., 2003b. Multifonctionnalité et durabilité de l'agriculture. *Travaux et Innovations*, **99**:65-66.
276. Peters, D. P. C., 2002. Plant species dominance at a grassland-shrubland ecotone : an individual-based gap dynamics model of herbaceous and woody species. *Ecological Modelling*, **152** :5-32.
277. Pinton, F., 2001. Conservation of biodiversity as a European directive : the challenge for France. *Sociologia Ruralis*, **41**(3) :329-342.
278. Pires da Silva, A., Imhoff, S. et Corsi, M., 2002. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-duration grazing system. *Soil and Tillage Research*, **70**(1) :83-90.
279. Pitkänen, S., 1998. The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, **112** :121-137.
280. Plantureux, S., 1983. Incidence des techniques agronomiques sur la composition floristique et la physionomie d'un échantillon de prairies du secteur ouest du département des Vosges. Thèse, INPL-ENSAIA, Nancy, 181 pages.
281. Plantureux, S., 1996a. FLORA-sys : système informatique de gestion et d'aide à l'interprétation des relevés floristiques. *Acta Botanica Gallica*, **143**(4/5) :403-410.
282. Plantureux, S., 1996b. Biodiversité, type de sol et intensité de l'exploitation de prairies permanentes du plateau lorrain. *Acta Botanica Gallica*, **143**(4/5) :39-348.
283. Plantureux, S., Bonischot, R. et Guckert, A., 1992. Utilisation d'une typologie des prairies permanentes du Plateau Lorrain pour le diagnostic agronomique. *Fourrages*, **132** :381-394.

284. Plantureux, S., Oberlé, S., Guckert, A. et Bonischot, R., 1985. Influence du drainage sur la composition floristique et la physionomie des prairies permanentes. *Conditions et effets des excès d'eau en agriculture*, Versailles, France. INRA, Ed., p. 439-448.
285. Potet, J., 1997. La logique floue : comment ça marche. *Science et Vie Magazine*, **150** :194-197.
286. Pouille, X., 1998. Des prairies permanentes plus productives dans un paysage de qualité en zone périurbaine. Exemple dans un Parc naturel régional. *Fourrages*, **153** :59-67.
287. Pucheta, E., Cabido, M., Diaz, S. et Funes, G., 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*, **19**(2) :97-105.
288. Pujol, J. L. et Dron, D., 1998. Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige. Rapport à la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. La Documentation Française, Paris, 580 pages.
289. Rahmann, G., 1999. using goats for reducing shrub clearance costs on protected biotopes (*Gentiano-Koelerietum*) in Germany. *Grasslands and woody plants in Europe, International Occasional Symposium of the European Grassland Federation*, Thessaloniki, Greece. Papanastasis, V. P., Frame, J. et Nastis, A. S., Eds., HERPAS, p. 113-120.
290. Rallet, L., 1935. Etude phytogéographique de la Brenne (thèse). *Bulletin de la Société de Sciences Naturelles de l'Ouest*, **5**(5ème série).
291. Rameau, J.-C., Mansion, D. et Dume, G., 1989. Flore forestière française, guide écologique illustré : Plaines et collines. Institut pour le développement forestier, Paris, France, pages.
292. Ramonet, M., 2003. *Le développement durable, réponse aux enjeux agricoles et environnementaux*. Rapport d'information du Parlement français n°1237, novembre 2003, Commission des affaires économiques, Paris, France, 250 pages.
293. Rhessy, J.-A., 1996. Le bonheur est dans le pré : plaidoyer pour une agriculture solidaire, économe et productive. Fondation pour le Progrès de l'Homme, Paris, 64 pages.
294. Ricotta, C. et Avena, G., 2003. On the relationship between Pielou's evenness and landscape dominance within the context of Hill's diversity profiles. *Ecological Indicators*, **2**(361-365).
295. Riley, J., 2001. Multidisciplinary indicators of impact and change - Key issues for identification and summary. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **87**(2) :245-259.
296. Rode, P., 1946-1947. Petit Atlas des Mammifères. Nouvelle édition Boubée., vol.1 84 p., vol.2 78 p., vol.3 76 p., vol.4 92 p. + figures en annexe.
297. Ross, P. J., Henzell, E. F. et Ross, D. R., 1972. Effects of nitrogen and light in grass-legume pasture. A system analysis approach. *Journal of Applied Ecology*, **9**(2) :535-556.
298. Rook, A. J. et Tallwin, J. R. B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research*, **52** :181-189.
299. Schaffers, A. P. et Sykora, K. V., 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction : a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, **11** :225-244.
300. Schärli, A., 1990. Décider sur plusieurs critères : panorama de l'aide à la décision multicritère. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Montreux, Suisse, 304 pages.
301. Schellberg, J. et Kühnbauch, W., 1994. The effect of nitrogen, phosphorus, and potassium fertilization on botanical composition, forage quality and nutrient extraction on a meadow of two cuts. *Proceed. 15th Gen. Meet. Europ. Grassl. Fed.*, p. 175-178.
302. Schellberg, J., Moseler, B. M., Kühnbauch, W. et Rademacher, I. F., 1999. Long-term effects of fertilizer on soil nutrient concentration, yield, forage quality and floristic composition of a hay meadow in the Eifel mountains, Germany. *Grass and Forage Science*, **54**(3) :195-207.

303. Schellenberg, M. P., Holt, N. W. et Waddington, J., 1999. Effects of grazing dates on forage and beef production of mixed prairie rangeland. *Canadian Journal of Animal Science*, **79** :335-341.
304. Schippers, P. et Joenje, W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **2002** :351-365.
305. Schmid, U., 1999. Alpages ovins en Valais : végétation et déplacement des troupeaux. Service de l'agriculture du Canton du Valais, Canton du Valais, Switzerland, 71 pages + annexes.
306. Scholefield, D., Lockyer, D. R., Whitehead, D. C. et Tyson, K. C., 1991. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil*, **132** :165-177.
307. Sébillotte, M., 1996. Les mondes de l'agriculture, une recherche pour demain. INRA Edition, Paris, 260 pages.
308. Shannon, C. E. et Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 117 pages.
309. SNST, 1981. Résultat de 10 années d'expérimentation dans le Nord-Est de la France. Rapport, vol.1 224 p., vol.2 91 p. pages.
310. Speight, M. C. D., Castella, E., Obrdlik, P. et Schneider, E., 1997. Are CORINE habitats invertebrate habitats? *Proceedings of the 10th International EIS colloquium*, Saabrücken, Deutschland, p. 193-200.
311. Speight, M. C. D. et Castella, E., 2001. An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. *Journal of Insect Conservation*, **5** :131-139.
312. Steffens, D. et Mengel, K., 1981. Comparaison de l'absorption du potassium interfoliaire des minéraux argileux par le ray-grass anglais et le trèfle violet. *Au service de l'agriculture : dossier K2O*, **20** :5-8.
313. Stewart, J., 2002. La modélisation en biologie. In Nouvel, P., Ed. *Enquête sur le concept de modèle*. Presses Universitaires de France, Paris, France, p. 43-66.
314. Stuart Chapin III, F., Zavelata, E. S., Eviners, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. et Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405** :234-242.
315. Suarez, E. et Medina, G., 2001. Vegetation structure and soil properties in Ecuadorian Paramo grasslands with different histories of burning and grazing. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **33**(2) :158-164.
316. 't Mannetje, L., 1978. Measurement of grassland vegetation and animal production. CAB Publishing, Aberystwyth, Grande-Bretagne, 260 pages.
317. Tanner, C. B. et Mamaril, C. P., 1959. Pasture soil compaction by animal traffic. *Agronomy Journal*, **51**(6) :329-331.
318. Thaer, A. D., 1811-1816. Principes raisonnés d'agriculture. Traduction française de E. V. B. Crud, J.J. Paschoud, 4 Vol, Paris, 1416 pages.
319. Thurston, J. M., Williams, E. D. et Johnston, A. E., 1976. Modern developments in an experiment on permanent grassland started in 1856 : effects of fertilizers and lime on botanical composition and crop and soil analyses. *Annales Agronomiques*, **27**(5-6) :104-1082.
320. Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P. B., Ritchie, M. E. et Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, **277** :1300-1301.
321. Toussaint, B. et Lambert, J., 1974. Application d'oligo-éléments en prairie temporaire de fauche. Rapport, laboratoire d'Ecologie des Prairies, Louvain, Belgique, 28 pages.

322. Toussaint, B. et Lambert, J., 1985. Etude du magnésium en prairie permanente pâturée (synthèse de 6 années d'expérience), communication n°32. Rapport, Laboratoire d'Ecologie des prairies, UCL, Louvain, 25 pages.
323. Touzard, B. et Clément, B., 2001. Plant diversity dynamics in an eutrophic alluvial reed bed after experimental small-scale disturbances. *Botanica Helvetica*, **111**(1) :45-48.
324. Unkovich, M., Jamieson, N., Monaghan, R. et Barraclough, D., 1998. Nitrogen mineralisation and plant nitrogen acquisition in a nitrogen-limited calcareous grassland. *Environmental and Experimental Botany*, **40** :209-219.
325. Vail, S. G., 1994. Overcompensation, plant-herbivore mutualism, and mutualistic coevolution : a reply to Mathews. *The American Naturalist*, **144** :534-536.
326. van der Valk, A. G., Squires, L. et Welling, C. H., 1994. Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecological Applications*, **4**(3) :525-534.
327. van der Werf, H. M. G., 2001. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level : a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **93**(1-3) :131-145.
328. van der Werf, H. M. G. et Zimmer, C., 1997. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, **36**(10) :2225-2249.
329. van Wijck, C., Grillas, P., de Groot, C.-J. et Tan Ham, L., 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio*, **113** :171-180.
330. Vasella, A., 1985. La permaculture ou la fin du mythe de la charrue. *Nature et Progrès*, **Été 1985** :8-13.
331. Verhoeven, J. T. A., Koerselman, W. et Meuleman, A. F. M., 1996. Nitrogen - or phosphorus - limited growth in herbaceous, wet vegetation : relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**(12) :494-497.
332. Vilain, L., 1999. De l'exploitation agricole à l'agriculture durable. Educagri Editions, Dijon, 158 pages.
333. Voisin, A., 1957. La productivité de l'herbe. Flammarion, La Terre, Encyclopédie paysanne, Paris, 468 pages.
334. Voisin, A., 1960. Dynamique des herbages : devons-nous retourner nos pâtures pour les améliorer? La Maison Rustique, Paris, 320 pages.
335. Volder, A., Bonis, A. et Grillas, P., 1997. Effects of drought and flooding on the reproduction of an amphibious plant, *Ranunculus peltatus*. *Aquatic Botany*, **58** :113-120.
336. Wade, M., 1991. Factors affecting the availability of vegetative *Lolium perenne* L. to grazing dairy cows with special reference to sward characteristics, stocking rate and grazing method, Thèse, Université de Rennes I, 57 pages.
337. Wegener, C. et Odasz, A. M., 1997. Effects of laboratory simulated grazing by horses on biomass of the perennial arctic *Dupontia fisheri* from Svalbard : evidence of overcompensation. *Oikos*, **79** :469-502.
338. Whalley, R. D. B., 2000. Grasslands, grazing animals and people - How do they all fit together? *Tropical Grasslands*, **34** :192-198.
339. Willerding, C. et Poschlod, P., 2002. Does seed dispersal by sheep affect the population genetic structure of the calcareous grassland species *Bromus erectus*? *Biological Conservation*, **104** :329-337.
340. Wilson, W. L., Abernethy, V. J., Murphy, K. J., Adam, A., McCracken, D. I., Downie, I. S., Foster, G. N., Furness, R. W., Waterhouse, A. et Ribera, I., 2002. Prediction of plant diversity response to land-use change on Scottish agricultural land. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **94** :249-263.

341. Yang, J., Greenwood, D. J., Rowell, D. L., Wadsworth, G. A. et Burns, I. G., 2000. Statistical methods for evaluating a crop nitrogen simulation model, N_ABLE. *Agricultural Systems*, **64** :37-53.
342. Yee, T. et Mitchell, N. D., 1991. Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science*, **2** :587-602.
343. Zangiacomi, L., Bonischot, R. et Guckert, A., 1978. Influence de la variation du régime hydrique sur la flore et la productivité des prairies permanentes de la vallée de l'Yron (Meuse). *Bulletin de l'ENSAIA de Nancy*, **20**(1-2) :47-54.
344. Zedler, J. B., 2000. Restoration of biodiversity to coastal and inland wetlands. In Gopal, B., Junk, W. J. et Davis, J. A., Eds. *Biodiversity in wetlands : assessment, uncion and conservation*, Vol. 1. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 311-331.
345. Zeng, X. et Liu, G., 2000. Effect of cutting on vegetation composition and soil properties. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **11**(1) :57-60.
346. Zhang, H. et Wu, J., 2002. A statistical thermodynamic model of the organizational order of vegetation. *Ecological Modelling*, **153** :69-80.

Liste des tableaux

Tableau 1. Statistiques de la FAO montrant la variation des surfaces de prairies permanentes et pâturées depuis 1961 en Europe de l'ouest (FAO, 2004).....	28
Tableau 2. Exemple des échelles et des composantes de la diversité biologique à considérer pour élaborer des indicateurs (d'après Noss, 1990).....	33
Tableau 3. Récapitulation de la performance (estimée par R^2) des modèles obtenus par régression multiple linéaire pour exprimer la diversité végétale et la valeur agronomique en fonction des pratiques agricoles.	86
Tableau 4. Scénarios retenus pour les tests de sensibilité des variables d'entrée des modèles de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique. Les mêmes scénarios ont été utilisés pour les modèles développés dans les chapitres 2 et 4. Le minimum (respectivement le maximum) par rapport aux valeurs de référence sont indiqués en italique (respectivement en gras).	88
Tableau 5. Echelle qualitative utilisée pour exprimer de façon synthétique la sensibilité de chaque variable pour chaque scénario utilisé pour le modèle statistique direct. V max (respectivement V min et V réf) est la valeur pastorale ou la richesse spécifique ou la valeur patrimoniale obtenue lorsque la valeur d'une variable du scénario est maximale (respectivement minimale et égale à la valeur de référence).	89
Tableau 6. Résultats des tests de sensibilité du modèle statistique direct à la variation de chaque variable. Les valeurs prises par les variables correspondent à la limite de validité du modèle (Tableau 4). Les symboles sont interprétés à partir du Tableau 5.....	90
Tableau 7. Présentation synthétique du nombre d'espèces végétales présentes dans les prairies permanentes de l'Est de la France selon leur fréquence et par classe de fertilité du sol en phosphore (exprimé en pourcentage du nombre total d'espèces, soit 390 espèces végétales en tout sur un ensemble total de 435 relevés floristiques).	102
Tableau 8. Exemple du calcul de l'affinité des espèces végétales pour la teneur du sol en phosphore, d'après la méthode des profils bi-invariants (Béguinot, 1995). Le nombre total de relevés est de 433 ; ces relevés sont au nombre de 159, 76, 56, 55, 24, 11 et 32 respectivement dans les classes de fertilité phosphorique (CP) de 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7. .	106
Tableau 9. Conclusion des règles de décision concernant l'attribution d'une valeur d'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol en fonction des valeurs très favorables et très défavorables prises par les trois critères retenus (faible, moyenne et forte fertilité phosphorique du sol).	109
Tableau 10. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer un indice écologique spécifique qui prenne en compte la sensibilité des espèces végétales à la fertilité phosphorique du sol. Les valeurs sont obtenues en prenant le premier (pour D) et le dernier quartile (pour F) des échantillons de chaque classe.....	110
Tableau 11. Règle de décision pour l'attribution des indices écologiques spécifiques de sensibilité à la fertilité phosphorique en fonction de trois critères : Forte fertilité phosphorique, Fertilité phosphorique moyenne et Faible fertilité phosphorique. Les 5 valeurs que peut prendre chacun de ces critères sont : TF « très favorisée » (l'espèce est très favorisée par le critère considéré) ; F « favorisée » (l'espèce est très favorisée par le	

critère considéré) ; I « indifférente » (l'espèce est indifférente au critère considéré) ; D « défavorisée » (l'espèce est défavorisée par le critère considéré) ; TD « très défavorisée » (l'espèce est très défavorisée par le critère considéré). On notera que toutes les possibilités ne sont pas présentées dans la pyramide de décision, seules celles qui concernent l'échantillon de 390 espèces ont été prises en compte.	113
Tableau 12. Résultat de la régression multiple expliquant le nombre d'espèces à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,46$, $p<0,0001$, $n=1281$).....	118
Tableau 13. Résultat de la régression multiple expliquant la valeur patrimoniale à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,79$, $p<0,0001$, $n=1230$).....	119
Tableau 14. Résultat de la régression multiple expliquant la valeur pastorale à partir des indices écologiques prairiaux ($R^2=0,58$, $p<0,0001$, $n=1281$).....	119
Tableau 15. Bilan de la relation obtenue par régression multiple entre chaque indice écologique prairial et la diversité végétale (nombre d'espèces et valeur patrimoniale) ou la valeur pastorale des prairies.	124
Tableau 16. Bilan des relations identifiées entre les indices écologiques et les variables caractérisant les pratiques agricoles pour trois cas : tout mode d'exploitation confondu (t), prairies pâturées (p) et prairies mixtes (m).....	135
Tableau 17. Résultats des tests de sensibilité du modèle Mostat 2. Les valeurs prises par les variables correspondent à la limite de validité du modèle (Tableau 4). Les symboles sont interprétés à partir du Tableau 5, page 85.	143
Tableau 18. Présentation des avantages et des inconvénients des principales méthodes de relevés floristiques.....	158
Tableau 19. Récapitulatif des données statistiques obtenues pour la validation des modèles de diversité végétale dans le contexte du Parc Naturel Régional de Lorraine. Le nombre de données est insuffisant pour des statistiques sur les prairies pâturées ou fauchées prises indépendamment.	162
Tableau 20. Tableau récapitulatif de la performance du modèle prédictif de la diversité végétale et de la valeur agronomique en fonction des indices écologiques (ce modèle sert à la création de Modstat2).	169
Tableau 21. Relations supposées entre les indices écologiques spécifiques (Plantureux, 1996a) et les facteurs du milieu ou anthropiques.	178
Tableau 22. Liste des variables d'entrée du modèle « Ground-FlorASyst ». Ces variables sont annuelles et rapportées à la surface considérée. Elles peuvent être discrètes, il s'agit alors de préciser la classe à laquelle elles appartiennent, ou continues et il est nécessaire de préciser la valeur réelle.	178
Tableau 23. Correspondance entre l'indice de continentalité d'Ellenberg (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991) et les probabilités de présence des espèces utilisées dans « Ground-FlorASyst ».	181
Tableau 24. Correspondance entre l'indice de température d'Ellenberg <i>et al.</i> (1991) et les probabilités de présence des espèces utilisées dans « Ground-FlorASyst ».	182
Tableau 25. Bornes fixées pour la détermination des courbes mettant en relation la probabilité de présence des espèces et le pH du sol. Ces bornes servent de paramètres pour les équations présentées en Figure 27. Le même type de bornes a été obtenu pour la fertilisation azotée ou phosphorique.	183

Tableau 26. Détails des équations des fonctions entre la probabilité de présence des espèces et le pH du sol selon les différentes valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991). Les paramètres des équations font référence au Tableau 25. Avec : P_{pH} , la probabilité de présence de l'espèce en fonction du pH et pH, la valeur observée du pH (analyse de sol donnée ou estimée par l'agriculteur). Le même type d'équation est obtenu pour la fertilisation azotée ou phosphorique.....	184
Tableau 27. Arbre de décision pour déterminer la quantité d'azote nette minéralisée par un sol de prairie permanente.....	187
Tableau 28. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la profondeur du sol (Plantureux, 1996a) et les probabilités de présence des espèces selon les classes de profondeur du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs.	189
Tableau 29. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la salinité du sol (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991) et les probabilités de présence des espèces selon les classes de salinité du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs ou des experts locaux.....	190
Tableau 30. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'humidité du sol (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991) et les probabilités de présence des espèces selon les classes d'humidité du sol. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs.	191
Tableau 31. Correspondance entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol et les probabilités de présence des espèces selon les classes de fertilité phosphorique des sols. Ces classes sont renseignées auprès des agriculteurs (analyse de sol ou dire d'expert).....	192
Tableau 32. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'un amendement calcaire et l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH du sol (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991).....	197
Tableau 33. Arbre de décision utilisé pour calculer la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la date d'exploitation.....	198
Tableau 34. Classes retenues pour les valeurs des différents critères de détermination de l'indice de vulnérance. Ces critères sont obtenus à partir de différentes bases de données (Grime <i>et al.</i> , 1988 ; Rameau <i>et al.</i> , 1989 ; Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Fitter <i>et al.</i> , 1991 ; Dorée, 1995 ; Kleyer, 1995 ; Plantureux, 1996a).....	203
Tableau 35. Règles de décision précisant les valeurs prises par l'indice de vulnérance dans les deux cas extrêmes, très favorable (F) ou très défavorable (D) au prélèvement de l'espèce par l'animal, pour chaque critère retenu.....	204
Tableau 36. Paramètres retenus pour le calcul de l'indice de vulnérance selon un système expert associé à la logique floue. Les valeurs présentées correspondent à la probabilité (exprimée de 0 à 1) qu'a une espèce de ne pas être prélevée (cas F, très favorable à l'espèce végétale) ou d'être prélevée (cas D, très défavorable à l'espèce végétale) par un animal au pâturage.	205
Tableau 37. Règles de décision précisant les valeurs prises par l'indice de défoliation dans les deux cas extrêmes, très favorable (F) ou très défavorable (D) de prélèvement de l'espèce par l'animal, pour chaque critère retenu.....	206
Tableau 38. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces végétales à la défoliation par les animaux au pâturage. Ces valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).....	206

Tableau 39. Règles de décision précisant la probabilité de présence d'une espèce dans les cas extrêmes, où chaque critère retenu (le piétinement, la défoliation et le chargement) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 8 conclusions de règles de décision.....	209
Tableau 40. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer la probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu pour évaluer l'intensité du pâturage. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).....	209
Tableau 41. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'un drainage et l'indice d'humidité du sol (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991 ; Plantureux, 1996a).	212
Tableau 42. Correspondance établie entre la probabilité de présence des espèces végétales lors d'une irrigation et l'indice d'humidité du sol (Ellenberg <i>et al.</i> , 1991 ; Plantureux, 1996a).	213
Tableau 43. Règles de décision précisant la valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion d'une espèce dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (sensibilité à l'humidité, à l'inondation et au contraste hydrique) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 8 conclusions de règles de décision.....	214
Tableau 44. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer l'indice écologique de sensibilité à la submersion d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).....	215
Tableau 45. Règles de décision précisant la probabilité de présence d'une espèce en fonction d'un apport brutal d'eau salée dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (sensibilité à la salinité et à la submersion) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 4 conclusions de règles de décision.....	216
Tableau 46. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion d'une espèce végétale en fonction de chaque critère retenu. Les valeurs sont celles prises par les critères retenus dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).....	216
Tableau 47. Règles de décision précisant la probabilité de présence spécifique dans une prairie dans les cas extrêmes où chaque critère retenu (la probabilité de présence en fonction des pratiques et celle en fonction des facteurs du milieu) est favorable (F) ou défavorable (D) à la présence de l'espèce. L'ensemble des combinaisons des critères conduit à 4 conclusions de règles de décision.....	218
Tableau 48. Tableau des limites de classes floues utilisées comme paramètre pour déterminer la probabilité de présence spécifique en fonction des pratiques et des facteurs du milieu. Les valeurs sont celles prises quand la probabilité de présence liée aux pratiques ou aux facteurs du milieu sont dans les cas extrêmes (favorable, F ou défavorable, D).	220
Tableau 49. Taux de renseignement de la base de données sur les traits biologiques des différentes espèces et des seules espèces rencontrées dans les Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude.....	225
Tableau 50. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst (le filtre utilisé est la liste complète des espèces, pour chaque Parc Naturel Régional).	229

Tableau 51. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst pour différents seuils de probabilité de présence (le filtre utilisé est l'habitat caractéristique de chaque prairie de l'échantillon, pour chaque Parc Naturel Régional).....	231
Tableau 52. Résultats de la validation du Modèle Ground-FlorASyst (le filtre utilisé est l'habitat caractéristique de chaque prairie de l'échantillon, pour chaque Parc Naturel Régional, sauf celui de la Brenne) selon que l'on considère les légumineuses (L), les graminées (G) ou les espèces diverses (D).....	233
Tableau 53. Récapitulation des données de correspondance entre les valeurs de sortie du modèle et les valeurs de l'indicateur en vue de l'élaboration d'un abaque (cas du Parc Naturel Régional de la Lorraine).....	250
Tableau 54. Scénarios des conditions du milieu retenus pour la simulation des indicateurs de diversité végétale (basés sur le modèle Ground-FlorASyst) et de valeur agronomique (basés sur le modèle Modstat2). L'habitat pris en compte est celui des prairies du plateau lorrain.	252
Tableau 55. Résultat de la simulation des indicateurs agro-écologiques à partir de données du Parc Naturel Régional de Lorraine.....	253
Tableau 56. Confrontation du modèle Ground-FlorASyst à différents modèles et indicateurs récents.....	265
Tableau 57. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,36$, $p<0,0001$).....	321
Tableau 58. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,27$, $p=0,008$).....	321
Tableau 59. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,20$, $p=0,003$, $n=62$).....	321
Tableau 60. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,40$, $p=0,03$).....	322
Tableau 61. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,48$, $p=0,001$).....	322
Tableau 62. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,50$, $p=0,004$, $n=28$).....	322
Tableau 63. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles complétées avec la connaissance de l'altitude des parcelles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,37$, $p=0,02$).....	322
Tableau 64. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies pâturées ($R^2=0,30$, $p=0,03$).....	323
Tableau 65. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies pâturées ($R^2=0,18$, $p=0,18$, $n=33$).....	323
Tableau 66. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,68$, $p=0,099$).....	323
Tableau 67. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,51$, $p=0,12$, $n=6$).....	323

Tableau 68. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,73$, $p=0,03$, $n=7$).	323
Tableau 69. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,45$, $p<0,001$, $n=66$).	324
Tableau 70. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,35$, $p<0,001$, $n=59$).	324
Tableau 71. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,34$, $p<0,001$, $n=66$).	324
Tableau 72. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,36$, $p<0,001$, $n=66$).	325
Tableau 73. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,33$, $p=0,003$, $n=66$).	325
Tableau 74. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,55$, $p<0,001$, $n=33$).	325
Tableau 75. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,52$, $p<0,005$, $n=27$).	326
Tableau 76. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,41$, $p<0,005$, $n=33$).	326
Tableau 77. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,35$, $p<0,05$, $n=27$).	326
Tableau 78. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,52$, $p=0,001$, $n=27$).	326
Tableau 79. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,70$, $p<0,001$, $n=27$).	327
Tableau 80. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,53$, $p<0,001$, $n=28$).	327
Tableau 81. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,66$, $p<0,001$, $n=28$).	327
Tableau 82. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauchées et pâturées) ($R^2=0,44$, $p<0,005$, $n=28$).	327

Tableau 83. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauchées et pâturées) ($R^2=0,33$, $p=0,003$, $n=66$).....	328
Tableau 84. Correspondance établie entre les données sur la sensibilité des espèces à la fertilité azotée des sols, issues de Kleyer (1995) ou de Gachet (2002), ou occasionnellement tirées de différentes flores (Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Dorée, 1995 ; Fitter <i>et al.</i> , 1991 ; Grime <i>et al.</i> , 1988 ; Rameau <i>et al.</i> , 1989) et des données Internet et les données de Ellenberg <i>et al.</i> (1991) (ou revues par Plantureux, 1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.	363
Tableau 85. Correspondance établie entre les données sur la profondeur d'enracinement des espèces, issues de Kleyer (1995) et les données de Plantureux (1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.	364
Tableau 86. Correspondance établie entre d'une part les données sur la sensibilité des espèces à l'humidité des sols de différentes bases (Gachet, 2002 ; Kleyer, 1995) et occasionnellement quelques flores (Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Dorée, 1995 ; Fitter <i>et al.</i> , 1991 ; Grime <i>et al.</i> , 1988 ; Rameau <i>et al.</i> , 1989) et des données Internet et d'autre part les données de Ellenberg <i>et al.</i> (1991) (ou revues par Plantureux, 1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.....	364
Tableau 87. Correspondance établie entre les données sur la sensibilité des espèces à la salinité, issues de Baseco (Gachet, 2002) et les données de Ellenberg <i>et al.</i> (1991) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.	364

Liste des figures

- Figure 1. Représentation de la place d'un indicateur dans les étapes de structuration de l'information. De la base vers le sommet, le traitement de l'information est plus finalisé, l'information est davantage condensée, simplifiée et agrégée, la fonction de communication est privilégiée (d'après le Comité d'Orientation pour les Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, CORPEN, 2003). 31
- Figure 2. Cartographie des Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude. 32
- Figure 3. Matrice présentant la relation entre les pratiques agricoles et la diversité végétale d'une part (abondance ou dominance des espèces et richesse spécifique) et d'autre part la valeur agronomique des prairies. Cette matrice est le résultat d'une analyse bibliographique (++, effet fort, + effet modéré, -, effet faible à nul, (-), effet mal ou peu renseigné par la bibliographie). 64
- Figure 4. Mise en regard du modèle de Gounot et Bouché (1974, à gauche) avec celui de Schippers et Joenje (2002, à droite), afin de montrer les interrelations dans un modèle à compartiments décrivant un écosystème prairial. 67
- Figure 5. Illustration des cas d'hétérogénéité des stations au sein d'une prairie afin de définir les modalités de réalisation des relevés floristiques. Cas A : l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a une mosaïque de stations (dès lors un seul relevé est réalisé sur l'unité de gestion). Cas B : l'hétérogénéité n'est pas la norme et il y a des stations bien distinctes (dès lors les relevés sont faits sur chacune des stations homogènes dont la surface représentera au moins 20% de l'ensemble de l'unité de gestion). 74
- Figure 6. Illustration théorique de la relation entre la contribution d'une espèce végétale (B%) et le nombre de poignées réalisé dans une prairie. 75
- Figure 7 : Correspondance entre les degrés de rareté des flores (des Abbayes, 1971 ; Lambinon, 1999) et les coefficients spécifiques de rareté. Un coefficient est déterminé pour chaque espèce. 77
- Figure 8. Illustration de la relation entre la valeur pastorale et le rendement de prairies (fauchées, pâturées ou mixtes). Le trait noir montre que la valeur pastorale définit un potentiel de production des prairies permanentes. Les données sont issues d'enquêtes réalisées dans la montagne vosgienne (données non publiées, S. Plantureux, comm. pers.). 80
- Figure 9. Test de sensibilité pour les prairies pâturées. Variation de la diversité végétale et de la valeur agronomique (carré : valeur pastorale ; triangle : nombre d'espèces ; cercle : valeur patrimoniale) en fonction d'une variation de la dernière date de sortie des animaux du pâturage à l'automne par rapport à une référence pour deux scénarios, l'un intensif l'autre extensif (voir le Tableau 4 pour le détail des références de chaque variable d'entrée). 91
- Figure 10. Test de sensibilité pour les prairies mixtes. Variation de la diversité végétale et de la valeur agronomique (carré : valeur pastorale ; triangle : nombre d'espèces ; cercle : valeur patrimoniale) en fonction d'une variation de la dernière date de sortie des animaux du pâturage à l'automne pour deux scénarios, l'un intensif l'autre extensif (voir le Tableau 4 pour le détail des références de chaque variable d'entrée). 91

- Figure 11. Représentation du profil écologique (données « non corrigées », au sens de Béguinot, 1995) de 5 espèces végétales prairiales en fonction de la fertilité phosphorique du sol (classe 1, fertilité élevée, classe 7 fertilité faible) en vue de la détermination des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces végétales à la teneur en phosphore du sol..... 104
- Figure 12. Représentation du profil écologique bi-invariant (au sens de Béguinot, 1995) de 5 espèces végétales prairiales en fonction de la fertilité phosphorique du sol (classe 1, fertilité élevée, classe 7 fertilité faible) en vue de la détermination des indices écologiques spécifiques de sensibilité des espèces végétales à la teneur en phosphore du sol (si la fréquence égale à 1 pour une classe de fertilité phosphorique, l'espèce est indifférente à la teneur en phosphore de cette classe). 105
- Figure 13. Relation existant entre les indices obtenus par un système expert classique et un système expert associé à de la logique floue..... 112
- Figure 14. Représentation schématique de la relation entre la valeur pastorale et les indices écologiques prairiaux. 121
- Figure 15. Illustration de la forme linéaire de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et la valeur pastorale d'une prairie permanente..... 121
- Figure 16. Représentation schématique de la relation entre la valeur patrimoniale (1 pour les prairies à forte valeur patrimoniale et 13 pour les prairies à faible valeur patrimoniale) des prairies et les indices écologiques prairiaux. 122
- Figure 17. Illustration de la forme linéaire de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et la valeur patrimoniale d'une prairie permanente..... 122
- Figure 18. Représentation schématique de la relation entre le nombre d'espèces végétales et les indices écologiques prairiaux..... 123
- Figure 19. Illustration de la forme unimodale de la courbe enveloppe mettant en relation l'indice écologique prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol et le nombre d'espèces végétales d'une prairie permanente. 123
- Figure 20. Illustration de la détermination du potentiel de richesse spécifique des prairies permanentes en fonction de l'indice prairial de sensibilité à la fertilité azotée du sol... 127
- Figure 21. Représentation graphique de la relation entre la valeur pastorale prédite et la valeur pastorale observée sur le terrain (cas du Parc Naturel Régional de Lorraine, **pour les données ne concernant que les prairies mixtes**). Légende : A. Modèle Modstat1 ; B. Modèle Modstat2..... 164
- Figure 22. Représentation graphique de la relation entre la valeur pastorale prédite et la valeur pastorale observée sur le terrain (cas du Parc Naturel Régional de Lorraine, **pour les données concernant tout mode d'exploitation confondu**). Légende : A. Modèle Modstat1 ; B. Modèle Modstat2..... 164
- Figure 23. Représentation graphique de la performance du modèle prédictif de la diversité végétale (nombre d'espèces et valeur patrimoniale) et de la valeur agronomique (valeur pastorale) en fonction des indices écologiques (ce modèle sert à la création de Modstat2). 168
- Figure 24. Schématisation des liens qui existent entre l'ensemble des variables d'entrée, les paramètres et les sorties du modèle expert « Ground-FlorASyst »..... 176

- Figure 25. Illustration de la méthode utilisée pour transformer les indices écologiques spécifiques (en particulier ceux d'Ellenberg *et al.*, 1991) en probabilité de présence dans le cas de variables d'entrée discrètes. L'exemple pris concerne deux valeurs de l'indice de continentalité d'Ellenberg, 3 et 7 qui sont données respectivement à des espèces peu résistantes (fig. a) et bien résistantes (fig. b) à de faibles températures hivernales. 181
- Figure 26. Illustration de la méthode utilisée pour un calcul basé sur l'utilisation d'indices. L'exemple pris concerne le calcul de la probabilité de présence en fonction d'une variable continue : le pH du sol. Le détail concerne deux valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991), 4 et 9 qui sont données respectivement à des espèces de sols acides à neutres et à des espèces de sols très basiques. 185
- Figure 27. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction du pH du sol. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de l'indice pour chaque espèce, il est ainsi possible de déterminer la réponse de cette espèce à toute valeur de pH du sol..... 186
- Figure 28. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilité du sol (quantité nette d'azote minéralisée par le sol). Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de cet indice pour une espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilité azotée..... 188
- Figure 29. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilisation azotée. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée (Ellenberg *et al.*, 1991). Connaissant la valeur de cet indice pour chaque espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilisation azotée..... 194
- Figure 30. Illustration des courbes mettant en relation les probabilités de présence d'une espèce végétale en fonction de la fertilisation phosphorique. Chaque courbe correspond à une valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique que nous avons déterminé pour différentes espèces. Connaissant la valeur de cet indice pour une espèce, il est possible de déterminer la réponse de cette espèce à la fertilisation phosphorique. 196
- Figure 31. Illustration de la relation entre le chargement instantané exprimé en logarithme népérien de kg de poids vif par hectare ($\text{Ln}(\text{Pv} \cdot \text{ha}^{-1})$) et la surface pâturée exprimée en logarithme népérien du pourcentage de surface pâturée par jour ($\text{Ln}[\text{Sp} \cdot \text{j}^{-1}]$, d'après Wade, 1991, in Agnusdei, 1999). Le pâturage rationné est en carré plein, le pâturage tournant en étoile et le pâturage continu en carré vide..... 200
- Figure 32. Illustration des fonctions d'appartenance du critère « indice écologique spécifique de sensibilité aux coupes fréquentes » et du critère « vulnérance » aux classes floues favorable (blanc ou lignes pleines) et défavorable (grisé ou lignes pointillées). 207
- Figure 33. Illustration des fonctions d'appartenance du critère « indice écologique spécifique de sensibilité au piétinement », « indice écologique spécifique de sensibilité à la défoliation » et « nombre de coupes équivalent » aux classes floues favorable (lignes pleines) et défavorable (lignes pointillées)..... 210
- Figure 34. Illustration des fonctions d'appartenance des critères « $\text{P}_{\text{pratiques}}$ » (probabilité de présence d'une espèce compte tenu des pratiques appliquées sur une prairie) et « $\text{P}_{\text{facteurs}}$ » (probabilité de présence d'une espèce compte tenu des facteurs du milieu

caractérisant une prairie) aux classes floues favorable (lignes pleines ou blanches) et défavorable (lignes pointillées ou grisées).	219
Figure 35. Illustration du lien entre les différents fichiers qui constituent le modèle « Ground-FlorASyst » (voir le texte pour les détails).	222
Figure 36. Représentation schématique de la méthode proposée pour l'élaboration de références pour transformer les sorties du modèle Ground-FlorASyst en valeurs d'indicateurs à partir de la distribution des valeurs pastorales (VP), des valeurs patrimoniales (R) et des nombres d'espèces (Nsp) pour un territoire donné.	249
Figure 37. Distribution des valeurs de richesse spécifique, de valeur pastorale et de valeur patrimoniale (rareté) des prairies permanentes sur le territoire du Parc Naturel Régional de Lorraine.	250
Figure 38. Représentation graphique des équations de l'abaque permettant de transformer les valeurs calculées par le modèle Ground-FlorASyst en valeurs d'indicateur (triangle = VPast = Valeur pastorale ; croix = Nsp = Nombre d'espèces ; cercle = VPtm = Valeur patrimoniale des prairies).	251
Figure 39. Matrice représentant l'ensemble des impacts des pratiques agricoles sur l'écosystème prairial (d'après Girardin <i>et al.</i> , 2000), avec en encadré les indicateurs mis au point dans l'étude. Légende : a pour les modules non pris en compte faute de données disponibles dans la littérature.	276

Liste des encadrés

Encadré 1. Bilan sur les pratiques ayant un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe.....	64
Encadré 2. Bilan des modèles pour notre étude.	69
Encadré 3. Bilan sur les variables à notre disposition pour la modélisation statistique.....	82
Encadré 4. Remarques générales et listes des variables utilisées pour la mise en équation des modèles.....	84
Encadré 5. Bilan sur la précision requise pour renseigner les variables caractérisant les pratiques agricoles.....	93
Encadré 6. Reformulation de l'hypothèse de départ suite aux résultats de Modstat1.....	95
Encadré 7. Bilan sur les prochaines étapes de la modélisation statistique.....	96
Encadré 8. Point sémantique sur les notions d'indice écologique spécifique et d'indice d'Ellenberg.....	99
Encadré 9. Point sémantique sur les notions d'indice écologique spécifique et d'indice prairial.	114
Encadré 10. Bilan sur les indices écologiques prairiaux retenus pour la modélisation de la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies.....	115
Encadré 11. Remarques générales et listes des variables utilisées pour la mise en équation des modèles.....	117
Encadré 12. Bilan sur la performance des modèles obtenus.....	128
Encadré 13. Rappel sur l'échantillon utilisé pour la modélisation statistique.	133
Encadré 14. Liste des variables utilisées dans les modèles décrivant l'effet des pratiques agricoles sur le indices écologiques.	134
Encadré 15. Rappel sur les équations mettant en relation la diversité végétale ou la valeur agronomique avec les indices écologiques.....	139
Encadré 16. Rappel sur les tests de sensibilité des modèles.	142
Encadré 17. Bilan des données à collecter lors des enquêtes de terrain pour renseigner les modèles tenant compte des facteurs du milieu.....	148
Encadré 18. Bilan sur la pertinence et la performance des modèles obtenus dans le chapitre 3.	153
Encadré 19. Bilan sur la performance des modèles Modstat1 et Modstat2.	170
Encadré 20. Rappel sur les systèmes experts associés à la logique floue.....	179
Encadré 21. Bilan sur les facteurs du milieu pris en compte dans le modèle Ground-FlorASyst.	193
Encadré 22. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la fertilisation et des amendements calciques et bilan des calculs qui leurs sont associés.....	198

Encadré 23. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction du mode d'exploitation et des calculs qui leurs sont associés.....	211
Encadré 24. Bilan des données prises en compte pour le calcul de la probabilité de présence des espèces végétales en fonction de la gestion de l'eau et des calculs qui leurs sont associés.....	217
Encadré 25. Rappel sur les outils statistiques utilisés pour vérifier la performance de Ground-FlorASyst pour prédire un nombre d'espèces végétales.	227
Encadré 26. Bilan sur le modèle expert Ground-FlorASyst.....	242
Encadré 27. Rappel sur le cahier des charges que nous avons fixé en introduction pour l'élaboration d'indicateurs agro-écologiques.	246
Encadré 28. Bilan sur les critères retenus dans notre étude.	260
Encadré 29. Bilan sur les modèles statistiques Modstat1 et Modstat2.....	263

Liste des annexes

Annexe 1. Ensemble des tableaux de résultats statistiques de l'expression de la diversité végétale (richesse spécifique et valeur patrimoniale) et de la valeur agronomique (valeur pastorale) en fonction des pratiques agricoles en vue de la modélisation statistique.....	321
Annexe 2. Ensemble des tableaux de résultats statistiques de l'expression des indices écologiques en fonction des pratiques agricoles en vue de la modélisation statistique.	324
Annexe 3. Liste des espèces et de leur indice écologique spécifique de sensibilité au phosphore du sol associé.	329
Annexe 4. Description écologique et agronomique des prairies retenues pour la validation des modèles.....	336
Annexe 5. Explication de l'informatisation des données du modèle « Ground-FlorASyst ».	355
Annexe 6. Liste des habitats des 6 Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude.....	365

Annexes

Annexe 1. Ensemble des tableaux de résultats statistiques de l'expression de la diversité végétale (richesse spécifique et valeur patrimoniale) et de la valeur agronomique (valeur pastorale) en fonction des pratiques agricoles en vue de la modélisation statistique.

Tableau 57. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,36$, $p<0,0001$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur pastorale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Altitude	-0,06	-0,42	3,95	59	0,00
Nombre de coupes	4,11	-0,35	1,52	59	0,13
Date de la deuxième fauche	-0,07	-0,39	2,03	59	0,05
Nombre de pâtures	-0,07	0,37	1,59	59	0,12
Constante	86,00				

Tableau 58. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,27$, $p=0,008$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Nombre d'espèces	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de première coupe	-0,01	-0,23	0,68	53	0,50
Date de troisième coupe	-0,02	-0,32	1,19	53	0,24
Date de premier pâturage	-0,04	-0,20	1,85	53	0,07
Date de dernière sortie des animaux	0,02	0,17	1,06	53	0,29
Chargement	-2,06	0,04	1,89	53	0,06
Fertilisation K	-0,05	-0,28	1,86	53	0,06
Constante	43,93				

Tableau 59. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles quel que soit le mode d'exploitation ($R^2=0,20$, $p=0,003$, $n=62$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur patrimoniale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de première coupe	0,0008	0,18	2,02	59	0,048
Date de troisième coupe	-0,0016	-0,31	2,25	59	0,001
Date de sortie des animaux	0,0014	0,21	1,70	59	0,094
Constante	1,82				

Tableau 60. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,40$, $p=0,03$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur pastorale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de première fauche	0,08	-0,07	0,69	22	0,50
Nombre de pâturages	-2,56	0,07	2,64	22	0,01
Date du premier pâturage	-0,11	-0,43	3,62	22	0,00
Date de sortie des animaux à l'automne	-0,08	-0,21	1,65	22	0,11
Fertilisation P	-0,04	-0,02	0,82	22	0,42
Constante	107,90				

Tableau 61. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,48$, $p=0,001$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Nombre d'espèces	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	-6,29	-0,38	3,46	24	0,002
Date de sortie des animaux au pâturage	0,13	0,28	3,05	24	0,005
Fertilisation K	-0,07	-0,36	2,52	24	0,019
Constante	10,95				

Tableau 62. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies mixtes ($R^2=0,50$, $p=0,004$, $n=28$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur patrimoniale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	1,11	-0,39	1,46	23	0,16
Date de première coupe	-0,01	-0,25	1,40	23	0,17
Date de troisième coupe	-0,01	-0,53	2,25	23	0,03
Chargement	-0,11	0,05	2,04	23	0,05
Fertilisation K	0,002	0,22	2,40	23	0,02
Constante	1,27				

Tableau 63. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles complétées avec la connaissance de l'altitude des parcelles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,37$, $p=0,02$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur pastorale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Altitude	-0,06	-0,50	2,71	23	0,01
Date de premier pâturage	-0,10	-1,13	1,09	23	0,01
Date de sortie des animaux à l'automne	0,05	0,17	1,50	23	0,01
Fertilisation N	0,09	0,25	1,31	23	0,01
Constante	83,14				

Tableau 64. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies pâturées ($R^2=0,30$, $p=0,03$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/Nombre d'espèces	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de premier pâturage	-0,14	-0,06	1,47	29	0,15
Date de sortie des animaux	0,06	0,34	1,69	29	0,10
Fertilisation N	0,10	0,27	0,7	29	0,09
Fertilisation K	-0,05	-0,35	-0,35	29	0,07
Constante	37,43				

Tableau 65. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies pâturées ($R^2=0,18$, $p=0,18$, $n=33$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur patrimoniale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de premier pâturage	-0,005	-0,07	1,58	29	0,12
Date de sortie des animaux	0,001	0,20	1,13	29	0,26
Chargement	0,043	0,12	0,99	29	0,32
Fertilisation N	0,003	0,27	1,85	29	0,07
Constante	2,254				

Tableau 66. Résultat statistique de l'expression de la valeur pastorale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,68$, $p=0,099$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur pastorale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	4,70	0,77	0,81	4	0,46
Date de première fauche	-0,27	-0,79	1,05	4	0,35
Constante	87,12				

Tableau 67. Résultat statistique de l'expression de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,51$, $p=0,12$, $n=6$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/Nombre d'espèces	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Altitude	0,10	0,23	1,69	6	0,14
Nombre de coupes	-12,96	-0,52	2,35	6	0,05
Constante	34,62				

Tableau 68. Résultat statistique de l'expression de la valeur patrimoniale en fonction des pratiques agricoles pour les prairies de fauche ($R^2=0,73$, $p=0,03$, $n=7$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/Valeur patrimoniale	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	-0,39	-0,82	2,68	5	0,04
Date de première coupe	0,005	0,59	0,97	5	0,37
Constante	2,58				

Annexe 2. Ensemble des tableaux de résultats statistiques de l'expression des indices écologiques en fonction des pratiques agricoles en vue de la modélisation statistique.

Tableau 69. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,45$, $p<0,001$, $n=66$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/LU	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,038552	0,29	2,00	61	0,05
Date de première coupe	-0,00057	0,16	2,25	61	0,02
Chargement	-0,27666	-0,19	2,06	61	0,04
Fertilisation N	0,001443	0,40	3,57	61	<0,001
Fertilisation K	-0,001188	-0,45	4,56	61	<0,001
Constante	7,32				

Tableau 70. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,35$, $p<0,001$, $n=59$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/N	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,679	0,05	2,96	54	0,005
Date de première coupe	-0,004	-0,08	2,70	54	0,01
Date de deuxième coupe	-0,005	0,03	2,34	54	0,02
Chargement	0,153	0,21	3,16	54	0,003
Fertilisation K	0,004	0,36	2,78	54	0,007
Constante	5,363				

Tableau 71. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,34$, $p<0,001$, $n=66$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/P	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	-0,195	0,00	2,31	59	0,024
Nombre de pâtures	-0,059	-0,17	2,42	59	0,018
Date de premier pâturage	-0,002	0,03	1,75	59	0,085
Date de sortie des animaux à l'automne	0,003	0,04	2,23	59	0,030
Fertilisation N	0,006	0,38	3,54	59	0,001
Fertilisation K	-0,002	-0,23	1,78	59	0,081
Date de troisième coupe	0,003	0,12	3,05	59	0,003
Constante	4,299				

Tableau 72. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,36$, $p<0,001$, $n=66$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/RC	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,347	-0,23	1,92	61	0,06
Date de première coupe	-0,003	-0,31	1,99	61	0,05
Chargement	0,160	0,43	3,91	61	0,0002
Fertilisation K	0,003	0,28	3,04	61	0,003
Date de deuxième coupe	-0,002	-0,19	1,50	61	0,14
Constante	6,788				

Tableau 73. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, tout mode d'exploitation confondu ($R^2=0,33$, $p=0,003$, $n=66$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/PT	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	2,000	-0,18	2,62	58	0,01
Date de première coupe	-0,014	-0,29	2,86	58	0,01
Date de premier pâturage	0,001	-0,06	0,59	58	0,56
Chargement	0,108	0,29	1,83	58	0,07
Fertilisation N	-0,002	-0,02	0,79	58	0,43
Fertilisation K	0,003	0,31	2,83	58	0,01
Date de deuxième coupe	-0,012	-0,12	2,50	58	0,02
Date de troisième coupe	-0,006	-0,04	2,26	58	0,03
Constante	6,433				

Tableau 74. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,55$, $p<0,001$, $n=33$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/LU	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de premier pâturage	0,003	0,50	2,46	29	0,020
Chargement	-0,030	0,04	1,97	29	0,058
Fertilisation N	0,001	0,52	2,04	29	0,050
Fertilisation K	-0,001	-0,50	3,34	29	0,002
Constante	6,980				

Tableau 75. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,52$, $p<0,005$, $n=27$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/N	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Altitude	0,005	0,57	4,49	22	<0,001
Nombre de pâtures	-0,067	-0,22	2,13	22	0,04
Date de premier pâturage	-0,008	0,04	1,59	22	0,13
Fertilisation N	0,009	0,14	2,70	22	0,01
Fertilisation P	-0,006	0,11	1,73	22	0,10
Constante	5,620				

Tableau 76. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,41$, $p<0,005$, $n=33$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/P	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Date de premier pâturage	0,013	0,51	2,03	30	0,05
Date de sortie des animaux à l'automne	0,003	0,22	1,39	30	0,17
Fertilisation N	0,007	0,54	2,13	30	0,04
Constante	2,085				

Tableau 77. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,35$, $p<0,05$, $n=27$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/RC	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de pâtures	-0,041	-0,34	1,47	23	0,16
Chargement	0,110	0,40	2,04	23	0,05
Fertilisation P	-0,004	0,09	1,39	23	0,18
Fertilisation K	0,005	0,27	2,19	23	0,04
Constante	7,285				

Tableau 78. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, pour les prairies pâturées ($R^2=0,52$, $p=0,001$, $n=27$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/PT	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de pâtures	-0,095	-0,351	2,97	21	0,01
Date de premier pâturage	-0,014	0,005	2,87	21	0,01
Chargement	0,084	0,263	1,51	21	0,15
Fertilisation N	0,007	0,338	2,34	21	0,03
Fertilisation P	-0,008	0,190	2,30	21	0,03
Fertilisation K	0,006	0,356	2,61	21	0,02
Constante	8,651				

Tableau 79. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière (LU) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,70$, $p<0,001$, $n=27$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/LU	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,134	0,32	2,83	22	0,010
Date de première coupe	-0,005	-0,46	3,99	22	0,001
Date de deuxième coupe	-0,001	0,33	2,21	22	0,038
Nombre de pâtures	0,012	-0,14	1,54	22	0,137
Date de sortie des animaux à l'automne	0,001	0,22	2,65	22	0,015
Fertilisation K	-0,002	-0,58	5,10	22	<0,001
Constante	7,529				

Tableau 80. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité azotée du sol (N) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,53$, $p<0,001$, $n=28$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/N	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	1,264	0,23	4,93	24	<0,001
Date de deuxième coupe	-0,009	0,03	4,61	24	<0,001
Nombre de pâtures	-0,126	-0,16	2,85	24	0,009
Date de premier pâturage	-0,006	0,01	3,32	24	0,003
Constante	6,055				

Tableau 81. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique (P) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauche et pâturage) ($R^2=0,66$, $p<0,001$, $n=28$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/P	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	-0,490	0,15	4,35	22	<0,01
Date de première coupe	-0,010	-0,20	2,61	22	0,02
Date de sortie des animaux à l'automne	0,008	0,29	5,02	22	<0,01
Chargement	0,194	0,02	3,04	22	0,01
Fertilisation K	-0,003	-0,10	2,81	22	0,01
Date de troisième coupe	0,005	0,31	5,73	22	<0,01
Constante	4,187				

Tableau 82. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance aux coupes fréquentes (RC) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauchées et pâturées) ($R^2=0,44$, $p<0,005$, $n=28$).

Variables explicatives	Coefficient	Corrélation/RC	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,682	0,12	3,22		<0,01
Date de deuxième coupe	-0,004	0,01	2,57		0,02
Chargement	0,309	0,43	4,01		<0,01
Constante	5,994				

Tableau 83. Analyse par régression multiple pas à pas de la relation entre l'indice prairial de résistance au piétinement (PT) et les données agricoles, pour les prairies mixtes (fauchées et pâturées) ($R^2=0,33$, $p=0,003$, $n=66$).

Variabes explicatives	Coefficient	Corrélation/PT	t de Student	d.d.l.	Probabilité
Nombre de coupes	0,768	0,23	2,62	23	0,02
Date de deuxième coupe	-0,005	0,14	2,23	23	0,04
Nombre de pâtures	-0,167	-0,28	3,24	23	<0,01
Date de premier pâturage	-0,006	0,03	2,84	23	0,01
Date de sortie des animaux à l'automne	-0,005	-0,20	2,11	23	0,05
Constante	9,001				

Annexe 3. Liste des espèces et de leur indice écologique spécifique de sensibilité au phosphore du sol associé.

<i>Nom latin</i>	INDICE P		
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	4,3	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	9,3
<i>Armeria plantaginea</i> Willd.	8,1	<i>Carex acuta</i> L.	4,9
<i>Arabis hirsuta</i> (L.) Scop.	1,0	<i>Colchicum autumnale</i> L.	4,1
<i>Achillea millefolium</i> L. subsp. <i>millef.</i> P.Fou.	0,0	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0,0
<i>Arnica montana</i> L.	0,0	<i>Crepis biennis</i> L.	0,0
<i>Anemona nemorosa</i> L.	4,4	<i>Chenopodium bonus-henricus</i> L.	5,0
<i>Achillea ptarmica</i> L.	0,0	<i>Carex brizoides</i> L.	9,1
<i>Ajuga reptans</i> L.	3,5	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	8,1
<i>Angelica sylvestris</i> L.	4,9	<i>Carum carvi</i> L.	0,0
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	4,1	<i>Carex spicata</i> Huds.	1,3
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	5,0	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	10,0
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> (L.) Sprengel	1,0	<i>Carduus crispus</i> L.	10,0
<i>Allium vineale</i> L.	2,0	<i>Carex curta</i> Good.	1,3
<i>Alchemilla glabra</i> Neyg.	4,5	<i>Carex caryophyllea</i> Latourr.	4,1
<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.	5,0	<i>Carex disticha</i> Huds.	0,0
<i>Ballota nigra</i> L. subsp. <i>foetida</i> (Vis.) Hayek	4,2	<i>Carex distans</i> L.	10,0
<i>Bellis perennis</i> L.	4,7	<i>Carex divulsa</i> subsp. <i>leersii</i> (Kneuc.) W. Koch	1,0
<i>Carlina acaulis</i> L.	1,0	<i>Carex divulsa</i> Stokes subsp. <i>divulsa</i>	10,0
<i>Crocus vernus</i> (L.) Hill	4,0	<i>Carex echinata</i> Murray	1,0
<i>Cirsium acaule</i> (L.) Scop.	1,0	<i>Carex elata</i> All.	5,0
<i>Chenopodium album</i> L.	3,6	<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop.	3,4
		<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	1,0
		<i>Carex flacca</i> (glauca) Schreber	2,3
		<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i> Greu.&Burd.	0,0
		<i>Campanula glomerata</i> L.	0,0
		<i>Carex hirta</i> L.	8,3
		<i>Carex hordeistichos</i> Villars	5,0
		<i>Chaerophyllum hirsutum</i> L.	5,0
		<i>Cichorium intybus</i> L.	5,0

Annexes

<i>Centaurea jacea</i> L.	0,0	<i>Carex vesicaria</i> L.	9,6
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten. (= <i>Cirsium lanceolatum</i> (C, F))	9,7	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	1,0
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	1,0	<i>Carex vulpina</i> (C, F) (= <i>Carex otrubae</i> Podp.)	3,0
<i>Circaea lutetiana</i> L.	1,0	<i>Carum verticilatum</i> (L.) Koch	2,8
<i>Conopodium majus</i> (Gouan) Loret	5,0	<i>Carex pilulifera</i> L.	2,4
<i>Crepis mollis</i> (Jacq.) Ascherson	1,0	<i>Daucus carota</i> L.	0,0
<i>Centaurea nigra</i> L.	9,5	<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	0,0
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	5,0	<i>Dactylorhiza fistulosa</i> Baumann & Künkele	3,6
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	5,8	<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soo	0,0
<i>Carex cuprina</i> Nendtwich ex. A.Kern.	4,9	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Pranth	5,0
<i>Carex ovalis</i> Good.	4,1	<i>Dipsacus fullonum</i> L. (= <i>Dipsacus sylvestris</i> (C))	1,0
<i>Crataegus laevigata</i> (Poiret) DC.	1,0	<i>Erigeron acer</i> L.	1,0
<i>Caltha palustris</i> L.	4,6	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	1,0
<i>Carex panicea</i> L.	4,0	<i>Equisetum arvense</i> L.	1,0
<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	0,0	<i>Euphorbia flavicoma</i> subsp. <i>verrucosa</i> Pignatti	3,4
<i>Carex pairae</i> F.W. Schultz	5,0	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hérit. subsp. <i>cicuta</i>	2,7
<i>Carex pallescens</i> L.	4,3	<i>Eryngium campestre</i> L.	7,2
<i>Centaurea thuillieri</i> J.Duvign. & J.Lambinon	0,0	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	1,0
<i>Cardamine pratensis</i> L. subsp. <i>pratensis</i>	0,0	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	10,0
<i>Campanula patula</i> L.	3,7	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	1,0
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	3,9	<i>Equisetum palustre</i> L.	7,0
<i>Carex praecox</i> Schreber (non Jacq.)	5,2	<i>Euphorbia platyphyllos</i> L.	1,3
<i>Campanula rapunculoides</i> L.	1,0	<i>Eleocharis palustris</i> (L) Roem. & Schult. (= <i>Scirpus palustris</i> (C, F))	4,9
<i>Cirsium rivulare</i> (Jacq.) All.	5,0	<i>Euphrasia officinalis</i> subsp. <i>pratensis</i> Sc.&Ma.	9,9
<i>Carex rostrata</i> Stokes	4,9	<i>Erica tetralix</i> L.	1,0
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	5,3	<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	1,0
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	4,4	<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.	1,0
<i>Crepis vesicaria</i> subsp. <i>taraxifolia</i> Sc.&Kel.	1,0	<i>Echium vulgare</i> L.	5,0
<i>Carex tomentosa</i> L.	5,0	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	4,7

Annexes

<i>Fragaria vesca</i> L.	1,0	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	5,1
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	1,0	<i>Hypericum tetrapterum</i> Fries	5,0
<i>Foeniculum vulgare</i> Miller	4,9	<i>Iris pseudacorus</i> L.	5,0
<i>Gentianella amarella</i> (L.) Börner	1,0	<i>Inula salicina</i> L.	1,0
<i>Geranium columbinum</i> L.	5,0	<i>Juncus articulatus</i> L.	3,2
<i>Gentiana cruciata</i> L.	4,9	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	4,4
<i>Geranium dissectum</i> L.	0,0	<i>Juncus effusus</i> L.	?
<i>Glecoma hederacea</i> L.	5,4	<i>Juncus filiformis</i> L.	5,0
<i>Gentiana lutea</i> L.	3,4	<i>Juncus inflexus</i> L.	4,9
<i>Geranium molle</i> L.	5,0	<i>Juncus tenuis</i> Willd.	1,0
<i>Galium mollugo</i> L. subsp. <i>mollugo</i>	0,0	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coulter	0,0
<i>Galium palustre</i> subsp. <i>palustre</i> L.	4,9	<i>Knautia dipsacifolia</i> Kreutzer s.l.	4,6
<i>Galium pumilum</i> Murray	5,9	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	9,5
<i>Geranium pratense</i> L.	4,4	<i>Luzula campestris</i> (L) DC (Ehrh.) Lej.	0,0
<i>Geranium pusillum</i> L.	7,8	<i>Linum catharticum</i> L.	1,0
<i>Geum rivale</i> L.	3,6	<i>Lychnis flos-cuculi</i> (L.) Greuter & Burdet	4,0
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	8,7	<i>Leontodon hispidus</i> subsp. <i>hastilis</i> Gremlin	8,6
<i>Galium saxatile</i> L.	6,3	<i>Leontodon hispidus</i> subsp. <i>hispidus</i> L.	0,0
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	1,0	<i>Lilium martagon</i> L.	1,8
<i>Galium uliginosum</i> L.	4,8	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	4,1
<i>Galium verum</i> (L.) (agg.) (<i>Cruciata glabra</i>)	0,0	<i>Listera ovata</i> (L.) R.Brown	1,0
<i>Gentiana verna</i> L.	1,0	<i>Lamium purpureum</i> L.	5,0
<i>Hieracium lactucella</i> Wallr.	?	<i>Leontodon saxatilis</i> (Vill.) Mérat	4,6
<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	4,0	<i>Lythrum salicaria</i> L.	5,0
<i>Hypericum montanum</i> L.	1,0	<i>Lloydia serotina</i> (L.) Reichb.	1,0
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	6,4	<i>Luzula sylvatica</i> (Huds.) Gaudin	4,5
<i>Hypericum perforatum</i> L.	8,9	<i>Linaria vulgaris</i> Miller	1,0
<i>Hieracium pilosella</i> L.	0,0	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	0,0
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	0,0	<i>Mentha aquatica</i> L.	1,0

Annexes

<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill (= <i>Myosotis intermedia</i> (C))	0,0	<i>Polygonum bistorta</i> L.	5,6
<i>Meum athamanticum</i> Jacq.	5,7	<i>Polygala calcarea</i> F.W. Schultz	1,0
<i>Mentha arvensis</i> L.	5,0	<i>Primula elatior</i> (L.) L.	1,9
<i>Muscari comosum</i> (L.) Miller	5,0	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rauschel	4,0
<i>Matricaria perforata</i> Merat	1,0	<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Scholler	1,0
<i>Malva moschata</i> L.	0,0	<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,0
<i>Melampyrum pratense</i> L.	4,5	<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	3,4
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	4,0	<i>Plantago media</i> L.	1,9
<i>Myosotis stricta</i> Link ex Roem. & Schultes	5,0	<i>Plantago major</i> L.	4,1
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	10,0	<i>Potentilla neumanniana</i> Reichenb.	5,0
<i>Noccaea coerulea</i> (J.&C.Presl) F.K.Meyer	4,5	<i>Phyteuma orbiculare</i> L.	6,5
<i>Narcissus poeticus</i> subsp. <i>radiiflorus</i> Baker	5,0	<i>Polygonum persicaria</i> L.	5,0
<i>Noccaea montana</i> (L.) F.K.Meyer	5,0	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	3,7
<i>Narcissus poeticus</i> L.	6,3	<i>Pedicularis palustris</i> L.	2,7
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.	3,2	<i>Parnassia palustris</i> L.	10,0
<i>Oenanthe fistulosa</i> L.	4,9	<i>Potentilla reptans</i> L.	0,0
<i>Ophrys insectifera</i> L.	1,0	<i>Phyteuma spicatum</i> L.	0,0
<i>Orchis militaris</i> L.	?	<i>Potentilla sterilis</i> (L.) Garcke (= <i>P. fragariastrum</i>)	5,0
<i>Orchis morio</i> L.	4,1	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	0,0
<i>Orchis mascula</i> (L.) L.	1,0	<i>Primula veris</i> L.	3,6
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	1,0	<i>Pulsatilla vulgaris</i> Mill.	4,9
<i>Orchis ustulata</i> L.	1,0	<i>Prunella vulgaris</i> L.	2,8
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	1,0	<i>Polygala vulgaris</i> L.	0,0
<i>Pseudorchis albida</i> (L.) A & D. Löve	1,0	<i>Ranunculus acris</i> L. (agg.)	0,0
<i>Potentilla argentea</i> L.	5,0	<i>Ranunculus aconitifolius</i> L.	5,0
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	1,1	<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>acetosella</i> L.	9,4
<i>Potentilla anserina</i> L.	5,0	<i>Rhinanthus angustifolius</i> C. C. Gmel.	1,0
<i>Polygonum aviculare</i> L. (agg)	4,9	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	5,0
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) L.C.M. Rich.	1,0	<i>Rumex acetosa</i> L.	0,0

Annexes

<i>Ranunculus auricomus</i> L.	6,7	<i>Sanguisorba minor subsp. minor</i> Scop.	0,0
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0,0	<i>Stachys officinalis</i> (L.) Trévisan	3,9
<i>Rosa canina</i> (rca)	9,6	<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	3,1
<i>Rubus canescens</i> DC.	1,0	<i>Symphytum officinale subsp. officinale</i> L.	5,8
<i>Rumex crispus</i> L.	0,0	<i>Senecio paludosus</i> L.	10,0
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	3,4	<i>Succisa pratensis</i> Moench	2,9
<i>Ranunculus flammula</i> L.	1,8	<i>Salpar pratensis</i> L.	0,0
<i>Rubus plicatus</i> Weihe & Nees	4,8	<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz et Thell.	0,0
<i>Rhinantus angustifolius subsp. grand.</i> D.A.Webb	4,0	<i>Silene viscaria</i> (L.) Jessen	1,0
<i>Rhinanthus minor</i> L.	4,4	<i>Silene vulgaris</i> (Moench.) Garcke (= <i>Silene inflata</i>)	6,1
<i>Rumex obtusifolius subsp. obtusifolius</i> L.	0,0	<i>Thlaspi arvense</i> L.	3,6
<i>Rorippa pyrenaica</i> (Lam.) Reichb.	5,0	<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	1,0
<i>Ranunculus repens</i> L.	0,0	<i>Trollius europaeus</i> L.	3,9
<i>Sedum acre</i> L.	1,0	<i>Thalictrum flavum</i> L.	5,0
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	1,0	<i>Taraxacum palustre</i> (Lyons) Symons	3,7
<i>Senecio aquaticus</i> Hill.	4,9	<i>Taraxacum officinale</i> Weber (agg.)	0,0
<i>Sinapis arvensis</i> L.	4,9	<i>Tragopogon pratensis</i> L.	4,4
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	1,0	<i>Thesium pyrenaicum</i> Pourret	1,6
<i>Sonchus arvensis</i> L.	3,3	<i>Thymus serpyllum</i> L.	5,7
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	4,1	<i>Urtica dioica</i> L.	5,0
<i>Selinum carvifolia</i> (L.) L.	10,0	<i>Veratrum album</i> L.	1,0
<i>Silene dioica</i> (L.) Clairv.	4,9	<i>Veronica arvensis</i> L.	8,8
<i>Senecio erucifolius</i> L.	1,0	<i>Viola canina</i> L.	1,0
<i>Saxifraga granulata</i> L.	7,8	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	4,2
<i>Stellaria graminea</i> L.	0,0	<i>Valeriana dioica</i> L.	4,8
<i>Stellaria holostea</i> L.	1,0	<i>Viola hirta</i> L.	1,2
<i>Scorzonera humilis</i> L.	5,3	<i>Viola tricolor</i> L.	7,0
<i>Senecio jacobaea</i> L.	4,7	<i>Valerianella locusta</i> (L.) Laterrade (= <i>Valerianella olitoria</i> (C, F))	1,0
<i>Stellaria media</i> (L.) Villars (agg.)	7,7	<i>Viola lutea</i> Hudson	3,6

Annexes

<i>Verbascum lychnitis</i> L.	5,0	<i>Calamagrostis canescens</i> (Web.) Rothm.	5,0
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	3,6	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv.	5,5
<i>Veronica officinalis</i> L.	5,1	<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC.	3,9
<i>Veronica scutellata</i> L.	7,0	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	4,5
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	4,1	<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,0
<i>Verbascum thapsus</i> L.	10,0	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. & Nevski	0,0
<i>Valeriana officinalis</i> subsp. <i>tenifolia</i> Sc.&M.	5,0	<i>Festuca arundinacea</i> Schreber	4,6
<i>Agrostis canina</i> L.	4,3	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	1,0
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i> Sch.&M.	1,5	<i>Festuca nigrescens</i> Lam.	5,0
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. & C. Presl	0,0	<i>Festuca ovina</i> L. subsp. <i>ovina</i>	1,8
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	0,0	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	5,0
<i>Agrostis gigantea</i> Roth. (=A. <i>alba</i> (C) A. <i>nigra</i> (F))	8,6	<i>Festuca rubra</i> L. subsp. <i>rubra</i>	0,0
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	4,2	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Brown	4,9
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	0,0	<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) Beauv.	0,0
<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort.	1,0	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmberg	5,0
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	0,0	<i>Holcus lanatus</i> L.	0,0
<i>Avenula pubescens</i> (Huds.) Dumort.	0,0	<i>Holcus mollis</i> L.	5,7
<i>Alopecurus rendlei</i> Eig.	3,7	<i>Hordeum secalinum</i> Schreber	5,0
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	2,3	<i>Koeleria pyramidata</i> (Lam.) Beauv. (= <i>K. cristata</i> agg.)	4,3
<i>Agrostis capillaris</i> L.	0,0	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	8,9
<i>Agrostis vinealis</i> Schreber	5,0	<i>Lolium perenne</i> L.	0,0
<i>Bromus erectus</i> Huds.	4,0	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	8,8
<i>Briza media</i> L.	0,0	<i>Nardus stricta</i> L.	10,0
<i>Bromus hordeaceus</i> ssp. <i>hordeaceus</i> (=Bromus <i>mollis</i> (C, F))	5,0	<i>Poa annua</i> L.	0,0
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. Beauv.	1,0	<i>Phleum alpinum</i> L.	5,0
<i>Bromus racemosus</i> L.	4,0	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	6,0
<i>Bromus sterilis</i> L.	5,0	<i>Poa chaixii</i> Villars	4,7
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) Beauv.	1,0	<i>Phleum pratense</i> subsp. <i>serotinum</i> Berher	5,0
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	0,0	<i>Poa palustris</i> L.	5,0

Annexes

<i>Poa angustifolia</i> L.	0,0	<i>Trifolium dubium</i> Ehrh.	0,0
<i>Poa pratensis</i> L.	0,0	<i>Trifolium filiforme</i> L.	5,0
<i>Phleum pratense</i> L.	0,0	<i>Trifolium fragiferum</i> L.	8,2
<i>Poa tripartita</i> L.	0,0	<i>Trifolium hybridum</i> L.	5,0
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P. Beauv.	0,0	<i>Trifolium incarnatum</i> L.	9,6
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) S.F. Gray	1,0	<i>Trifolium medium</i> L.	1,8
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmelin (= <i>Vulpia myurus</i>)	10,0	<i>Trifolium montanum</i> L.	4,9
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	2,9	<i>Trifolium pratense</i> L.	0,0
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Luik	1,0	<i>Trifolium repens</i> L.	0,0
<i>Genista pilosa</i> L.	5,0	<i>Trifolium spadiceum</i> L.	9,6
<i>Genistella sagittalis</i> L.	5,0	<i>Trifolium striatum</i> L.	7,0
<i>Genista tinctoria</i> L.	5,0	<i>Trifolium subterraneum</i> L.	1,0
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	5,0	<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> (L.) Ehrh.	0,0
<i>Lotus corniculatus</i> subsp. <i>corniculatus</i> Asch.	0,0	<i>Vicia cracca</i> L. subsp. <i>cracca</i>	3,8
<i>Lathyrus linifolius</i> subsp. <i>montanus</i> Bässler	7,4	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S.F. Gray	0,0
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	0,0	<i>Vicia lutea</i> L.	5,0
<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	1,0	<i>Vicia sepium</i> L.	0,0
<i>Lotus glaber</i> Mill.	10,0	<i>Vicia tenuifolia</i> Roth.	8,3
<i>Lotus uliginosus</i> Schkuhr	8,6	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreber	4,9
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	1,0	<i>Vicia villosa</i> Roth.	3,7
<i>Medicago falcata</i> L.	1,0		
<i>Medicago lupulina</i> L.	3,8		
<i>Medicago sativa</i> L.	10,0		
<i>Ornithopus perpusillus</i> L.	3,0		
<i>Ononis spinosa</i> L. subsp. <i>procurrens</i> (Wallr.) Briq.	5,9		
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L.	9,2		
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	4,0		
<i>Trifolium arvense</i> L.	4,9		
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	4,6		

Annexe 4. Description écologique et agronomique des prairies retenues pour la validation des modèles.

Nous présentons tout d'abord les caractéristiques des exploitations retenues dans chaque Parc Naturel Régional dont nous avons pu obtenir les données pour notre étude, puis nous décrivons les prairies de chacune des exploitations.

Description sommaire des caractéristiques des exploitations :

L'objectif n'est pas de faire une analyse technico-économique des exploitations, ceci étant hors-sujet par rapport à notre objectif de thèse. Nous ne présentons que quelques données permettant de comprendre le contexte global dans lequel s'inscrivent les prairies étudiées.

Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges :

EARL Curien :

L'exploitation est située sur le territoire d'une commune désireuse de préserver les agriculteurs sur son territoire, mais subissant beaucoup de pression foncière par l'activité touristique en développement.

Il s'agit d'une exploitation reprise en 1993 de 59 ha de SAU⁶⁴ dont 6 ha en propre, le reste étant en location. La production laitière permet à l'exploitant de fabriquer du Munster qu'il vend à la ferme et en coopérative.

Le parcellaire est très éclaté (jusqu'à la Vologne), mais l'ensemble des parcelles se trouvent à plus de 600m d'altitude, au-dessus de la Bresse.

L'exploitant est très sensibilisé aux questions d'autonomie d'exploitation. Ainsi, il ne met pas d'engrais chimiques sur ses parcelles qu'il remplace par un apport important de fumier afin de garder son autonomie fourragère. Il est important pour l'exploitant de ne pas avoir à acheter de regain, en raison d'une absence de traçabilité de l'herbe⁶⁵. L'objectif est d'avoir des plantes « de terroir » tout en étant autonome dans la production.

GAEC du Schickel :

Ce GAEC basé en Alsace dispose d'une SAU de 69 ha dont 12 ha en propriété dans la montagne vosgienne et 12 ha en location et 8 ha en propre dans la vallée, en plaine d'Alsace.

Cette exploitation productrice de viande bovine et de lait est en conversion vers l'agriculture biologique.

Parc Naturel Régional de la Brenne :

⁶⁴ Surface Agricole Utile.

⁶⁵ Mr Curien a acheté de l'herbe dont il a appris ensuite qu'elle avait été fertilisée avec des boues d'épandage, dont il ne dispose pas des analyses.

GAEC de la Rucherie :

Il s'agit d'un GAEC signé entre un couple d'exploitants, basés à la Rucherie et leur cousin, basé aux Mognaises, qui ont chacun la responsabilité d'un ensemble de parcelles bien défini.

L'exploitation de 425 hectares de SAU s'étend sur 3 sites :

- La Rucherie : 213 ha ;
- Les Mognaises : 128 ha ;
- Chanterelles : 90 ha.

Seuls les deux premiers sites ont été retenus pour la validation, car le troisième est utilisé de manière très extensive, sans diversité de pratiques.

L'exploitation dispose de 3,5 UTH pour 38 ha de cultures et 390 ha de prairies avec 210 vaches allaitantes, 2 parcs à sangliers et un étang pour pisciculture.

L'exploitation est en opération locale agri-environnementale et reçoit prime à l'herbe.

Exploitation de la Chaume :

L'exploitation s'étend sur 113 ha de SAU avec :

- 10 ha de culture (2001 : triticales ; 2002 millet ou maïs) ;
- 83 ha de prairies naturelles avec renouvellement de 3 ha ;
- 20 ha de milieu mi-prairie, mi-friche (haies larges).

Toutes les parcelles de prairies naturelles sont en l'état depuis au moins 25 ans, période de l'installation des exploitants actuels.

Le cheptel comprend 65 vaches allaitantes, 12 génisses de renouvellement, 3 taureaux.

Le couple exploitant a pour objectif d'avoir des animaux sains et une alimentation saine et de maintenir une certaine autonomie d'exploitation. Ainsi, les compléments alimentaires ne sont pas employés dans l'alimentation et les vaches sont laissées libres sur les parcelles, avec une conduite des troupeaux très souple. En outre, le fumier est préféré aux engrais produits chimiques pour la fertilisation des prairies, pour des raisons d'autonomie et aussi de coût des produits.

L'exploitation est en opération locale agri-environnementale et reçoit la prime à l'herbe.

Parc Naturel Régional de Lorraine :

Exploitation Gangloff :

Cette exploitation a une SAU de 85 ha, dont 55 ha de prairies permanentes.

Le cheptel est composé de 55 vaches allaitantes. Les broutards mâles sont vendus et les génisses servent au renouvellement du troupeau ou partent en boucherie.

Exploitation Zabel :

Cet exploitant a déjà fait l'objet d'un suivi lors des enquêtes sur les prairies d'intérêt floristique du Parc Naturel Régional de Lorraine en 1999 (Blouet *et al.*, 1999).

Parc Naturel Régional du Pilat :

Exploitation Poinard :

L'exploitation dispose d'une surface globale de 62,2 ha dont 21 ha en fermage, la SAU représentant 37 ha dont 30 ha en surface pastorale.

Le cheptel est composé de 24 poneys, 27 vaches laitières et 33 génisses (11 de chaque âge environ). L'exploitation a droit à 145 000 litres de quota laitier pour 170 000 litres produits. La différence sert au nourrissage des veaux.

L'exploitant actuel est installé depuis 1973.

Exploitation Desfonds :

L'exploitation couvre une surface de 54,8 ha dont 47,8 ha en fermage. La SAU représente 50 ha dont 49 ha de SFP⁶⁶ et 5 ha en surface pastorale.

Cheptel de 54 UGB pour production de lait (210 000 litres de lait de quota).

L'exploitant actuel est installé depuis 1981.

⁶⁶ Surface Fourragère Principale.

Description des prairies permanentes de chaque exploitation retenue pour la validation des modèles :

Il s'agit de l'analyse des relevés par le logiciel FLORA-sys (Plantureux, 1996a) et d'observations de terrain réalisées par les botanistes en charge des relevés, synthétisées dans les tableaux suivants par exploitation.

Prairies du Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges :

EARL Curien :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Conditions thermiques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
Parcelle C2	Il s'agit d'une prairie permanente de qualité médiocre.	Les conditions hydriques sont favorables à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Les conditions hydriques étant par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Les conditions thermiques sont assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé pour assurer une bonne production. On note une tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'épuisement
Parcelle C3	Prairie permanente de qualité moyenne.	La situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, laquelle est difficile à envisager compte tenu des conditions techniques, seule une intensification modérée est recommandable.	Les conditions thermiques sont assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est très insuffisant et peut-être un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol pauvre en azote avec tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
Parcelle C4	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification malgré des conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risquant ainsi d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant. L'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique intensive des années précédentes.
Parcelle C5	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche. La production est donc incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Seule une intensification modérée est recommandable. Les conditions hydriques sont par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, avec un sol en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle C6	idem / C5	idem / C5	idem / C5	idem / C5	idem / C5
Parcelle C7	Prairie permanente de qualité médiocre.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Les conditions hydriques sont par ailleurs	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est très insuffisant et il est un facteur limitant de la productivité. Le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol très pauvre en azote et en cours d'épuisement.

Annexes

		très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.			
Parcelle C9	idem / C7	idem / C7	idem / C7	idem / C7	idem / C7
Parcelle C16	idem / C7	idem / C7	idem / C7	idem / C7	idem / C7
Parcelle C17	idem / C7	idem / C7	idem / C7	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant. L'apport de chaux est recommandé, bien que l'état calcique soit stable dans le temps.	Sol pauvre en azote mais la fertilité azotée est stable dans le temps.
Parcelle C19	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche qui entraîne une production incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Seule une intensification modérée est recommandable. Les conditions hydriques sont par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Les conditions thermiques sont favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller car le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'amélioration grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle C20	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation assez sèche. La production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Seule une intensification modérée est recommandable.	Les conditions thermiques sont assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable sur le plan agronomique, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol pauvre en azote, mais la fertilité azotée est stable dans le temps.
Parcelle C21	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification, mais les conditions hydriques sont par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable au plan agronomique, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol pauvre en azote avec une tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
Parcelle C22	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation hydrique favorable à la production fourragère, sans obstacle à l'intensification. Cependant, les conditions hydriques sont assez contrastées, la repousse estivale peut donc être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, malgré un sol en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle C23	idem / C22	idem / C22	idem / C22	idem / C22	idem / C22
Parcelle C24	idem / C22	idem / C22	idem / C22	idem / C22	idem / C22
Parcelle C25	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est très insuffisant et il est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'épuisement.

GAEC Schickel :

Número de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Conditions thermiques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
Parcelle SCHHA1 (Hautes	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation favorable à la production fourragère, sans obstacle à l'intensification. Les conditions hydriques sont par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé, d'autant plus qu'il y a une tendance à	Sol pauvre en azote avec tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des

Annexes

Chaumes)		d'être faible.		l'acidification du sol en surface.	années précédentes.
Parcelle SCHHA2(Hautes Chaumes)	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation favorable à la production fourragère, sans obstacle à l'intensification. Les conditions hydriques sont peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus qu'il y a une tendance à l'acidification du sol en surface.	Sol pauvre en azote avec tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle SCHHA3 (Hautes Chaumes)	Prairie permanente de qualité médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Les conditions hydriques sont par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol très pauvre en azote et en cours d'épuisement.
Parcelle SCHHA4 (Hautes Chaumes)	Prairie permanente de qualité médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Les conditions hydriques sont par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut donc être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le sol est très pauvre en azote et en cours d'épuisement.
Parcelle SCHHA5 (Hautes Chaumes)	Parcours de qualité très médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol très pauvre en azote en cours d'épuisement.
Parcelle SCH06 (Hautes Chaumes)	idem / Sch4	idem / Sch4	idem / Sch4	idem / Sch4	idem / Sch4
Parcelle SCHH09 (Hautes Chaumes)	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère, sans obstacle à l'intensification. Les conditions hydriques sont par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut donc être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'épuisement.
Parcelle SCHH11 (Hautes Chaumes)	Parcours de qualité très médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. Les conditions hydriques sont par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol très pauvre en azote en cours d'épuisement.
Parcelle SCHV01 (Vallée)	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère sans obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Une amélioration du pH de la surface du sol est probablement consécutive à des apports de chaux.	Bonne fertilité azotée du sol avec tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle SCHV02 (Vallée)	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère sans obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller même si une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol est notée.	Sol riche à très riche en azote, avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle	Prairie permanente	Situation favorable à la production fourragère mais	Conditions thermiques	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas	Sol riche à très riche en azote avec une

Annexes

SCHV03 (Vallée)	de qualité moyenne.	l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	favorables à la production fourragère.	limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol en cours d'acidification en surface.	tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle SCHV04 (Vallée)	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère, sans obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller car le sol est en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle SCHV06 (Vallée)	idem / Sch04	idem / Sch04	idem / Sch04	idem / Sch04	idem / Sch04
Parcelle SCHV07 (Vallée)	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé, d'autant plus que le sol en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol stable dans le temps.
Parcelle SCHV08 (Vallée)	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote. Amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets grâce aux effets de la fertilisation organique intensive des années précédentes.
Parcelle SCHV09 (Vallée)	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable d'autant plus que le sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets grâce aux effets de la fertilisation organique intensive des années précédentes.
Parcelle SCHV11 (Vallée)	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets grâce aux effets de la fertilisation organique intensive des années précédentes.
Parcelle SCHV12 (Vallée)	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère sans obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
Parcelle SCHV17 (Vallée)	Prairie permanente de qualité moyenne.	situation favorable à la production fourragère sans obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets grâce aux effets de la fertilisation organique intensive des années précédentes.
Parcelle SCHV51	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse,	Conditions thermiques favorables à la	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé	Bonne fertilité azotée du sol, avec une tendance à l'épuisement de la fertilité

(Vallée)		notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	production fourragère.	d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	azotée du sol.
Parcelle SCHV52 (Vallée)	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut donc être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec la fertilité azotée est stable dans le temps.

Prairies du Parc Naturel Régional de la Brenne :

Les prairies qui ont été utilisées pour la validation de l'indicateur sont soit des prairies permanentes (dites « naturelles ») soit des prairies déclarées temporaires mais qui ne font pas l'objet de labour, compte tenu par exemple de la proximité d'étang.

Exploitation de La Chaume :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques		Conditions Thermique Etat calcique	Fertilité azotée du sol
BC102	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon. Tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
BC104	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
BC120	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable. Sol en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
BC123	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement	Bonne fertilité azotée du sol avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.

				consécutive ... des apports de chaux).	
BC190	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Conditions hydriques : situation favorable ... la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote, avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.
BC195	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique stable dans le temps reste néanmoins à surveiller.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique des années précédentes.

GAEC de La Rucherie : partie des Mognaises :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Conditions thermiques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
BM103A	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique stable dans le temps reste néanmoins à surveiller. Tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec cependant un sol en cours d'épuisement en azote.
BM103B	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une tendance à l'épuisement.
BM105A	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon. Tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BM105B	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A
BM105C	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A	idem / BM105A
BM138A	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol, avec nette amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BM149A	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Prairie parfois inondable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon. Tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.

Annexes

BM149B	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon. Tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BM156A	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Prairie parfois inondable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Assez bonne fertilité azotée du sol, avec tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BM58	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon. Tendance à l'amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BM82A	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec sol en cours d'épuisement en azote.
BM89	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec sol en cours d'épuisement en azote.
BM90	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec sol en cours d'épuisement en azote.

GAEC de La Rucherie : partie de La Rucherie :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol	
BR1308	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BR255	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes.	Sol riche à très riche en azote avec amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BR262	Prairie permanente	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas	Conditions thermiques	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de	Le niveau de la fertilité azotée du sol est

Annexes

	de bonne qualité.	d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	favorables à la production fourragère.	problèmes. Tendance à l'acidification du sol en surface.	assez bon, mais le sol est en cours d'épuisement en azote.
BR269B	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, mais il y a une tendance à l'épuisement.
BR269D	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BR271A	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BR273	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.
BR372	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une tendance à l'amélioration grâce aux effets de la fertilisation organique et minérale des années précédentes.

Prairies du Parc Naturel Régional de Lorraine :

Pour toutes les parcelles, l'analyse par FLORA-sys montre que les conditions thermiques sont favorables à la production fourragère. Nous détaillons les résultats et observations pour les autres critères.

Exploitation Zabel :

Número de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
PNR1	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR2	Prairie permanente d'assez bonne	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive.	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets

Annexes

	qualité.	repousse estivale risque d'être faible.	Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR3	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. L'état calcique est stable dans le temps.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
PNR4	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller car le sol est en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR5	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller avec une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR6	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes d'autant plus qu'une tendance à l'amélioration du pH est observée à la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon et stable dans le temps.
PNR7	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes compte tenu d'une amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
PNR8	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller bien que l'on note une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR9A	Prairie permanente de bonne qualité	idem / PNR 9	idem / PNR 9	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR9B	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR9C	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes et il est stable dans le temps.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon, avec une tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
PNR10	Prairie permanente d'excellente qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller, avec une tendance à	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale

Annexes

			l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	intensive des années précédentes.
PNR11	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller, avec une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR12	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé, d'autant plus que le sol est en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR13	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR14	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol, avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR15	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins ... surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR16	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller car on note une tendance à l'acidification du sol en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR17	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR18	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Tendance à l'acidification du sol en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR19	idem / PNR 18	idem / PNR 18	idem / PNR 18	idem / PNR 18
PNR20	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller, même s'il tend à rester stable dans le temps.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR21	Prairie permanente	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être	Sol modérément acide, à surveiller dans le cas d'une	Sol riche à très riche en azote avec une

	d'assez bonne qualité.	difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR22	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Prairie parfois inondable ou présence temporaire d'une nappe perchée. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.

Exploitation Gangloff :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
PNR23	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé. Sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche très riche en azote avec une amélioration très nette grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR24	Prairie permanente de très bonne qualité.	Conditions hydriques : situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	L'état calcique très insuffisant est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable. Sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR25	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR26	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive ... des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR27	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. L'état calcique est stable dans le temps.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR28	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR29	Prairie permanente de très bonne	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol	Bonne fertilité azotée du sol. Tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux

Annexes

	qualité.	repousse estivale risque d'être faible.	(probablement consécutive à des apports de chaux).	effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
PNR30	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote, avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR31	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR32	Parcours de qualité très médiocre.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Prairie inondable ou soumise à des excès d'eau durables. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon mais le sol est en cours d'épuisement en azote.
PNR33	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification.	Sol modérément acide, l'état calcique n'est à surveiller que dans le cas d'une fertilisation intensive. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR34	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. L'état calcique est stable dans le temps.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR35	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller. Sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
PNR36	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.

Prairies du Parc Naturel Régional du Pilat :

Exploitation Desfonds

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Conditions thermiques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
DES001	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Haut de la parcelle. Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon et il reste stable dans le temps.
DES002	Prairie permanente de qualité moyenne.	Relevé sur partie sèche de la parcelle. Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
DES003	Parcours de qualité très médiocre.	Bas marais. Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Sol très pauvre en azote en cours d'épuisement.
DES004	Prairie permanente de qualité moyenne.	Replat entre 2 fossés. Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé car le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
DES005	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique, stable dans le temps, reste néanmoins à surveiller.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
DES006	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Partie sèche de la parcelle. Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut donc être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandée en raison d'un sol en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.

Annexes

DES007	Prairie permanente de qualité moyenne.	Partie humide de la parcelle. Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique, stable dans le temps, reste néanmoins à surveiller.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
DES008	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, l'apport de chaux est néanmoins recommandé.	Sol pauvre en azote en cours d'épuisement.
DES011	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, néanmoins l'apport de chaux est recommandé.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
DES012	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Prairie parfois inondable ou présence temporaire d'une nappe perchée. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, néanmoins l'apport de chaux est recommandé en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.

Exploitation Poinard :

Numéro de parcelle	Qualité de la prairie	Conditions hydriques	Conditions thermiques	Etat calcique	Fertilité azotée du sol
POI001	Prairie permanente de qualité moyenne.	Conditions hydriques : situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique, stable dans le temps reste néanmoins à surveiller.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
POI002	Prairie permanente de bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs peu contrastées.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller car le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
POI003	Prairie permanente de qualité moyenne.	Partie humide de la parcelle. Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques	Conditions thermiques assez froides, notamment au	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller malgré une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années

Annexes

		par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	printemps.	(probablement consécutive à des apports de chaux).	précédentes.
POI004	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Parcelle sous un bois. Situation favorable à la production fourragère mais l'exploitation peut être difficile en période très pluvieuse, notamment au printemps. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller malgré une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
POI005	Prairie permanente de qualité assez médiocre.	Conditions hydriques : situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Prairie parfois inondable ou présence temporaire d'une nappe perchée. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé car le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon et il est stable dans le temps.
POI006	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Bonne fertilité azotée du sol avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
POI007	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé en raison d'une tendance à l'acidification du sol en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
POI008	Prairie permanente de qualité médiocre.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, l'apport de chaux est néanmoins recommandé.	Sol pauvre en azote mais la fertilité azotée est stable dans le temps.
POI009	Prairie permanente de qualité médiocre.	Parcelle très humide assimilable à une tourbière. Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est très insuffisant et il est un facteur limitant de la productivité. L'apport de chaux est indispensable d'autant plus qu'on note une tendance à l'acidification du sol en surface.	Sol pauvre en azote mais la fertilité azotée est stable dans le temps.
POI0010	Prairie permanente de qualité médiocre.	Fond de parcelle près d'un ruisseau. Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, l'apport de chaux est néanmoins recommandé.	Sol pauvre en azote avec une tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
POI011	Prairie permanente	Parcelle sous la maison, le long de la route. Situation très	Conditions	Sol acide, mais cet état n'affecte pas directement ou	Sol pauvre en azote en cours d'épuisement.

Annexes

	de qualité médiocre.	humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	thermiques assez froides, notamment au printemps.	indirectement la productivité actuelle. L'état calcique reste néanmoins à surveiller en raison d'une tendance à l'amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	
POI013	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation humide, l'assainissement est souhaitable pour permettre une exploitation rationnelle de l'herbe et valoriser la fertilisation. Seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé car le sol est en cours d'acidification en surface.	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.
POI014	Prairie permanente de qualité médiocre.	Situation très humide, l'assainissement est indispensable avant toute autre mesure d'intensification. Le pâturage et la récolte de l'herbe sont impossibles en période très pluvieuse. Prairie parfois inondable ou présence temporaire d'une nappe perchée. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque d'être faible.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais il n'est pas limitant et il est stable dans le temps, l'apport de chaux est néanmoins recommandé.	Sol pauvre en azote avec tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
POI015	Prairie permanente d'assez bonne qualité.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable.	Conditions thermiques assez froides, notamment au printemps.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé car le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une tendance à l'amélioration de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale des années précédentes.
POI016	Prairie permanente de qualité moyenne.	Situation assez sèche, la production est incertaine et étroitement liée aux conditions météorologiques. En l'absence d'irrigation, seule une intensification modérée est recommandable. Conditions hydriques par ailleurs très contrastées, la repousse estivale risque donc d'être faible.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	L'état calcique est insuffisant mais n'est pas limitant, l'apport de chaux est recommandé car le sol est en cours d'acidification en surface.	Le niveau de la fertilité azotée du sol est assez bon avec une tendance à l'épuisement de la fertilité azotée du sol.
POI017	Prairie permanente de très bonne qualité.	Situation favorable à la production fourragère. Il n'y a pas d'obstacle à l'intensification. Conditions hydriques par ailleurs assez contrastées, la repousse estivale peut être aléatoire.	Conditions thermiques favorables à la production fourragère.	Sol neutre à alcalin, l'état calcique ne pose pas de problèmes. Amélioration du pH de la surface du sol (probablement consécutive à des apports de chaux).	Sol riche à très riche en azote avec une amélioration très nette de la fertilité azotée grâce aux effets de la fertilisation organique ou minérale intensive des années précédentes.

Annexe 5. Explication de l'informatisation des données du modèle « Ground-FlorASyst ».

Toute l'informatisation du modèle a été réalisée avec le logiciel Excel[®]. Tous les fichiers sont donc sous l'extension « .xls ». Les fichiers sont liés les uns aux autres selon le schéma présenté dans la Figure 35.

Liste détaillée des fichiers et dossiers dans le modèle « Ground-FlorASyst » :

« Feuille de calcul à la parcelle » : fichier principal qui permet le calcul des probabilités de présence et de la probabilité de présence spécifique à l'échelle d'une parcelle ou d'une station. Ce fichier est renseigné en amont par des fichiers de calculs intermédiaires.

Dans le dossier « calcul intermédiaires » se trouvent les fichiers suivants :

- Fichiers servant à détermination d'équation faisant la relation entre une pratique agricole ou un facteur du milieu et une probabilité de présence pour chaque espèce :
 - Pour les pratiques :
 - « Détermination des équations Fertilisation N »
 - « Détermination des équations Piétinement »
 - « Détermination des équations Date d'exploitation »
 - « Détermination des équations Fertilisation P »
 - « Détermination des équations Amendement »
 - « Détermination des équations Gestion de l'eau »
 - Pour les facteurs du milieu :
 - « Détermination des équations pH du sol »
 - « Détermination des équations fertilité N sol »
 - « Détermination des équations Sol et climat »
- Fichiers servant à la détermination d'indices non disponibles dans la bibliographie :
 - « Indice écologique spécifique de sensibilité à la fauche » :
 - « Indice de vulnérance » :
 - « Indice de défoliation » :
 - « Indice d'ouverture de vannes » :
- Fichiers permettant d'affiner les résultats obtenus dans le fichier de calcul à l'échelle parcellaire :
 - « Habitats des PNR » : ce fichier précise la liste des espèces végétales par type d'habitat dans chaque parc Naturel Régional impliqué dans l'étude.
 - « Traits biologiques » : ce fichier contient un ensemble de caractéristiques biologiques pour chacune des 2912 espèces végétales recensées.
 - « Statut patrimonial » : ce fichier précise le statut patrimonial des espèces.

La construction de ces différents fichiers est détaillée dans les paragraphes suivants. Dans tous les cas, la première colonne de ces fichiers contient la liste cumulée de toutes les espèces végétales que l'on rencontre dans les Parcs Naturels Régionaux impliqués dans le projet⁶⁷. Les autres colonnes concernent les données propres à chaque fichier.

Nature et origine des données :

Les données utilisées ont trois sources différentes :

- la bibliographie : la littérature scientifique internationale et la littérature grise obtenue auprès des Parcs Naturels Régionaux ;
- les avis d'expert notamment des Parcs Naturels et des Conservatoires Botaniques ;
- le traitement de données expérimentales collectées auprès de différentes sources.

Les données peuvent être sous différentes formes :

- indices sur une échelle variable : de 0 à 9 (Ellenberg *et al.*, 1991) ou 0 à 10 (Plantureux, 1996a) dans le cas des bases concernant les facteurs écologiques (pH, humidité, lumière, etc.) ou anthropiques (piétinement, fréquence de coupe, etc.)
- sous forme binaire : 0 ou 1 (Plantureux, 1996a) pour certaines informations écologiques telles que la sensibilité à l'immersion, mais aussi pour l'ensemble des données sur la présence des espèces dans les Parcs Naturels Régionaux, ou sur le statut patrimonial des espèces ;
- au format texte : pour certaines données écologiques (Gachet, 2002 ; Kleyer, 1995).

Harmonisation des données issues des différentes sources d'information :

Avant l'informatisation des données, une première étape consiste en l'harmonisation des données issues des différentes sources d'information à notre disposition.

Toutes les données au format texte sont traduites en un code de lettres :

- quand l'information est binaire (présence/absence), toutes les données prennent la valeur oui ou non
- quand il s'agit d'informations sur des critères aux valeurs multiples, alors le code comporte une ou deux lettres représentatives de la valeur.

Pour les données numériques, les données de Plantureux (1996a) et Ellenberg *et al.* (1991) nous ont servi de référence car elles sont par nature quasiment identiques et ce sont elles qui donnent les informations écologiques les plus précises pour un très grand nombre d'espèces. Dans Ellenberg *et al.* (1991), l'échelle des indices va de 0 à 9, sauf dans le cas de l'humidité où l'échelle va de 0 à 12, les valeurs 10, 11 et 12 étant attribuées aux espèces flottantes. Dans le cas de Plantureux (1996a), l'échelle va de 0 à 10. Nous avons donc ajusté

⁶⁷ Et même au-delà des 6 Parcs Naturels, puisque près de 2912 espèces sont recensées dans la base de « Ground FlorASyst ».

les deux échelles par une simple règle de trois. Sauf dans le cas de la salinité du sol et de l'humidité, la valeur 0 se trouve toujours affectée de la probabilité 0,66 car elle correspond aux espèces insensibles aux variations du critère considéré. Ces informations ont été complétées par les données contenues dans les bases de Kleyer (1995), de Gachet (2002), de différentes flores (Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Dorée, 1995 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989) et des données Internet. Toutes les informations sont harmonisées sur une échelle de 0 à 10. L'harmonisation des données est présentée dans le Tableau 84, le Tableau 85, le Tableau 86 et le Tableau 87.

Construction des fichiers :

Nous détaillons ci-après la construction de chaque fichier et les liens entre eux sont aussi décrits.

« Feuille de calcul à la parcelle » :

Ce fichier contient trois onglets :

- 1) « Données » : ensemble des données sur les pratiques et les facteurs du milieu : c'est cet onglet qu'il faut compléter (dans les cases colorées) afin d'apporter les variables d'entrée qui permettent le calcul des probabilités de présence.
- 2) « Paramètres » : cet onglet contient les paramètres nécessaires aux calculs des systèmes experts associés à la logique floue. Ces calculs sont effectués dans l'onglet suivant.
- 3) « Calcul à la parcelle » : dans cet onglet sont calculées : i) les probabilités de présence de chaque espèce par pratique et par facteur du milieu, ii) la probabilité de présence spécifique, iii) l'indice final qui donne une valeur écologique et patrimoniale pour toute la prairie, après filtrage par les fichier « habitat » et l'application du fichier « statut patrimonial ». Ces calculs sont pour certains faits dans le fichier directement, d'autres nécessitent d'aller chercher de l'information dans les fichiers de calculs intermédiaires. Cette recherche est bien entendu automatisée.

Nous détaillons donc ci-après la structure des fichiers de calculs intermédiaires.

« Détermination des équations Fertilisation N » :

Ce fichier contient 5 onglets :

- deux onglets informatifs :
 - « indices FLORA » : cet onglet rappelle les valeurs de l'indice tiré de FLORA-sys et qui a servi de référence aux calculs. Cet onglet est en lien avec le fichier « calcul à la parcelle » car c'est la valeur de l'indice qui détermine quelle équation retenir pour le calcul de la probabilité de présence en fonction de la fertilisation.
 - « Graphes » : illustration de l'allure des courbes des équations.
- trois onglets de calcul :

- « Base des graphes » : cet onglet ne sert qu'aux illustrations des graphes et pas au modèle
- « Paramètres » : il s'agit des paramètres des équations. Il définit les seuils de probabilité et les seuils de fertilisation azotée pour chaque indice présenté dans l'onglet « FLORA »
- « Calcul pour feuille parcelle » : cet onglet est directement en relation avec le fichier de calcul à la parcelle : la dose indiquée est celle précisée dans les données agricoles et le résultat des équations est renvoyé dans le fichier de calcul à la parcelle (colonne « fertilisation azotée »).

« Détermination des équations Date d'exploitation »

Ce fichier contient trois onglets :

- une légende explicative
- « données » : cet onglet est une base de données des dates de pollinisation des espèces végétales
- « calcul » : cet onglet est renseigné par la date d'exploitation qui est entrée dans l'onglet « données » du fichier « calcul à la parcelle ». La valeur prise dans cet onglet est renvoyée dans la colonne « probabilité de présence en fonction de la date d'exploitation » du fichier « calcul à la parcelle ».

« Détermination des équations Fertilisation P »

Ce fichier a la même structure que le fichier « Détermination des équations Fertilisation N ». Ce fichier est en lien avec la colonne « probabilité de présence en fonction de la fertilisation Phosphorique » du fichier « calcul à la parcelle ». Par ailleurs, la donnée agricole « fertilisation phosphorique » de ce dernier fichier sert au calcul dans l'onglet « calcul pour feuille parcelle ». La valeur prise par chaque indice dans cet onglet est renvoyée dans la colonne « probabilité de présence en fonction de la fertilisation Phosphorique » du fichier « calcul à la parcelle ».

« Détermination des équations Amendement »

Ce fichier contient deux onglets. Un premier onglet « indices de FLORA » rappelle les valeurs des indices écologiques spécifiques de sensibilité au pH pour chaque espèce de la base de donnée issus de FLORA-sys.

Le second onglet s'intitule « calcul pour feuille parcelle ». Dans cet onglet, l'interaction entre une espèce végétale (en ligne) et l'amendement est codée de 0 à 1 (avec un seuil à 0,33 et un autre à 0,66) lorsque l'information est disponible. Ce code correspond à la probabilité de présence des espèces en fonction de l'apport de calcaire. Une seule colonne a été considérée.

0 est attribué aux espèces qui sont absentes si l'on apporte de la chaux. 1 est attribuée aux espèces fortement favorisée par un apport de chaux. Les valeurs 0,33 et 0,66 sont pour les cas intermédiaires, respectivement si l'espèce est assez défavorisée et assez favorisée par les amendements calciques.

La case est vide quand l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg *et al.*, 1991) n'est pas connu pour l'espèce. Le texte détaille le mode de calcul des probabilités pour chaque intensité de chaque facteur.

« Détermination des équations Gestion de l'eau »

Ce fichier contient trois onglets. Le premier précise les indices de FLORA-sys (Plantureux, 1996a).

Le deuxième assure le calcul de la probabilité de présence en fonction d'une irrigation gravitaire ou par aspersion. Le troisième assure le calcul en cas de drainage. Dans ces deux derniers onglets, l'interaction entre une espèce végétale (en ligne) et la gestion de l'eau (par drainage ou irrigation) est codée de 0 à 1 (avec un seuil à 0,33 et un autre à 0,66) lorsque l'information est disponible. Ce code correspond à la probabilité de présence des espèces en fonction de l'irrigation ou du drainage. Une seule colonne a été considérée dans chaque cas.

0 est attribué aux espèces qui sont absentes compte tenu du mode de gestion de l'eau. 1 est attribuée aux espèces fortement favorisée par la gestion. Les valeurs 0,33 et 0,66 sont pour les cas intermédiaires, respectivement si l'espèce est assez défavorisée et assez favorisée par la gestion.

La case est vide quand l'indice écologique spécifique de sensibilité des espèces à l'humidité (Ellenberg *et al.*, 1991) n'est pas connu pour l'espèce. Le texte détaille le mode de calcul des probabilités pour chaque mode de gestion de l'eau.

« Détermination des équations pH du sol »

Ce fichier a la même structure que le fichier « Détermination des équations Fertilisation N ». Ce fichier est en lien avec la colonne « probabilité de présence en fonction du pH du sol » du fichier « calcul à la parcelle ». Par ailleurs, la donnée environnementale « pH du sol » (dans l'onglet « données ») de ce dernier fichier sert au calcul dans l'onglet « calcul pour feuille parcelle ». La valeur prise par chaque indice dans cet onglet est renvoyée dans la colonne « probabilité de présence en fonction du pH du sol » du fichier « calcul à la parcelle ».

« Détermination des équations fertilité N sol »

Ce fichier a la même structure que le fichier « Détermination des équations Fertilisation N ». Ce fichier est en lien avec la colonne « probabilité de présence en fonction de la fertilité N du sol » du fichier « calcul à la parcelle ». Par ailleurs, la donnée environnementale « fertilité N du sol », renseignée par un arbre de décision dans l'onglet « données » de ce dernier fichier sert au calcul dans l'onglet « calcul pour feuille parcelle ». La valeur prise par chaque indice dans cet onglet est renvoyée dans la colonne « probabilité de présence en fonction de la fertilité azotée du sol » du fichier « calcul à la parcelle ».

« Détermination des équations Sol et climat »

Ce fichier contient 5 onglets correspondant aux calculs de la probabilité de présence en fonction de 5 facteurs : la salinité, l'humidité du sol, la température, la profondeur du sol et la fertilité phosphorique du sol.

Dans chaque onglet, l'interaction entre une espèce végétale (en ligne) et un facteur édaphique, climatique (en colonne) est codée de 0 à 1 (avec un seuil à 0,33 et un autre à 0,66) lorsque l'information est disponible. Ce code correspond à la probabilité de présence des espèces en fonction du facteur. Plusieurs colonnes sont attribuées pour un facteur considéré (eau, sel, profondeur...), chacune correspondant à une classe d'intensité de pression du facteur considéré (par exemple la fertilité phosphorique est concernée par trois classes : faible, moyenne ou forte). **0 est attribué aux espèces qui sont absentes pour le facteur considéré, à l'intensité considérée. 1 est attribuée aux espèces fortement favorisée par le facteur considéré, à l'intensité considérée. Les valeurs 0,33 et 0,66 sont pour les cas intermédiaires**, respectivement si l'espèce est assez défavorisée et assez favorisée par le facteur à l'intensité considérée.

La case est vide quand l'information n'est pas disponible. L'information est issue des indices disponibles dans la bibliographie, ou que nous avons créé (cas de la fertilité P). Le texte détaille le mode de calcul des probabilités pour chaque intensité de chaque facteur.

Dans tous les cas, pour les espèces indifférentes à un facteur donné, nous leur avons attribué la probabilité de présence 0,66. Ce choix repose sur deux hypothèses. La première hypothèse est qu'une espèce indifférente à un facteur réagira de la même manière quelle que soit la pression de ce facteur. La seconde hypothèse est que la réaction de l'espèce indifférente à un niveau de pression donné est de même intensité que la réponse d'une espèce favorisée par ce facteur à ce même niveau de pression.

« Indice écologique spécifique de sensibilité à la fauche »

Ce fichier est constitué de trois onglets :

- « légende » : pour expliquer le mode de calcul et les liens avec les autres fichiers
- « paramètres » : il s'agit des paramètres fixés pour le calcul à base d'un système expert associé à la logique floue
- « sensibilité des espèces » : cet onglet assure le calcul de l'indice à partir de trois critères : le mode de reproduction, la structure de la tige et la sensibilité à la lumière. Ces critères sont codés en lettres (S, V et M pour semis, végétatif et intermédiaire pour le mode de reproduction ; 1T, NT, R pour 1 tige, plusieurs tiges et rosette basale pour la structure de la tige) ou en chiffres (de 0 à 10 pour l'humidité). Plusieurs colonnes correspondent aux règles de décision de la logique floue. Les résultats de l'onglet (colonne « indice écologique spécifique de sensibilité à la fauche ») sont renvoyés dans l'onglet « calcul » dans le fichier « Feuille de calcul à la parcelle », pour déterminer la probabilité en fonction de l'intensité de la fauche.

« Indice de vulnérance »

Ce fichier est constitué de quatre onglets :

- « légende » : pour expliquer le mode de calcul et les liens avec les autres fichiers
- « paramètres » : il s'agit des paramètres fixés pour le calcul de l'indice à base d'un système expert associé à la logique floue. Les paramètres sont utilisés dans les deux derniers onglets.

- « vulnérance bovins » : Il assure le calcul de l'indice de vulnérance à partir de trois critères : le forme des feuilles, surface des feuilles et lignification de la plante. Ces critères sont codés en lettres (N, H, M pour petite, graminéenne et intermédiaire et L, V, B pour ligneux, non ligneux et base ligneuse) ou en chiffres (classe de surfaces). Plusieurs colonnes correspondent aux règles de décision de la logique floue qui permet d'agréger les critères quelles que soient leur valeur. Les résultats de l'onglet (colonne « indice de vulnérance ») sont renvoyés dans l'onglet « Indice défoliation » dans le fichier « Indice de défoliation », pour déterminer la sensibilité des espèces à la défoliation.
- « vulnérance ovins » : ce t ongles a la même structure que le précédent, seule la colonne avec le critère « vulnérance » a été supprimé car la bibliographie ne le renseigne pas. Il permet le calcul de l'indice par système expert associé à la logique floue avec les mêmes trois critères que pour les bovins.

« Indice de défoliation »

Ce fichier comporte 4 onglets :

- « légende » : pour expliquer le mode de calcul et les liens avec les autres fichiers
- « paramètres » : il s'agit des paramètres fixés pour le calcul de l'indice à base d'un système expert associé à la logique floue pour calculer l'indice de défoliation
- « Indice de défoliation » : cet ongles assure le calcul de l'indice de défoliation par système expert associé à la logique floue. Il contient les calculs des règles de décision pour l'agrégation de deux critères : l'indice de fréquence de coupe et l'indice de vulnérance (pour les bovins et les ovins, séparément). Cet ongles est renseigné par le fichier « Indice de vulnérance » pour l'indice de vulnérance des ovins et bovins.
- « Calcul proba défoliation » : ce fichier permet de calculer une probabilité de présence à titre informatif, puisqu'elle n'est pas utilisée dans le calcul de la probabilité de présence spécifique finale. Il contient les calculs des règles de décision pour l'agrégation de deux critères : le chargement et l'indice écologique spécifique de sensibilité à la défoliation pour les bovins (et les ovins). Cet ongles est renseigné par le fichier « Feuille calcul à la parcelle » pour le chargement.

Les calculs sont renvoyés dans l'onglet « calcul » du fichier « Feuille calcul à la parcelle » pour le calcul de la probabilité de présence des espèces en fonction de l'intensité du pâturage (en nombre de coupes équivalent).

« Indice d'ouverture de vannes »

Ce fichier permet le calcul de l'indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion. Il est constitué de trois onglets :

- « légende » : pour expliquer le mode de calcul et les liens avec les autres fichiers

- « paramètres » : il s'agit des paramètres fixés pour le calcul à base d'un système expert associé à la logique floue qui est réalisé dans le dernier onglet.
- « indice ouverture de vanne » : il s'agit du calcul de l'indice de submersion. L'onglet contient les calculs des règles de décision pour l'agrégation de trois critères : la sensibilité à l'humidité, à l'inondation et au contraste hydrique. Le premier est codé en valeur chiffrée (de 0 à 10 car c'est un indice d'Ellenberg), les deux autres en binaire (oui pour sensible et non pour indifférent). Une autre agrégation est menée dans le même onglet pour obtenir la probabilité de présence dans le cas d'une ouverture de vanne avec apport d'eau salée.

Les calculs sont renvoyés dans l'onglet « calcul » du fichier « Feuille calcul à la parcelle » pour le calcul de la probabilité de présence des espèces en fonction de l'ouverture de vannes avec eau douce ou eau salée.

« Habitats des PNR »

Dans ce fichier, toutes les informations ont été notées 0 quand l'espèce n'est pas concernée ou 1 quand l'espèce est concernée par l'habitat du Parc considéré. Ce fichier contient deux onglets :

- le premier onglet contient en colonne l'ensemble des habitats pour chaque Parc Naturel Régional. Certains Parcs ont des colonnes grisées, pour les habitats supplémentaires et blanches pour les habitats principaux. Les Parcs pour lesquels seule la connaissance sur les habitats principaux est disponible n'ont que des colonnes blanches.
- le second onglet contient quelques noms d'espèces : il s'agit d'espèces susceptibles d'être trouvées dans les habitats des Parcs Naturels Régionaux mais qui ne sont pas listées dans le modèle. Il s'agit d'espèces pour lesquelles nous ne disposons d'aucune information pour faire fonctionner le modèle. Rien ne nous permet de prédire leur probabilité de présence.

« Statut patrimonial »

Le fichier comporte deux onglets : l'un concernant les niveaux officiels de protection des espèces (donnés législatives ou des décrets), l'autre contient les coefficients de rareté qui ont été élaborés pour les différentes espèces végétales en fonction des régions.

Dans ce fichier, les données concernent le niveau de protection de l'espèce (de l'arrêté préfectoral jusqu'aux Conventions européennes sur la protection des espèces). L'intersection entre la ligne d'une espèce et une colonne précisant le statut de l'espèce prend la valeur 0 quand l'espèce n'est pas concernée par le statut et 1 dans l'autre cas. Pour ce qui est du statut des espèces végétales, nous nous sommes basés d'une part sur les espèces protégées, de l'échelle européenne à l'échelle locale (arrêtés préfectoraux ou listes départementales). Nous avons exploité les listes officielles disponibles sur les sites des Conservatoires Botaniques. D'autre part, le statut de protection n'est qu'un des aspects de la patrimonialité. Par exemple, les gestionnaires du Parc Naturel des Ballons des Vosges considèrent comme patrimoniale les espèces oligotrophes. Nous avons donc ajouté une colonne « Oligotrophie », où la valeur 1 est attribuée à toutes les espèces oligotrophes et la valeur 0 aux autres espèces. Les cases codées 9999 correspondent à une absence d'information. Cette distinction entre espèces oligotrophes et non oligotrophes est basée sur une analyse bibliographique (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Kleyer,

1995). En particulier la valeur 1 a été attribuée aux espèces dont l'indice d'Ellenberg (Ellenberg *et al.*, 1991) prend la valeur 1, 2 ou 3 et la valeur 0 aux autres. Nous avons aussi ajouté la liste des espèces que certains Parcs Naturels Régionaux nous ont communiquée. Ces listes ont été complétées et affinées en attribuant un coefficient de rareté à l'ensemble des espèces végétales qui tiennent compte de leur distribution géographique. Ces coefficients servent à calculer la valeur patrimoniale des prairies.

« Traits biologiques »

Le fichier ne comporte qu'un seul onglet qui regroupe toutes les données.

Ce fichier reprend l'ensemble des informations dont nous disposons sur les espèces végétales. Les données peuvent être sous forme d'indices. C'est le cas par exemple de toutes les données sur la sensibilité des espèces à différents facteurs pédo-climatiques, puisque les indices sont tirés des travaux de Ellenberg *et al.* (1991) et Plantureux (1996a). Les données peuvent être chiffrées, comme par exemple dans le cas de la taille des feuilles ou des tiges. Enfin, certaines informations sont au format texte, dans le cas par exemple des organes de multiplication végétative, ou les types de Raunkiaer.

Ce fichier sert de diagnostic des espèces végétales prédites par le modèle comme étant présentes sur les parcelles ou les parcours.

Tableau 84. Correspondance établie entre les données sur la sensibilité des espèces à la fertilité azotée des sols, issues de Kleyer (1995) ou de Gachet (2002), ou occasionnellement tirées de différentes flores (Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Dorée, 1995 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989) et des données Internet et les données de Ellenberg *et al.* (1991) (ou revues par Plantureux, 1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.

Kleyer/Ellenberg	Indices retenus
Eutrophe/1 ; Peu exigeante	0
Mésotrophe/1	1
Mésotrophe/3 ; Méso-trophe/2 ; Oligotrophe/3 ; Oligotrophe/4	3
Mésotrophe/4 ; Oligotrophe/5	4
Eutrophe/0 ; Eutrophe/1 ; Eutrophe/2 ; Eutrophe/3	5
Oligotrophe/6	
Eutrophe/4 ; Eutrophe/5 ; Méso-trophe/6 ; Oligotrophe/7	6
Eutrophe/6 ; Eutrophe/7 ; Sols riches/7 ; Méso-trophe/8	7

Tableau 85. Correspondance établie entre les données sur la profondeur d'enracinement des espèces, issues de Kleyer (1995) et les données de Plantureux (1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.

Kleyer/Plantureux	Indices retenus
0-50cm/2 ; 0-50cm/3	3
0-50cm/4 ; 0-50cm/5	4
0-50cm/6 ; 0->100cm/2 ; 0-100cm/3 ; 0-100cm/4	5
0-100cm/5 ; 0-100cm/6 ; 0-50cm/7 ; 0-50cm/8	6
0->100cm/6 ; 0-100cm/7 ; 0-50cm/7 ; 0-50cm/9	7
0->100cm/8 ;	8
0->100cm/9	9
0->100cm/10	10

Tableau 86. Correspondance établie entre d'une part les données sur la sensibilité des espèces à l'humidité des sols de différentes bases (Gachet, 2002 ; Kleyer, 1995) et occasionnellement quelques flores (Blamey et Grey-Wilson, 1991 ; Dorée, 1995 ; Fitter *et al.*, 1991 ; Grime *et al.*, 1988 ; Rameau *et al.*, 1989) et des données Internet et d'autre part les données de Ellenberg *et al.* (1991) (ou revues par Plantureux, 1996a) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.

Kleyer/Ellenberg	Indices retenus
Indifférent ; Sol sec à frais/5	0
Sol très sec	2
Sol sec/4	3
Mésophile/4 ; Méso-xérophile ; Méso-xérophile à Mésophile/4 ; Xérophile à Mésophile ; Méso-xérophile/4	4
Mésophile ; Mésophile à Méso-hygrophile/0 ; Mésophile/5	5
Méso-hygrophile/4 ; Mésophile à Méso-hygrophile ; Mésophile à Méso-hygrophile/5 ; Mésophile à Méso-hygrophile/6 ; Mésophile/6 ; Sol frais ; Sol frais/5	6
Hygrophile/0 ; Hygrophile/5 ; Hygrophile/8 ; Méso-hygrophile	7
Hygrophile	8
Hygrophile/9	9

Tableau 87. Correspondance établie entre les données sur la sensibilité des espèces à la salinité, issues de Baseco (Gachet, 2002) et les données de Ellenberg *et al.* (1991) lorsque les bases de données donnent des informations différentes.

Gachet/Ellenberg	Indices retenus
Glycophile	0
Halorésistante	5
Halophile	9

Annexe 6. Liste des habitats des 6 Parcs Naturels Régionaux impliqués dans l'étude.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional de Camargue :

Le Parc Naturel Régional de la Camargue est à distinguer nettement des autres Parcs car il est caractérisé par des milieux ouverts très particuliers que l'on ne rencontre pas ailleurs en France en raison de l'affleurement de nappes salées dont la présence est liée à la conquête de terres sur la mer Méditerranée. En effet, en fonction de la salinité (donc la hauteur de la nappe) du milieu en Camargue, on distingue différents habitats pour la végétation :

- les pelouses. Elles sont loin de la nappe salée et ne subissent jamais de submersion. On y trouve 30 à 40 espèces.
- les sansouires. Ce sont des formations végétales proches de la nappe salée, dont la submersion est possible mais pas obligatoire. On y trouve 2 à 3 espèces dominantes.
- les marais. Ils sont quant à eux plus ou moins salés avec une submersion obligatoire. Peu d'espèces s'y trouvent mais avec de fortes variations. Ce milieu est difficile à définir car très varié (d'une faible densité végétale, à une forte densité végétale), en raison du fait que les sansouires sont dans le continuum entre pelouse et marais.

Le sol nu domine les sansouires et les marais. Quant au nombre d'espèces dans ces deux milieux, il est faible à cause d'une forte évapotranspiration, le déficit hydrique étant de l'ordre de 600 mm par an. La notion de prairie n'est pas adaptée non plus au contexte camarguais : on trouve des pelouses sur terre limoneuse ou sableuse et des « prairies humides ». Seules quelques rares prairies de fauche se rencontrent en Camargue.

Pratiquement, nous nous sommes basés sur les habitats de la végétation camarguaise qui ont fait l'objet d'une cartographie au 1/50 000^{ème} sur l'ensemble du Parc Naturel Régional (Molinier et Talon, 1972). Pour chaque milieu de chaque habitat principal ou supplémentaire ainsi identifié, nous avons dressé la liste des espèces qui y sont présentes. Cette liste est obtenue à partir de la bibliographie (Molinier et Tallon, 1970 ; Molinier et Tallon, 1974) et de la connaissance d'experts locaux (Laurent Desnouhes, botaniste de la Tour du Valat comm. pers.). Pour chaque espèce de chaque habitat il est précisé une probabilité de présence. Cette probabilité est exprimée de 0 (pas de présence de l'espèce dans le milieu donné) à 3 (forte probabilité de présence de l'espèce), en nous inspirant des données de Molinier et de Talon qui précisent pour chaque espèce un degré de rareté, de très rare, à très courant. Toutes ces informations concernant les habitats sont entrées dans le fichier « Habitats ».

Dans le cas du Parc Naturel de la Camargue, il existe 16 habitats différents identifiés sur la carte au 1/50000^{ème} (Molinier et Talon, 1972), que l'on peut regrouper dans 4 milieux caractéristiques qui sont les suivants :

- Les dunes intérieures fluviales non boisées : ces milieux sont caractérisés par 3 habitats particuliers :
 - les groupements à petites Papilionacées ;
 - les associations à *Brachipodium phoenicoides* et

- les Association à *Artemisia et Teucrium*.
- Les sansouires : ces milieux sont caractérisés par 8 habitats particuliers :
 - les associations à *Sueda maritima*
 - les associations à *Salicornia herbacea*
 - les associations à *Salicornia fruticosa*
 - les associations à *Salicornia radicans*
 - les associations à *Artemisia Gallica*
 - les associations à *Arthrocnemetum (Arthrocnemum glaucum)*
 - les associations à *Arthrocnemum glaucum* érigé
 - les peuplements à *Suaeda fruticosa*
- Les prés salés : ces milieux sont caractérisés par 3 habitats particuliers :
 - les groupements à *Juncus maritimus*
 - les associations à *Schoenus nigricans*
 - les pelouses salée à *Trifolion maritimi*
 - les peuplements à *Spartina patens*
 - les groupements à *Agropyrum pycnathum*
- Les prairies de fauche.

Pour une exploitation agricole donnée dont on connaît le parcellaire, il est donc possible de connaître précisément les habitats qu'elle contient à partir de la cartographie. Ces habitats principaux sont complétés par les habitats supplémentaires :

- marais
- dunes littorales
- junipérais
- fossés
- roubines
- anciennes cultures
- phragmitaies
- rizières
- chênaies
- peupleraies
- ripisylve (bois longé par des eaux lentes)
- milieux perturbés.

Ces habitats supplémentaires peuvent être identifiés très aisément même par un non spécialiste, par simple observation de terrain lorsque l'on visite une exploitation agricole.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional du Verdon :

Le Parc Naturel Régional du Verdon est très vaste (180 000 ha). La zone sur laquelle il est proposé de travailler est celle des pré-Alpes à forte influence méditerranéenne et avec une faible influence alpine, ce qui correspond dans le Parc à l'ensemble du territoire qui est dans le département des Alpes de Haute-Provence⁶⁸.

L'étage subalpin étant très peu représenté, deux étages sont donc concernés dans cette zone :

- L'étage supra-méditerranéen, caractérisé par les groupements végétaux suivants :
 - pelouses à bromes
 - pelouses xériques
 - landes à genêts
 - landes à buis
 - (pinèdes ou chênaies blanches)
- L'étage montagnard, caractérisé par les groupements végétaux suivants :
 - pelouse à Avoine toujours verte (colonisatrice)
 - pelouse à astragale épineuse et sempervirente
 - landes à genêts cendrés et à buis
 - lavandaies.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional de la Brenne :

Le milieu naturel brennou est caractérisé par une grande humidité en hiver⁶⁹ et une grande sécheresse en été. En outre le paysage est caractérisé par une mosaïque de ses éléments. Cette mosaïque est notamment due à des sols généralement acides et très diversifiés en raison de la circulation de l'eau. Cette diversité se retrouve au sein d'une même parcelle, où l'hétérogénéité pédologique est parfois complétée par des particularités topographiques : des monticules, portant le nom de « bouton », reliques géologiques de quelques dizaines à quelques centaines de m², non érodées sur lesquelles se développe une végétation spécifique.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional du Pilat :

On peut distinguer dans le Parc du Pilat deux milieux d'intérêt écologique : les milieux humides à fort contraste hydrique et les pelouses en altitude. Les milieux humides sont une caractéristique du Pilat. Le Pilat est en effet un « château d'eau » naturel, car il fournit l'eau potable de plusieurs villes importantes de la Vallée du Gier et du Rhône. Les sols du Pilat étant très sableux, il y a un en outre un fort contraste hydrique entre l'hiver quand les sols sont gorgés d'eau et l'été période à laquelle les sols sont très secs, ce qui conduit au

⁶⁸ Excepté le plateau de Valensole, à dominante de grandes cultures. La délimitation de cette zone est un choix fait par le Parc Naturel Régional du Verdon, car, étant jeune et très vaste, il préfère s'attacher à montrer le bon fonctionnement dans une zone afin de pouvoir ensuite généraliser l'étude à l'ensemble du territoire. De plus, la zone considérée est celle qui connaît les plus forts enjeux liés à l'élevage, donc aux surfaces en herbe.

⁶⁹ Les parcelles ne sont généralement pas praticables jusqu'en avril, sauf en cas de sécheresse hivernale, comme ce fut le cas en 2002.

développement d'une flore particulière. Ces caractéristiques hydriques associées à un paysage en mosaïque font du Pilat un milieu à forte potentialité écologique, notamment floristique. Outre ces milieux humides, il existe un site remarquable dans le Parc Naturel Régional du Pilat : les crêts, zones maintenues par l'homme via le pâturage⁷⁰. Ce sont les zones les plus hautes du Parc, avec des pelouses à forte valeur floristique.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges :

Dans le Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges, deux habitats couvrent à peu près 90% du territoire :

- les Hautes Chaumes : elles sont caractérisées par
 - l'habitat des nardaies riches en espèces, qui correspond au code UE 6230 et au code CORINE 1X36.3161
 - voire, pour les chaumes primaires, l'habitat des landes sèches européennes, qui correspond au code UE 4030 et au code CORINE 21.21 ;
- Vallées : elles sont caractérisées par un habitat de prairies de fauche montagnarde, ce qui correspond au code UE 6530 et au code CORINE 38.3 ou à l'habitat de prairie mésophile, qui est non concernés par la Directive Habitats et correspond au code CORINE 38.1.

Nous avons fait appel à l'expertise des gestionnaires du Parc pour élaborer la liste des espèces présentes pour chacun de ces deux habitats. Il s'agit d'une liste d'espèces potentielles par habitat.

Caractérisation des habitats du Parc Naturel Régional de Lorraine :

Pour la Lorraine, nous avons fait appel à l'expertise de Serge Muller pour dresser la liste des espèces végétales des différents habitats du Parc Naturel Régional. Les habitats identifiés (S. Muller, comm. pers.) sont :

- les prés salés
- les prés argileux
- les prairies alluviales
- les pelouses calcaires
- les prairies des plateaux limoneux
- les prés tourbeux alcalins.

⁷⁰ Sans entretien par pâturage, les crêts seraient couverts de hêtres et de sapins, comme c'était le cas au 17^{ème} siècle.

Table des matières

Introduction Intérêt de la mise point d'un outil d'évaluation de la biodiversité dans le contexte agricole français actuel	23
1 Remise en cause de l'agriculture française de l'après guerre :.....	25
2 De nouveaux concepts pour sortir l'agriculture de la seule logique marchande :	26
3 La préservation de la biodiversité comme composante importante de la multifonctionnalité de l'agriculture :	27
4 Les gestionnaires territoriaux ont besoin d'outils pour préserver la biodiversité :.....	29
5 Expression d'une demande de la part des Parcs Naturels Régionaux :.....	30
6 Emergence de la problématique de recherche développée dans ce manuscrit :.....	33
6.1 <i>Constat : les indicateurs existant ne permettent pas de répondre à la demande des gestionnaires des Parcs Naturels Régionaux</i>	<i>33</i>
6.2 <i>Expression de la question de recherche traitée dans ce manuscrit :.....</i>	<i>35</i>
Chapitre 1 Connaissances et modèles décrivant les pratiques agricoles ayant un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe.....	37
1 Quelles sont les pratiques agricoles qui ont un effet sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ?	39
1.1 <i>Le mode d'exploitation :</i>	<i>39</i>
1.1.1 Effets du pâturage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe :.....	39
1.1.1.1 Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur la production de fourrage ?.....	40
1.1.1.2 Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur le nombre des espèces végétales ?	41
1.1.1.3 Quels effets du pâturage par des animaux d'élevage sur l'abondance ou la dominance des espèces végétales ?	42
1.1.1.4 Conclusions sur le pâturage :.....	43

1.1.2	Effet de la fauche sur la valeur agronomique et la diversité végétale :.....	44
1.1.2.1	Quels effets de la fauche sur la production de fourrage ?.....	44
1.1.2.2	Quels effets de la fauche sur le nombre des espèces végétales ?.....	45
1.1.2.3	Quels effets de la fauche sur la dominance (ou l'abondance) des espèces végétales ?	45
1.1.2.4	Conclusions sur la fauche :	45
1.2	<i>La fertilisation et les amendements</i> :.....	46
1.2.1	Les apports d'éléments minéraux :	46
1.2.1.1	Quels effets des apports minéraux sur la production de fourrage ?.....	46
1.2.1.1.1	Effets du phosphore et du potassium :	46
1.2.1.1.2	Effets de l'azote minéral seul et associé au phosphore et au potassium :	48
1.2.1.2	Quels effets des apports minéraux sur le nombre d'espèces végétales ?.....	49
1.2.1.2.1	Effets du phosphore et du potassium :	49
1.2.1.2.2	Effets de l'azote minéral seul et associé au phosphore et au potassium :	50
1.2.1.3	Amendements calcaires :	52
1.2.1.4	Les autres éléments minéraux :	52
1.2.1.5	Conclusion sur la fertilisation et les amendements minéraux :	53
1.2.2	Les engrais organiques :	54
1.3	<i>Les autres pratiques agricoles</i> :	55
1.3.1	Les techniques d'entretien des prairies :	55
1.3.1.1	Quels effets du hersage et du roulage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?.....	56
1.3.1.2	Quels effets de l'ébousage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?.....	56
1.3.1.3	Quels effets de l'étaupinage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?.....	57
1.3.1.4	Quels effets du désherbage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?.....	57
1.3.1.5	Quels effets de la lutte naturelle ou mécanique contre les broussailles et les herbes indésirables sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies ?.....	59
1.3.1.6	Quels effets du brûlage sur la diversité végétale et la valeur agronomique des surfaces en herbe ?.....	59
1.3.1.7	Bilan sur l'entretien des prairies permanentes :.....	60
1.3.2	La gestion des structures non productives :	60
1.3.3	Le semis :	60
1.3.4	La gestion de l'eau :	61
1.3.4.1	Quels effets de la gestion de l'eau sur la valeur agronomique des surfaces en herbe ?	61
1.3.4.2	Quels effets de la gestion de l'eau sur la diversité végétale des surfaces en herbe ?.....	62
1.3.4.3	Conclusion sur la gestion de l'eau :	63
2	Analyse des modèles disponibles permettant de prédire la diversité végétale et/ou la valeur agronomique des prairies permanentes :.....	65
2.1	<i>Les modèles à compartiments</i> :	66

2.2	<i>Les modèles de compétition des espèces végétales :</i>	68
2.3	<i>Les modèles d'impact :</i>	68
3	Avant d'aller plus loin en modélisation :	70

Chapitre 2 Modélisation statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies à partir de données d'enquête (modèle Modstat1)..... 71

1	Description de l'échantillon utilisé pour la modélisation statistique :	73
1.1	<i>Description des prairies de l'échantillon :</i>	73
1.2	<i>Description de la méthode de relevé floristique :</i>	73
1.2.1	Choix de la station pour un relevé :.....	74
1.2.2	Nombre de poignées dans un relevé :.....	74
1.2.3	Mode de prélèvement et d'analyse des poignées et obtention d'un coefficient d'abondance-dominance (B%) :.....	75
1.3	<i>Variables disponibles pour caractériser la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes :</i>	76
1.3.1	Variables concernant la diversité végétale :.....	76
1.3.2	Variables concernant la valeur agronomique :.....	78
1.4	<i>Variables disponibles pour caractériser les pratiques agricoles appliquées sur des prairies permanentes de notre échantillon :</i>	81
2	Méthode d'analyse des données :	82
3	Obtention des modèles :	83
4	Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :	87
4.1	<i>Objectif des tests de sensibilité :</i>	87
4.2	<i>Méthode employée :</i>	87
4.3	<i>Résultats :</i>	89
4.3.1	Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu :.....	92
4.3.2	Cas du modèle pour les prairies pâturées :.....	92
4.3.3	Cas du modèle pour les prairies mixtes :.....	92
5	Discussion sur le modèle Modstat1 :	93
5.1	<i>L'hypothèse de départ est-elle validée ?</i>	93
5.2	<i>De la nécessité de prendre en compte les facteurs du milieu :</i>	95
5.3	<i>De la qualité de notre échantillon de prairies :</i>	96

Chapitre 3 Prise en compte des facteurs du milieu pour un

modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies

***Partie 1 : Quantification de l'effet des principaux facteurs du milieu sur la diversité végétale et la valeur agronomique à partir d'indices écologiques* 97**

1	Base de la méthodologie : l'utilisation d'indices écologiques spécifiques	99
1.1	<i>Origine des indices écologiques spécifiques</i> :	100
1.2	<i>Intérêt des indices écologiques spécifiques pour évaluer les conditions du milieu</i> :	100
1.3	<i>Calcul d'un indice écologique spécifique non disponible dans la bibliographie : l'indice écologique spécifique de sensibilité à la fertilité phosphorique du sol</i>	101
1.3.1	Descriptif du dispositif expérimental :	101
1.3.1.1	Obtention de profils écologiques :	102
1.3.2	Transformation de chaque profil écologique en un indice écologique spécifique :	107
1.3.2.1	Détermination d'une échelle d'indice :	107
1.3.2.2	Méthodologie employée pour transformer chaque profil en un indice :	107
1.3.2.2.1	Notion de système expert associé à la logique floue :	107
1.3.2.2.2	Méthode de calcul :	108
1.3.2.2.2.1	Choix des critères retenus :	108
1.3.2.2.2.2	Détermination des conclusions des règles de décision de chaque critère :	109
1.3.2.2.2.3	Détermination des limites de classes et du degré d'appartenance aux classes floues :	109
1.3.2.2.2.4	Calcul final :	111
1.4	<i>Méthode de calcul d'indices écologiques à l'échelle d'une prairie (notion d'indice écologique prairial)</i> :	114
2	Analyse des données à notre disposition pour quantifier l'effet des facteurs du milieu et de quelques perturbations sur la diversité végétale :	116
2.1	<i>Jeu de données utilisé</i> :	116
2.2	<i>Méthode d'analyse statistique</i> :	116
2.3	<i>Obtention des modèles de la relation entre les indices écologiques et la diversité végétale ou la valeur agronomique</i> :	117
3	Discussion sur les modèles de prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques prairiaux :	120
3.1	<i>Critique des variables retenues dans les modèles</i> :	120
3.2	<i>Critique de la méthode d'analyse statistique</i> :	120
3.3	<i>Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus</i> :	124
3.3.1	Cas de la prédiction du nombre d'espèces végétales :	124

3.3.2	Cas de la prédiction de la valeur patrimoniale :	125
3.3.3	Cas de la prédiction de la valeur pastorale :	126
3.4	<i>Remarque sur la notion de potentiel de diversité ou de valeur agronomique</i> :	126
3.5	<i>Notre hypothèse est-elle validée ?</i>	128

Chapitre 3 Prise en compte des facteurs du milieu pour un modèle statistique de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies

Partie 2 : Relation entre les facteurs du milieu et de perturbation et les pratiques agricoles pour aboutir aux modèles statistiques

1	Pertinence d'une analyse quantitative de l'effet des pratiques agricoles sur les facteurs du milieu :	131
2	Résultats concernant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :	132
2.1	<i>Jeu de données utilisé</i> :	132
2.2	<i>Méthode d'analyse</i> :	133
2.3	<i>Résultats des analyses par régression multiple linéaire</i> :	134
2.3.1	Modèles obtenus tout mode d'exploitation confondu :	134
2.3.2	Modèles obtenus pour les prairies pâturées :	136
2.3.3	Modèles obtenus pour les prairies mixtes :	137
2.4	<i>Déduction des modèles de diversité végétale</i> :	138
3	Tests de sensibilité sur les modèles obtenus :	141
3.1	<i>Cas du modèle pour tout mode d'exploitation confondu</i> :	144
3.2	<i>Cas du modèle pour les prairies pâturées</i> :	144
3.3	<i>Cas du modèle pour les prairies mixtes</i> :	146
4	Discussion sur les modèles statistiques proposés :	148
4.1	<i>Pertinence agronomique et écologique des modèles obtenus</i> :	148
4.1.1	Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :	148
4.1.1.1	Modèles pour tout mode d'exploitation confondu :	148
4.1.1.2	Modèles pour les prairies pâturées :	149
4.1.1.3	Modèles pour les prairies mixtes :	150
4.1.2	Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :	151
4.1.2.1	Pertinence dans la prédiction de la valeur pastorale :	151
4.1.2.2	Pertinence dans la prédiction du nombre d'espèces :	152
4.1.2.3	Pertinence dans la prédiction de la valeur patrimoniale :	152

4.2	<i>Performance des modèles obtenus</i> :.....	152
4.2.1	Modèles décrivant la relation entre les indices écologiques et les pratiques agricoles :	152
4.2.2	Modèles de prédiction de la valeur agronomique et de la diversité végétale en fonction des pratiques agricoles et tenant compte des facteurs du milieu :.....	153
4.3	<i>Notre hypothèse est-elle validée ?</i>	154

Chapitre 4 Validation des modèles statistiques à partir de données collectées dans 4 Parcs Naturels Régionaux... 155

1	Matériel et méthode en vue de la validation des modèles :.....	157
1.1	<i>Choix d'une méthode de relevé floristique</i> :	157
1.2	<i>Réalisation des relevés</i> :.....	159
1.3	<i>Collecte des données agricoles nécessaires à la validation</i> :	160
1.4	<i>Méthode statistique utilisée</i> :.....	160
2	Résultats obtenus :	161
2.1	<i>Résultats obtenus pour le Parc Naturel Régional de Lorraine</i> :.....	162
2.1.1	Validité du modèle Modstat1 :	163
2.1.2	Validité du modèle Modstat2 :	165
2.2	<i>Résultats obtenus pour les autres Parcs Naturels Régionaux</i> :	165
2.2.1	Cas des Vosges :.....	165
2.2.1.1	Extrapolation du modèle Modstat1 :.....	165
2.2.1.2	Extrapolation du modèle Modstat2 :.....	166
2.2.2	Cas du Pilat :	166
2.2.2.1	Extrapolation du modèle Modstat1 et du modèle Modstat2 :.....	166
2.2.3	Cas de la Brenne :.....	166
2.3	<i>Vérification de la performance des modèles servant à la construction de Modstat2</i> :.....	167
2.3.1	Performance de la prédiction des indices écologiques à partir de la connaissance des pratiques agricoles :	167
2.3.2	Performance de la prédiction de la diversité végétale et de la valeur agronomique à partir des indices écologiques :	167
3	Discussion : nos hypothèses sont-elles validées ?	170
3.1	<i>Cas de la première hypothèse</i> :.....	170
3.2	<i>Il faut prendre en compte les facteurs du milieu</i> :.....	171
3.3	<i>L'échantillon de pratiques agricoles n'est pas adapté pour la modélisation</i> :	171
4	Conclusion sur les modèles statistiques :.....	171

Chapitre 5 Détermination de la probabilité de présence des espèces en fonction du milieu et des pratiques agricoles

sur prairies par un modèle expert : le modèle « Ground-FlorASyst » 173

1 Descriptif de la méthode de calcul des probabilités de présence des espèces par le modèle « Ground-FlorASyst » : 175

1.1	Remarques préliminaires sur le modèle expert :	175
1.1.1	Liens entre les variables d'entrée, les sorties et les paramètres du modèle :	175
1.1.2	Méthodes de calcul des probabilités de présence des espèces végétales : ..	177
1.1.3	Nature des variables d'entrée nécessaires au modèle :	179
1.2	Obtention de la probabilité de présence de chaque espèce végétale en fonction des facteurs du milieu :	180
1.2.1	Probabilité de présence et facteurs climatiques :	180
1.2.1.1	Température hivernale (rigueur de l'hiver) :	180
1.2.1.2	Température annuelle :	182
1.2.2	Probabilité de présence et facteurs pédologiques :	182
1.2.2.1	Facteurs considérés comme des variables continues :	182
1.2.2.1.1	Acidité du sol :	182
1.2.2.1.2	Fertilité azotée du sol :	187
1.2.2.1.2.1	Obtention des équations :	187
1.2.2.1.2.2	Détermination de la quantité d'azote nette fournie par le sol :	187
1.2.2.2	Facteurs considérés comme des variables discrètes :	189
1.2.2.2.1	Profondeur du sol :	189
1.2.2.2.2	Salinité du sol :	189
1.2.2.2.3	Humidité du sol :	190
1.2.2.2.4	Fertilité phosphorique du sol :	192
1.3	Obtention des probabilités de présence de chaque espèce végétale en fonction des pratiques agricoles :	193
1.3.1	Probabilité de présence en fonction des apports d'engrais ou d'amendements :	193
1.3.1.1	Probabilité de présence en fonction de la fertilisation azotée :	193
1.3.1.2	Probabilité de présence en fonction de fertilisation phosphorique :	195
1.3.1.3	Probabilité de présence en fonction des amendements calciques :	196
1.3.2	Probabilité de présence en fonction de l'exploitation de la prairie :	198
1.3.2.1	Probabilité de présence en fonction de la date d'exploitation :	198
1.3.2.2	Probabilité de présence en fonction de l'intensité d'exploitation :	199
1.3.2.2.1	Notion d'intensité selon le mode d'exploitation :	199
1.3.2.2.2	Calcul d'un nombre de coupes équivalent :	199
1.3.2.2.3	Obtention de la probabilité de présence en fonction de l'intensité d'exploitation ($P_{\text{Int exploit}}$) :	201
1.3.2.2.3.1	Choix et calcul des critères pour calculer $P_{\text{Int exploit}}$:	201
1.3.2.2.3.1.1	Identification des critères :	201
1.3.2.2.3.1.2	Calcul de l'indice de défoliation :	201
1.3.2.2.3.1.2.1	Choix des critères	201
1.3.2.2.3.1.2.2	Calcul de l'indice de vulnérance :	202
1.3.2.2.3.1.2.3	Détermination des règles de décision :	205

1.3.2.2.3.1.2.4	Limites des classes floues et degré d'appartenance aux classes floues pour les critères de la défoliation :	206
1.3.2.2.3.1.2.5	Calcul final de l'indice de défoliation :	208
1.3.2.2.3.2	Conclusions des règles de décision de chaque critère retenu pour le calcul de $P_{Int\ exploit}$:	209
1.3.2.2.3.3	Limites des classes et degré d'appartenance aux classes floues :	209
1.3.2.2.3.4	Calcul final de $P_{Int\ exploit}$:	211
1.3.3	Probabilité de présence en fonction de la gestion de l'eau :	212
1.3.3.1	Probabilité de présence en fonction du drainage :	212
1.3.3.2	Probabilité de présence en fonction de l'irrigation :	212
1.3.3.3	Probabilité de présence en fonction de l'ouverture de vannes :	213
1.3.3.3.1	Création d'un indice écologique spécifique de sensibilité à la submersion :	213
1.3.3.3.2	Obtention d'une probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction d'un apport d'eau douce par ouverture de vannes :	215
1.3.3.3.3	Obtention d'une probabilité de présence d'une espèce végétale en fonction d'un apport d'eau salée par ouverture de vannes :	215
1.4	<i>Obtention d'une probabilité spécifique par agrégation des probabilités de présence en fonction du milieu et des pratiques agricoles</i> :	217
1.4.1.1.1.1	Obtention d'une probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu et des pratiques agricoles :	217
1.4.1.1.1.2	Critères retenus pour déterminer la probabilité de présence spécifique :	218
1.4.1.1.1.3	Conclusions des règles de décision de chaque critère :	218
1.4.1.1.1.4	Limites des classes et appartenance aux classes floues :	219
1.4.1.1.1.5	Calcul final :	220
2	Mode d'emploi du modèle « Ground-FlorASyst » :	220
2.1	<i>Les fichiers et dossiers informatisés</i> :	220
2.2	<i>Prédiction de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale des prairies permanentes</i> :	223
2.2.1	Obtention d'une liste exhaustive d'espèces :	223
2.2.2	Obtention d'une liste d'espèces réduite à l'habitat de la végétation :	223
2.2.2.1	Principe : le filtrage de l'information	223
2.2.2.2	Notion d'habitat principal et d'habitat supplémentaire :	223
2.2.2.3	Comment identifier les habitats lors des enquêtes ?	224
2.2.2.3.1	Utilisation des codes CORINE Biotope :	224
2.2.2.3.2	Utilisation de cartes de végétation :	224
2.3	<i>Diagnostic des espèces végétales prédites par le modèle « Ground-FlorASyst »</i> :	224
3	Validation du modèle « Ground-FlorASyst » :	225
3.1	<i>Méthode employée pour la validation du modèle expert</i> :	226
3.1.1	Echantillon et données disponibles :	226
3.1.2	Méthode statistique retenue pour la validation de Ground-FlorASyst :	226
3.2	<i>Analyse des résultats de validation</i> :	228

3.2.1	Cas des résultats obtenus à partir de la liste complète d'espèces végétales de chaque Parc Naturel Régional :.....	228
3.2.1.1	Prédiction du nombre d'espèces :.....	228
3.2.1.2	Prédiction de la nature des espèces :.....	230
3.2.2	Cas des résultats obtenus à partir de la liste d'espèces végétales pour un habitat donné :.....	230
3.2.2.1	Prédiction du nombre d'espèces :.....	232
3.2.2.2	Prédiction de la nature des espèces :.....	232
3.2.3	Cas des résultats obtenus en fonction de trois groupes : les légumineuses, les graminées et les espèces diverses.....	232
3.2.3.1	Prédiction du nombre d'espèces :.....	234
3.2.3.2	Prédiction de la nature des espèces :.....	234
4	Discussion :.....	235
4.1	<i>De l'intégration de données :.....</i>	235
4.2	<i>Retour sur la notion de probabilité de présence :.....</i>	236
4.3	<i>L'utilisation d'habitats comme filtre dans le modèle expert :.....</i>	237
4.3.1	Améliorer les listes d'espèces par habitat :.....	237
4.3.2	Difficulté de définir un habitat :.....	237
4.4	<i>Critique des données de terrain collectées :.....</i>	238
4.5	<i>Critique des indices écologiques élaborés pour le modèle :.....</i>	238
4.6	<i>Critique de la prise en compte des pratiques agricoles :.....</i>	239
4.7	<i>Critique de la prise en compte des facteurs du milieu :.....</i>	240
4.8	<i>Pertinence du choix de systèmes experts associés à la logique floue :.....</i>	240
5	Avons-nous vérifié notre hypothèse de départ ?	240
Chapitre 6 Proposition pour la réalisation d'indicateurs à partir des sorties des modèles statistiques ou du modèle expert.....		
243		
1	Place des indicateurs de diversité biologique dans notre étude :.....	245
2	Les indicateurs pour améliorer la lisibilité des résultats des modèles :	247
3	Elaboration des indicateurs à partir des modèles de diversité végétale :	248
3.1	<i>Méthode pour la détermination de références :.....</i>	248
3.2	<i>Résultats :.....</i>	249
3.3	<i>Simulations pour la Lorraine :.....</i>	252
4	Discussion sur la mise en place d'indicateurs :.....	253
Discussion générale Des modèles et des indicateurs proposés et des perspectives offertes.....		
255		

1	Limites de la notion de diversité végétale proposée dans notre étude :	257
1.1	<i>contribution de notre étude au débat sur les enjeux de la biodiversité :</i>	<i>257</i>
1.2	<i>Critique des critères retenus dans notre étude :</i>	<i>258</i>
2	Discussion sur les hypothèses de construction des modèles statistiques proposés dans l'étude :	260
2.1	<i>Avantages et limites du modèle statistique Modstat1 :</i>	<i>260</i>
2.2	<i>Intérêt des indices écologiques prairiaux pour la modélisation statistique :</i>	<i>261</i>
2.3	<i>Avantages et limites du modèle statistique Modstat2 :</i>	<i>262</i>
3	Discussion sur les hypothèses de construction du modèle expert Ground-FlorASyst :	263
3.1	<i>Place du modèle expert Ground-FlorASyst dans les approches de modélisation :</i>	<i>263</i>
3.1.1	<i>Confrontation du modèle expert aux modèles de dynamique de végétation :</i>	<i>263</i>
3.1.2	<i>Confrontation du modèle expert aux modèles d'impact :</i>	<i>269</i>
3.1.3	<i>Confrontation du modèle expert à l'analyse des traits de vie des espèces végétales :</i>	<i>269</i>
3.2	<i>Avantages et limites de la construction du modèle expert :</i>	<i>270</i>
3.3	<i>Le modèle expert fait-il partie d'une nouvelle approche de la modélisation en biologie ?</i>	<i>271</i>
4	Complémentarité entre le modèle expert et les modèles statistiques :	273
5	Rôle des indicateurs mis au point dans l'étude :	274
5.1	<i>Peut-on vraiment parler d'indicateurs ?</i>	<i>274</i>
5.2	<i>Les indicateurs mis au point dans notre étude sont-ils utilisables ?</i>	<i>275</i>
5.3	<i>Place des indicateurs proposés dans une démarche globale d'évaluation de l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement :</i>	<i>275</i>
6	Quelles utilisations pour quels utilisateurs du modèle ?	277
6.1	<i>Problème de la validation d'usage :</i>	<i>277</i>
6.2	<i>Nécessité de mieux prendre en compte les agriculteurs :</i>	<i>277</i>
	Conclusion.....	281
	Références bibliographiques.....	283
	Liste des tableaux	303
	Liste des figures.....	311

Liste des encadrés.....	315
Liste des annexes.....	317
Annexes.....	319
Table des matières	369

RESUME

Nous posons l'hypothèse selon laquelle il est nécessaire d'élaborer un modèle mathématique de prévision de la diversité végétale et de la valeur agronomique des prairies permanentes pour construire des indicateurs de gestion des prairies permanentes en fonction de l'ensemble des pratiques agricoles qui y sont appliquées. Nous montrons que la régression multiple ne permet pas d'obtenir de modèles performants de la diversité végétale. En revanche, la prédiction de la valeur pastorale est assez performante si l'on tient compte des facteurs du milieu (pH, humidité, etc.). Cependant, ces bons résultats ne concernent que les prairies mixtes de Lorraine, en raison d'un faible nombre de données disponibles. Pour modéliser la diversité végétale, nous proposons une modélisation basée sur des systèmes experts associé à la logique floue. Cette modélisation est l'une des premières applications concrètes de la théorie des groupes fonctionnels basés sur les traits de vie des espèces végétales. Nous montrons qu'il est possible de diagnostiquer et prédire la végétation (liste d'espèces végétales) et la valeur patrimoniale d'une prairie, sans réaliser de relevés floristiques, en se basant uniquement sur les traits de vie déjà identifiés dans la littérature. Des indicateurs sont obtenus en rapportant les résultats du modèle à des valeurs régionales de diversité végétale et de valeur pastorale.

TITLE: Modelisation of the agricultural practices impact on floristic diversity and agronomic value of permanent grasslands: basis for agro-ecological indicators setting up

SUMMARY

We set out the hypothesis according which it is necessary to elaborate a mathematical model for the prediction of vegetal diversity and of agronomical value of permanent grasslands. The final aim is to set up indicators of permanent grassland management according to the agricultural practices applied there. We demonstrate that multiple regression analysis does not allow obtaining effective models of vegetal diversity. Nevertheless, the prediction of pastoral value is rather effective when considering the environmental factors (pH, moisture, etc.). However, these results do not concern the mixed grasslands of Lorraine, because of a weak number of available data. In order to predict vegetal diversity and agronomic value, we propose a model based on expert systems associated to fuzzy logic. This modelisation is one of the first concrete applications of the theory of functional groups based on life traits of plant species. We show that it is possible to diagnose and predict vegetation (list of vegetal species) and the patrimonial value of grassland, without realizing floristic relevés, by being based only on the life traits already identified in litterature. Indicators are obtained by reporting the model's results on an abacus of regional values of vegetal diversity and of pastoral value.

Keywords: Linear multiple regression; Expert system; Biological traits; Fuzzy logic; Biodiversity

Discipline : Sciences agronomiques

Mots-clefs : Régression multiple linéaire ; Système expert ; Traits biologiques ; Logique floue ; Biodiversité

Equipe d'accueil Agriculture durable, UMR Agronomie et environnement INPL(ENSAIA)-INRA Nancy-Colmar, 2 avenue de la Forêt de Haye, BP 572, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex