



**Modélisation du fonctionnement hydrologique du sol et
de la biodiversité des communautés végétales.
Application à l'analyse de la performance écologique
d'un aménagement paysager autoroutier.**

Flavie Mayrand

► **To cite this version:**

Flavie Mayrand. Modélisation du fonctionnement hydrologique du sol et de la biodiversité des communautés végétales. Application à l'analyse de la performance écologique d'un aménagement paysager autoroutier.. Sciences de l'environnement. AgroParisTech, 2012. Français. NNT : 2012AGPT0086 . pastel-00948342v1

HAL Id: pastel-00948342

<https://pastel.hal.science/pastel-00948342v1>

Submitted on 18 Feb 2014 (v1), last revised 21 Nov 2014 (v2)

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.



Doctorat ParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'Environnement

présentée et soutenue publiquement par

Flavie MAYRAND

le 06 décembre 2012

Modélisation du fonctionnement hydrologique du sol et de la biodiversité des communautés végétales.

Application à l'analyse de la performance écologique d'un aménagement paysager autoroutier

Directeur de thèse : Yves COQUET

Co-encadrements de la thèse : **Damien MARAGE, Jean-Marc GILLIOT**

Jury

M. Denis FRANÇOIS, Directeur de Recherche, UR EASE, Ifsttar

M. Thomas CURT, Directeur de Recherche HDR, GR EMAX, Irstea

M. Alain BEDECARRATS, Chargé de Recherche, Unité Ecosystèmes Montagnards, Irstea

Mme Isabelle LE VIOL, Post-doctorante, UMR 7204, MNHN

M. Damien MARAGE, Maître de conférence, LERFoB, AgroParisTech-ENGREF

M. Yves COQUET, Professeur HDR, ISTO / OSUC, Université d'Orléans

M. Thierry CHARLEMAGNE, Direction du patrimoine et de la construction, VINCI Autoroutes

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

Examineur

Examineur

Invité

AVANT-PROPOS

La chaire d'entreprise Vinci-ParisTech : « Eco-conception des ensembles bâtis et des infrastructures »

Ce travail de thèse a bénéficié de financements accordés par le consortium VINCI dans le cadre d'un partenariat de long terme noué en novembre 2008 avec 3 écoles du Pôle de Recherche et d'Enseignement Supérieur (PRES) ParisTech (MINES ParisTech, Ecole des Ponts ParisTech et AgroParisTech) sur le thème de l'éco-conception des ensembles bâtis et des infrastructures. Ce partenariat s'inscrit dans un contexte d'évolution des stratégies des entreprises en matière de politique environnementale suite à l'évolution de la législation environnementale nationale et européenne ces dernières années. Cette collaboration entre le groupe VINCI et le PRES PARISTECH a pour vocation de participer au développement d'outils de mesure et de simulation intégrant toutes les dimensions de l'éco-conception et d'aide à la décision pour les acteurs de la ville (concepteurs, constructeurs et utilisateurs). Trois axes de recherche prioritaires en éco-conception dans les terrains d'application de VINCI ont été choisis : (i) évaluer la qualité environnementale des bâtiments et des quartiers, (ii) analyser le cycle de vie des infrastructures de transport et leurs impacts, (iii) agencer les bâtiments et les transports, et réguler leur usage pour une protection optimisée de l'environnement. Le sujet traité dans ce rapport s'inscrit dans le deuxième axe de recherche prioritaire et plus précisément dans le sous-thème « Méthodologie de calcul d'impact d'un projet sur la biodiversité » (Vinci-ParisTech). Le travail de thèse s'inscrit dans une volonté actuelle de participer à l'intégration de la prise en compte de la biodiversité dans la stratégie des entreprises (Houdet 2010, Laville 2002, Hanson et al. 2011). Il s'inscrit également dans la volonté de transférer les connaissances de recherche en matière d'écologie vers les professionnels de la route. Les expérimentations de terrain ont pu être réalisées grâce à la mise à disposition d'un site expérimental du réseau COFIROUTE-ARCOUR.

REMERCIEMENTS

Après un peu plus de 3 ans, ce travail de thèse est enfin achevé. Trois années et demies de formations par la recherche, qui m'ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances scientifiques, des savoir-faire et des savoir-être jusqu'alors insoupçonnés, et qui me seront, j'en suis sûre, infiniment utiles dans la suite de mon parcours. Avant de tourner cette page, je tiens à remercier tous ceux qui, de près ou de loin, m'ont aidée à réaliser ce travail, à progresser pas à pas durant ces nombreux mois et à surmonter les difficultés rencontrées :

J'exprime tout d'abord toute ma reconnaissance à mes encadrants, Yves Coquet, Damien Marage, Jean-Marc Gilliot et Joël Michelin pour m'avoir fait confiance et m'avoir guidée : merci pour votre patience, votre perfectionnisme, votre soutien technique pour la réalisation des mesures de terrain, et pour avoir accepté de lire, relire, re-relire les « quelques » pages de ce manuscrit.

Merci également à Christophe Labat pour avoir accepté de prendre un peu de son temps pour m'assister lors de mesures de pF, à Philippe Jauzein, de son soutien en botanique.

Je tiens à exprimer mes remerciements aux membres du jury, pour avoir accepté d'en faire partie, en tant que rapporteurs ou examinateurs.

Je remercie le groupe VINCI qui, grâce à son soutien financier, a permis que ces trois années et demies se déroulent dans les meilleures conditions. Je tiens également à remercier l'ensemble de mes interlocuteurs au sein des filiales COFIROUTE et Autoroute du Sud de la France pour avoir pris part à ce projet sur le terrain.

J'adresse un grand merci à l'ensemble de l'équipe Sol d'EGC qui, grâce à ses hebdomadaires et délicieux gâteaux, ses diverses douceurs ramenées d'un peu partout, a si souvent rechargé mes batteries en sucres. Un merci particulier aux si nombreux locataires de l'ail C et du bureau 13, aux courageux ayant cheminé jusqu'au fond du couloir : Marie, pour nos discussions sans fin sur à peu près tout et nos pique-niques estivaux dans l'arboretum, Maha, pour ta cuisine libanaise et pour avoir éclairé si souvent ma lanterne en hydrologie, David, pour ton bonjour matinal toujours enjoué, quelques soient les circonstances, Florian, pour avoir de temps en temps passé la tête dans l'encadrement de la porte pour constater que, oui, j'étais bien là. Merci à Laetitia pour nos débats matinaux et engagés, nos « j'ai faim ! », à Marie E. pour ta bonne humeur et pour avoir apporté une petite touche internationale à ces derniers mois.

Enfin, une reconnaissance toute particulière à mes proches pour leur soutien, leurs encouragements et pour les moments de distraction partagés au milieu de tout ce travail : Renaud (évidemment !), Maman, les sisters n°1 et n°2 et les fistons, la co loc' pour sa bonne humeur renommée, son gîte et son couvert, Delphine, Laure, Flo, Marie P. (doublement !), Yayou, Julie, Yonna, Christel.

A M. Solange

SIGLES ET ABREVIATIONS

APA : Avant-projet autoroutier

AUC (modélisation) : Area under curve (aire sous la courbe)

BBOP: Business and Biodiversity Offsets Program

C (espèce) : Compétitive

CHA : Classification hiérarchique ascendante

CS (espèce) : Compétitive et tolérante au stress

CSR (espèce) : Compétitive, tolérante au stress et rudérale

CR (espèce) : Compétitive et rudérale

CEC : Capacité d'échange cationique

CDB : Convention sur la diversité biologique

COD : Carbone organique dissous

CRAN : Comprehensive R archive network

EIE : Etude d'impact sur l'environnement

EIE (Directive) : Evaluation des incidences sur l'environnement

GAIE : Groupe d'application de l'ingénierie des écosystèmes

GLM : Generalized linear model (modèle linéaire généralisé)

LA : Limon argileux (texture de sol)

LAI : Leaf Area Index (Indice de Surface Foliaire)

LAS : Limon argilo-sableux

LAS INRA-ARRAS : Laboratoire d'Etude des Sols de l'Institut national de recherche agronomique

LDAR (LAON) : Laboratoire départemental d'analyses et de recherche de l'Aisne, à Laon

LOTI : Loi d'orientation des transports intérieurs

LSA : Limon sablo-argileux

MEA : Millenium Ecosystem Assessment

NEPA: National Environmental Policy Act

PC : Période de croissance

PFL : Prairies Fleuries

R (espèce) : Rudérale

RETC : RETention Curve

ROC (courbe de modélisation): Receiver operating characteristics

S (espèce) : Tolérante au stress

SR (espèce) : Tolérante au stress et rudérale

SETRA : Service d'études sur les transports, les routes, et leurs aménagements

SIC : Site d'importance communautaire

STICS : Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard

TDR : Time domain reflectometry

TVB : Trame verte et bleue

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

USIRF : Union des syndicats de l'industrie routière française

ZBa : Zones de bassin

ZBo : Zones boisées

ZC : Zones de culture (semis)

ZD : Zones dérasées

ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, floristique et faunistique

ZPS : Zone de protection spéciale

ZSC : Zone spéciale de conservation

PARAMETRES

θ : teneur en eau volumique du sol (-)

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle (-)

θ_s : teneur en eau volumique à saturation (-)

σ : indice de stress hydrique du couvert végétal (-)

h : potentiel hydrique (ou potentiel matriciel) (cm)

z : profondeur de sol (cm)

K : conductivité hydraulique (cm/jour)

K_{sat} : conductivité hydraulique à saturation (cm/jour)

α et n : paramètre empirique de la fonctions analytique de Mualem-van Genuchten (cm⁻¹)

ρ_b : masse volumique apparente (g.cm⁻³)

RU : Réserve utile en eau du sol (cm)

PC : période de croissance

PR : profondeur d'enracinement pondérée maximale du couvert (cm)

Ca : Calcium (g.kg⁻¹)

CaCO₃ : carbonate de calcium (g.kg⁻¹)

CE = conductivité électrique (mS.m⁻¹)

CEC : Capacité d'échange cationique (cmol.kg⁻¹)

Ct : carbone total (g.kg⁻¹)

D_{app} = densité apparente de l'horizon H1 (g.cm⁻³).

DISTA19 = distance du relevé à l'autoroute A19 (m)

MO : matière organique du sol (%)

Na : Sodium (g.kg⁻¹)

Nt : azote total (g.kg⁻¹)

P₂O₅ : phosphore (g.kg⁻¹) (assimilable)

pH (-)

Pt : profondeur maximale de sol (cm)

profH1 : profondeur de l'horizon H1 (cm)

%A = fraction en argile (%)

%L = fraction en limons (%)

%S = fraction en sable (%)

E_i : indice d'équitabilité du relevé i ($E_i = 1 - Hill$) (-)

S_i : densité spécifique du relevé i (espèce/m²)

Ind_i : indice d'indigénat du relevé i (espèce/m²)

$Ex_{i_partiel}$: indice d'exogénat partiel du relevé i (espèces/m²)

Ex_{i_strict} : l'indice d'exogénat strict du relevé i (espèces/m²)

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES	1
LISTE DES TABLEAUX	8
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION.....	10
1.1 Perte de biodiversité et activités anthropiques	10
1.1.1 <i>L'érosion de la biodiversité : constats et responsabilités.</i>	<i>10</i>
1.1.2 <i>Pourquoi étudier les effets des routes sur la biodiversité ?</i>	<i>11</i>
1.2 De l'évaluation des impacts sur la biodiversité ... à la tentative de leur compensation	12
1.2.1 <i>L'évaluation des impacts des infrastructures routières.....</i>	<i>12</i>
1.2.1.1 <i>La « Road Ecology » au service de l'évaluation environnementale des impacts routiers</i>	<i>12</i>
1.2.1.2 <i>Evaluation environnementale et étude d'impact sur l'environnement</i>	<i>12</i>
1.2.1.2.1 <i>Définitions</i>	<i>12</i>
1.2.1.2.2 <i>La réglementation nationale</i>	<i>13</i>
1.2.1.2.3 <i>La réglementation européenne et mondiale</i>	<i>13</i>
1.2.1.3 <i>Les outils de prise en compte de la biodiversité dans les évaluations environnementales des projets routiers et les informations clefs pour la biodiversité.</i>	<i>14</i>
1.2.1.4 <i>Evaluation environnementale et étude d'impact : une estimation réelle des impacts sur la biodiversité ?.....</i>	<i>15</i>
1.2.2 <i>Vers une stratégie de compensation écologique des pertes de la biodiversité.</i>	<i>15</i>
1.2.3 <i>L'émergence de l'ingénierie écologique au service des aménageurs pour limiter la perte de biodiversité.....</i>	<i>17</i>
1.3 Objectifs de la thèse.....	19
1.3.1 <i>Définition du sujet, problématique de travail et enjeux.....</i>	<i>19</i>
1.3.2 <i>Hypothèses de travail.....</i>	<i>19</i>
1.4 Structure de la thèse	20
CHAPITRE 2 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	22
2.1 Introduction.....	22
2.1.1 <i>Définition de l'emprise routière.....</i>	<i>22</i>
2.1.2 <i>Catégorisation des impacts des infrastructures routières</i>	<i>22</i>
2.2 Les impacts des routes sur les conditions abiotiques	23
2.2.1 <i>L'apparition d'un microclimat spécifique participe à la formation de l'effet « lisière ».....</i>	<i>23</i>
2.2.2 <i>Modifications physiques du sol et du compartiment aérien.....</i>	<i>24</i>

2.2.2.1	Modification de la circulation de l'air	24
2.2.2.2	Modification des conditions d'éclairement et hausse de la température de l'air et du sol	24
2.2.2.3	Modification de la structure des sols et de la ressource en eau	24
2.2.2.3.1	La structure des sols	24
2.2.2.3.2	La ressource en eau	25
2.2.3	Modifications des propriétés chimiques du sol et du compartiment aérien.....	28
2.2.3.1	Effets sur l'acidité et les nutriments du sol	28
2.2.3.2	Effets sur la matière organique du sol	28
2.2.3.3	L'évolution de la charge en polluants générés par le trafic routier.	29
2.3	Les impacts des routes sur la biodiversité végétale.....	30
2.3.1	Les impacts sur la diversité végétale des bords de route.	30
2.3.1.1	Composition de la biodiversité des bords de route	30
2.3.1.1.1	Description qualitative.....	30
2.3.1.1.2	Description quantitative.	32
2.3.1.2	Structuration spatiale de la diversité végétale des bords de routes	32
2.3.2	Les impacts sur la diversité végétale des milieux adjacents et des paysages.....	33
2.3.2.1	Etude des milieux adjacents	33
2.3.2.2	Etude des effets paysagers.....	34
2.4	Modélisation spatiale de la biodiversité végétale.....	36
2.4.1	Théories de distribution spatiale de la biodiversité végétale.	36
2.4.1.1	Théorie de la niche écologique	37
2.4.1.2	Théorie de la neutralité	38
2.4.2	Représentation et prédiction de la biodiversité végétale.....	39
2.4.2.1	Les objets modélisés.....	39
2.4.2.2	Les approches de modélisation développées.....	40
2.4.2.2.1	Les modèles déterministes	40
2.4.2.2.2	Les modèles mécanistes	41
2.4.2.2.3	Les améliorations de ces deux approches : vers une approche semi-mécaniste.	42
2.4.2.3	Les prédicteurs environnementaux de la biodiversité végétale	42
2.5	Conclusion du chapitre 2.....	47
CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES.....		49
3.1	Un couplage original de deux modèles	49
3.1.1	Schéma général, principe et résultats attendus du couplage	49
3.1.2	Présentation du modèle hydrologique HYDRUS-1D.	49
3.1.2.1	Principe	49
3.1.2.2	Equation de Richards.....	51
3.1.2.3	Paramètres hydriques du sol	52
3.1.2.4	Fonction « Puits racinaire ».....	53
3.1.2.5	La demande climatique.....	54
3.1.2.6	Entrées et sorties du modèle.	55
3.1.3	Présentation du modèle de niche écologique.	55
3.1.3.1	Principe	55
3.1.3.2	Etape « Assemblage » des relevés en communautés.....	56
3.1.3.2.1	Evaluation du niveau de ressemblance ou de similarité.	56

3.1.3.2.2	Classification et formation des clusters ou « communautés »	57
3.1.3.2.3	Détermination du nombre de partitions.	58
3.1.3.2.4	Détermination des espèces diagnostiques et de la phytosociologie des communautés statistiques.....	58
3.1.3.3	<i>Etape « Prévion »</i>	59
3.1.3.3.1	Présentation du GLM.....	59
3.1.3.3.2	Evaluation du modèle	60
3.2	Présentation du site d'étude.....	61
3.2.1	<i>Situation générale</i>	61
3.2.2	<i>Contexte géologique</i>	62
3.2.3	<i>Contexte climatique</i>	63
3.2.4	<i>Contexte hydrologique</i>	66
3.2.5	<i>Contexte pédologique</i>	66
3.2.6	<i>Contexte floristique</i>	70
3.3	Mesures expérimentales.....	72
3.3.1	<i>Caractérisation du compartiment biotique</i>	72
3.3.1.1	<i>Acquisition de données floristiques</i>	72
3.3.1.2	<i>Caractérisation quantitative de la composition de la diversité végétale</i>	73
3.3.1.3	<i>Caractérisation qualitative de la diversité végétale spécifique et comportement individuel des espèces</i>	74
3.3.1.4	<i>Acquisition des variables écologiques spécifiques</i>	74
3.3.1.5	<i>Caractérisation de la spécialisation écologique des cortèges floristiques</i>	75
3.3.1.6	<i>Acquisition des stratégies adaptatives et des formes de vie</i>	75
3.3.1.6.1	Les formes de vie	76
3.3.1.6.2	Les stratégies CSR.....	76
3.3.1.7	<i>Caractérisation de la spécialisation adaptative des cortèges floristiques</i>	77
3.3.2	<i>Caractérisation du biotope</i>	77
3.3.2.1	<i>Analyses physiques du sol du Mont-aux-Liens</i>	77
3.3.2.1.1	Détermination de la masse volumique apparente	77
3.3.2.1.2	Détermination de la réserve utile en eau du sol	78
3.3.2.1.3	Détermination du stress hydrique du couvert	79
3.3.2.1.4	Détermination de la teneur en eau du sol.....	79
3.3.2.2	<i>Analyses chimiques du sol du « Mont-aux-Liens »</i>	82
CHAPITRE 4 : MODELISATION DES TRANSFERTS D'EAU DANS LE SYSTEME SOL-PLANTE DU MONT-AUX-LIENS.		84
4.1	Acquisition des paramètres du modèle.....	84
4.1.1	<i>Géométrie du système</i>	84
4.1.2	<i>Conditions aux limites du système</i>	84
4.1.2.1	<i>Condition à la limite supérieure</i>	84
4.1.2.2	<i>Détermination de la période de croissance (PC)</i>	84
4.1.2.3	<i>Définition de la hauteur moyenne de couvert H_m et de sa variation annuelle</i>	85
4.1.2.4	<i>Condition à la limite inférieure</i>	85
4.1.3	<i>Périodes de simulation</i>	85
4.1.4	<i>Etats hydriques initiaux</i>	86
4.1.5	<i>Paramètres hydriques du sol</i>	86
4.1.5.1	Détermination de θ_r , θ_s , θ_{CR} , θ_{PF} α et n	86

4.1.5.2	Détermination de K_{sat}	87
4.1.6	Puits racinaire	87
4.1.6.1	Définition du type de couvert.....	87
4.1.6.2	Conditions de présence du couvert	88
4.1.6.3	Définition du LAI.....	88
4.1.6.4	Définition du profil de densité racinaire et de sa forme.....	89
4.1.6.5	Définition de la profondeur racinaire moyenne	90
4.2	Résultats	90
4.2.1	Courbes $\theta(h)$ et $K(h)$ des systèmes modélisés.....	90
4.2.1.1	Analyse globale.....	90
4.2.1.2	Analyse par zones aménagées.....	92
4.2.2	Validation des valeurs de θ simulées par les mesures in situ.....	96
4.2.2.1	Par la méthode gravimétrique	96
4.2.2.1.1	Analyse globale.....	96
4.2.2.1.2	Analyse par zones aménagées	97
4.2.2.2	Par la méthode diélectrique	97
4.2.3	Evolution des flux aux limites du système.	99
4.2.3.1	A limite supérieure	99
4.2.3.1.1	Précipitations	99
4.2.3.1.2	Transpiration et évaporation	99
4.2.3.2	A la limite inférieure.....	101
4.2.4	Evolution des variables d'état hydrique.....	101
4.2.4.1	Evolution moyenne de $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ au sein du Mont-aux-Liens	101
4.2.4.1.1	Evolution du potentiel moyen (h_{ZR_moy}) de la zone racinaire et de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire ($\theta_{rac-moy}$).....	101
4.2.4.1.2	Evolution du potentiel matriciel (h) et de la teneur en eau volumique (θ) dans les profils de sol.	103
4.2.4.2	Analyse de la tendance $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ parmi les profils de simulation.....	106
4.2.4.3	Analyse de la tendance $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ par zones aménagées.	109
4.2.5	Evolution du stress hydrique du couvert.....	110
4.2.5.1	Analyse de l'évolution temporelle moyenne du stress hydrique σ du Mont-aux-Liens	110
4.2.5.2	Analyse de l'évolution spatiale et temporelle du stress hydrique σ au sein du Mont-aux-Liens.	111
4.2.5.2.1	Par profil.....	111
4.2.5.2.2	Par zones aménagées par le constructeur	113
4.2.6	Discussion.....	116
4.2.6.1	Discussion des résultats	116
4.2.6.2	Discussion autour des méthodes employées pour la paramétrisation du modèle	118
4.3	Conclusion du chapitre 4.....	120

CHAPITRE 5 : MODELISATION DE LA BIODIVERSITE VEGETALE AU SEIN D'UN AMENAGEMENT PAYSAGER AUTOROUTIER (A19), AU CŒUR D'UNE ZONE D'AGRICULTURE INTENSIVE.

5.1	Paramétrisation du modèle de niche écologique.	121
5.1.1	Définition du système et des périodes de simulation	121
5.1.2	Détermination des traits de biodiversité de composition utilisés.....	121

5.1.3	Assemblage des relevés en communautés	122
5.1.3.1	<i>Influence des espèces rares sur la classification des relevés</i>	<i>122</i>
5.1.3.2	<i>Détermination du seuil de fidélité statistique.....</i>	<i>123</i>
5.1.4	Détermination des prédicteurs environnementaux des communautés statistiques.	123
5.1.4.1	<i>Le choix des relevés</i>	<i>123</i>
5.1.4.2	<i>Les prédicteurs testés.....</i>	<i>124</i>
5.2	Résultats	125
5.2.1	Analyse de la biodiversité végétale spécifique du Mont-aux-Liens.....	125
5.2.1.1	<i>Biodiversité spécifique quantitative.....</i>	<i>125</i>
5.2.1.1.1	<i>La richesse spécifique (α-diversité).</i>	<i>125</i>
5.2.1.1.2	<i>Déterminisme abiotique de l'α-diversité.....</i>	<i>126</i>
5.2.1.2	<i>Biodiversité spécifique qualitative</i>	<i>129</i>
5.2.1.2.1	<i>Présentation des espèces recensées.....</i>	<i>129</i>
5.2.1.2.2	<i>Comportements individuels des espèces.....</i>	<i>130</i>
5.2.1.2.3	<i>Caractéristiques fonctionnelles des espèces</i>	<i>133</i>
5.2.2	Analyse de la biodiversité des communautés végétales du Mont-aux-Liens	138
5.2.2.1	<i>Résultats de l'Etape « Assemblage »</i>	<i>138</i>
5.2.2.1.1	<i>Dendrogrammes</i>	<i>138</i>
5.2.2.1.2	<i>Nombre optimal de partitions K</i>	<i>138</i>
5.2.2.2	<i>Diversité des communautés statistiques du Mont-aux-Liens.....</i>	<i>142</i>
5.2.2.2.1	<i>β-diversité des communautés statistiques.....</i>	<i>142</i>
5.2.2.2.2	<i>Description qualitative des communautés statistiques</i>	<i>143</i>
5.2.2.2.3	<i>Distribution spatiale des communautés statistiques.....</i>	<i>147</i>
5.2.2.2.4	<i>Caractéristiques fonctionnelles des communautés statistiques</i>	<i>147</i>
5.2.2.3	<i>Résultats de l'étape « Prévion ».....</i>	<i>149</i>
5.3	Discussion	154
5.3.1	Sur les résultats d'analyse de la biodiversité spécifique végétale	154
5.3.1.1	<i>Mesure de l'α-diversité.....</i>	<i>154</i>
5.3.1.2	<i>Réflexion sur le déterminisme abiotique de l'α-diversité.....</i>	<i>155</i>
5.3.1.3	<i>Mesure de la diversité qualitative spécifique.</i>	<i>156</i>
5.3.1.4	<i>Déterminisme abiotique de la diversité qualitative spécifique</i>	<i>156</i>
5.3.2	Sur les résultats d'analyse de la biodiversité des communautés végétales statistiques	157
5.3.2.1	<i>Discussion sur la validité des communautés statistiques.....</i>	<i>157</i>
5.3.2.2	<i>Discussion sur la validité des modèles de prévision statistique</i>	<i>158</i>
5.4	Conclusion du chapitre 5.....	160
CHAPITRE 6 : ANALYSE DE LA PERFORMANCE ECOLOGIQUE DU MONT-AUX-LIENS.....		162
6.1	Introduction.....	162
6.2	Performance écologique de l'aménagement.....	162
6.2.1	Evolution de la biodiversité spécifique globale et de celle des relevés floristiques	162
6.2.1.1	<i>Augmentation de la densité spécifique moyenne et hétérogénéisation du couvert floristique.</i>	<i>162</i>
6.2.1.2	<i>Analyse qualitative de la transformation du cortège.</i>	<i>164</i>
6.2.1.2.1	<i>Comparaison des statuts patrimoniaux</i>	<i>164</i>
6.2.1.2.2	<i>Importance de la colonisation et implantation limitée des semis.....</i>	<i>164</i>

6.2.1.2.3	Comparaison des stratégies adaptatives.	167
6.2.1.2.4	Comparaison des preferendums écologiques	168
6.2.2	Analyse de la performance quantitative et qualitative à l'échelle des communautés végétales.....	169
6.2.2.1	Comparaison de la structuration végétale en communautés.....	169
6.2.2.2	Devenir quantitatif de la biodiversité végétale des zones aménagées.....	171
6.2.2.3	Devenir qualitatif de la biodiversité végétale des zones aménagées	171
6.2.2.3.1	Implantation des semis et colonisation exogène.	171
6.2.2.3.2	Comparaison des preferendums écologiques.	172
6.2.2.3.3	Comparaison des stratégies adaptatives.	175
6.2.3	Discussion de l'analyse de la performance écologique du Mont-aux-Liens.....	176
6.2.3.1	Performance quantitative	176
6.2.3.2	Performance qualitative	177
6.2.3.3	Déterminisme abiotique de la diversité végétale spécifique.	179
6.2.4	Conclusion	180
6.3	Propositions pour la valorisation de la biodiversité au sein du Mont-aux-Liens.....	180
6.3.1	Objectifs.....	180
6.3.2	Présentation des projets de revalorisation du Mont-aux-Liens.....	181
6.3.2.1	Le projet « ingénierie écologique »	182
6.3.2.1.1	Principe général	182
6.3.2.1.2	Description	182
6.3.2.2	Le projet « mosaïque initiale »	186
6.3.3	Les étapes de la restauration.	192
6.3.4	Les mesures de gestion proposées.	192
6.3.4.1	Restauration des conditions abiotiques	195
6.3.4.1.1	La restauration de la fertilité du sol.....	195
6.3.4.1.2	L'aménagement des conditions hydriques	196
6.3.4.2	Restauration des conditions biotiques	198
6.3.5	Discussion.....	208
6.3.5.1	Les méthodes de contrôle de fertilité du sol	208
6.3.5.2	L'utilisation des semis pour améliorer la performance écologique du Mont-aux-Liens.	208
6.3.5.3	Discussion du contrôle de la succession végétale	211
6.4	Conclusion du chapitre 6.....	212
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....		213
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		219
ANNEXES		243

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: le principe du « no net loss » (adapté de Slootweg et al. 2010)	16
Figure 1-2: Modèles conceptuels d'ingénierie écologique allogénique : application à l'homme comme organisme ingénieur (modifié de Jones et al 1994).....	18
Figure 1-3 : Logigramme de la démarche d'étude du Mont-aux-Liens (d'après Jones et al. 1994). L'étude des changements abiotiques et biotiques ainsi que les résultats produits par le chapitre 6 doivent permettre d'améliorer les protocoles de construction et de gestion des aménagements du territoire (+).	10
Figure 2-1 : Perturbation de la connectivité hydrologique générée par une route (adaptée de Forman et al. 2003). Rectangles gris = routes. (a) écoulements naturels des flux d'eau en absence de routes ; (b) écoulements des flux d'eau en présence de routes.....	27
Figure 2-2: Concept de niche écologique (Soberon et Peterson 2005) Le cercle vert « A » représente les régions dont les paramètres abiotiques sont appropriés à l'espèce (NF : Niche Fondamentale), le cercle rouge « M » les régions historiquement accessibles à l'espèce sans restriction des migrations et colonisation ; le cercle bleu « B » définit la région où se déroulent les interactions interspécifiques. RN : Niche réalisée.	37
Figure 2-3 : Représentation schématique de l'amplitude de la niche écologique d'une espèce (Bouzillé 2007)	37
Figure 2-4: Principe général de la modélisation de la biodiversité basée sur la théorie de la niche écologique (adapté de Ferrier et Guisan 2006).....	41
Figure 3-1 Principe général du couplage entre le modèle de fonctionnement hydrologique (HYDRUS-1D) et le modèle d'évolution de la biodiversité végétale (modèle de niche écologique GLM). La flèches en pointillées représente l'utilisation des sorties d'HYDRUS-1D (la teneur en eau volumique du fond de la zone racinaire (θ) et l'indice de stress hydrique du couvert végétal (σ)) pour le modèle de niche écologique.	49
Figure 3-2: Exemples de profils hydriques d'un sol présentant une zone saturée (nappe phréatique), à deux temps t1 et t2 (Musy et Soutter 1991).	50
Figure 3-3 : Influence de la texture et de la structure sur la relation $\theta(h)$ (Musy et Soutter 1991). ...	51
Figure 3-4: Allure générale de la relation $K(h)$ (Musy et Soutter 1991).....	52
Figure 3-5 : Fonction de stress hydrique (Feddes, Kowalik and Zaradny 1978).....	54
Figure 3-6 : Représentation schématique de la fonction de distribution du prélèvement racinaire potentiel $b(z)$ au sein de la zone racinaire.	54
Figure 3-7 : Paramètres d'entrées et de sorties dans HYDRUS-1D	55
Figure 3-8 : Présentation de la stratégie de modélisation du modèle "Biodiversité" (adapté de Ferrier et Guisan (2006))	56
Figure 3-9 : classification des relevés et formation d'un dendrogramme par utilisation de la méthode de Ward.	57
Figure 3-10 : Localisation du site « le Mont aux liens » sur l'autoroute A19 (source IGN) (a) et photographie aérienne du Mont-aux-liens (polygone rose) (source Google Earth) (b).....	61
Figure 3-11: Extrait de la carte géologique XXIV Château-Landon 1/50000 type 1922 (source BRGM) modifiée.	62
Figure 3-12 : Log stratigraphique simplifié du profil géologique du plateau de Beauce dans la région du Mont-aux-Liens	62

Figure 3-13 : Dispositif général de mesures climatiques au cœur du Mont-aux-Liens.	63
Figure 3-14 : Station météorologique Basic Weather Station BWS-200 (a) et pluviomètres AUG 100 (b).....	63
Figure 3-15 : Localisation des stations météorologiques (source IGN).....	64
Figure 3-16 : Diagrammes ombrothermiques des valeurs mensuelles moyennes mesurées de 1990 à 2009 (a), en 2010 (b) et en 2011 (c).....	65
Figure 3-17 : Localisation de la nappe de Beauce (en bleu) (réalisation sous Google Earth à partir du documents crée par Marie-José Broussaud, professeur au lycée Voltaire à Orléans et enseignante associée à l'INRP, grâce aux données fournies par les organismes locaux BRGM, SAGE, agence de l'eau, DIREN).	66
Figure 3-18 : Modèle numérique d'altitude du Mont-aux-Liens. Les zones foncées correspondent aux zones de plus hautes altitudes. La zone hachurée en rouge a subi les opérations de terrassement. L'annexe 3.4 présente le protocole de réalisation du modèle numérique altitudinal (MNA) (DGPS Trimble).	67
Figure 3-19 : Carottier pneumatique (à gauche) et tube cylindrique de prélèvement (droite).....	67
Figure 3-20 : Méthodologie des analyses granulométriques des profils de sol. H1 = horizon H1 ; H2 = horizon H2 ; H3 = horizon H3 ; H4 = horizon H4. Pour les 88 points de prélèvements (points noirs), les échantillons prélevés à la tarière à main dans H1 sont traités suivant le protocole d'analyse granulométrique 3 fractions ; les échantillons prélevés dans H2, H3 et H4 à l'aide du GEONOR sont analysés suivant la méthodologie d'analyse granulométrique 5 fractions pour H2 et H3. Les échantillons de H4 sont regroupés suivant une analyse colorimétrique et texturale faite par l'expérimentateur en raison de la taille réduite des échantillons.	68
Figure 3-21 : Distribution spatiale du nombre d'horizons par profil (a) et de la profondeur totale H _{tot} du sol (b) au sein du Mont-aux-Liens (interpolation IDW sous ArcGIS).	69
Figure 3 -22 : Profils-types observés au sein du Mont-aux-Liens. Les profondeurs présentées sont les profondeurs moyennes de chaque type de profils.	70
Figure 3-23: Distribution spatiale de la profondeur de H1 (profH1) (cm).	70
Figure 3-24 : Photographies du Mont-aux-liens-secteur nord. Janvier 2010.	71
Figure 3 -25: Corine Land Cover 2006 de la région du Mont-aux-Liens	71
Figure 3 -26: Organisation générale des 10 zones mises en place par l'aménageur en 2008 au sein du Mont-aux-Liens. Les points noirs localisent les emplacements des 96 relevés floristiques de 1m ² réalisés en 2010 et 2011.	72
Figure 3-27 : : Importance relative de la compétitivité (I_c), de la tolérance au stress (I_s) et de la tolérance aux perturbation ($I_d=I_R$) pour chaque stratégie adaptative (Grime 1977)).	76
Figure 3-28 : Localisation des relevés de mesures in situ de la masse volumique apparente au sein du Mont-aux-Liens (points noirs).	78
Figure 3-29 : Relation de corrélation entre la teneur en argile de l'horizon H1 et sa masse volumique apparente.	78
Figure 3-30 : Schéma du protocole de mesure de θ grâce aux sondes Theta Probe au sein de chaque quadrat (1m ²)	81
Figure 3 -31 : Localisation des 1357 points de mesure de ECa au sein du Mont-aux-Liens.	82
Figure 4-1 : Classes texturales des horizons de sol H1 (a), H2 (b), H3 (c), H4 (d) d'après le triangle des textures de la carte des sols de l'Aisne (Baize 2000).	86
Figure 4-2 : Distribution spatiale des couverts modélisés sous HYDRUS-1D pour le Mont-aux-Liens (interpolation IDW sous ArcGIS).	88
Figure 4-3 : Valeurs du LAI (Leaf Area Index) pondéré pour chaque relevé floristique, en 2010 et 2011.	89

Figure 4-4 : Relation $\theta_{\text{moy}}(h)$ (a) et $K_{\text{moy}}(h)$ (b) des horizons H1, H2, H3, H4 sur l'ensemble du Mont-aux-Liens.	91
Figure 4-5 : Distribution spatiale de la teneur en eau résiduelle θ_r de H1 (en eau) et de la teneur en eau à saturation θ_s de H1 (en bas) (IDW sous ArcGIS).....	91
Figure 4-6: Distribution spatiale des valeurs de conductivité hydraulique à saturation de l'horizon H1 (K_{sat}). Les relevés numérotés en rouge localisent les profils pour lesquels les valeurs de K_{sat} sont maximales. Les relevés numérotés en bleu sont ceux pour lesquels des valeurs de K_{sat} sont minimales (IDW sous ArcGIS).	92
Figure 4-7 : Relation $\theta(h)$ moyenne pour l'horizon H1 pour chaque zone aménagée.	93
Figure 4-8 : Relations $\theta(h)$ et $K(h)$ par zone aménagée pour l'horizon H1. Les graphiques $\theta(h)$ (a-1 ; b-1 ; c-1 ; d-1 ; e-1 ; f-1 ; g-1 ; h-1 ; i-1 ; j-1) montrent les courbes significativement différentes de la tendance moyenne (trait noir plein). Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne. Pour les graphiques de $K(h)$ (a-1 ; b-1 ; c-1 ; d-1 ; e-1 ; f-1 ; g-1 ; h-1 ; i-1 ; j-1), les courbes bleues montrent les valeurs minimales de chaque zone aménagée, les courbes rouges, les valeurs maximales. Zone 1= bandes dérasées ; zone 2 = points d'eau temporaires ou mares ; zone 3 = touffes ; zone 4 = pelouses thermophiles potentielles ; zone 5 = reboisements ; zone 6 = reboisements de jeunes pieds mycorhizés ; zone 7 = prairies fleuries ; zone 8 et 10 = zones de transition ; zone 9 = zone non semée.....	96
Figure 4-9 : Comparaison des valeurs de θ_{grav} obtenues pour chaque zone aménagée aux valeurs obtenues par HYDRUS-1D. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard (SE) de la moyenne. 97	
Figure 4-10: Comparaison des valeurs de θ_{moy} obtenues pour l'ensemble du site sous Hydrus en mars 2011 et en avril 2011 avec les valeurs mesurées in situ à l'aide des sonde theta-probes selon la calibration sol-spécifique et la calibration constructeur. Les barres d'erreur représentent l'écart-type.	98
Figure 4-11: Hauteurs de précipitations (RR) mesurées in situ en 2010 et 2011 (en bleu). Les traits verts marquent les limites des périodes de croissance (PC).....	99
Figure 4-12 : Evolution du flux cumulé moyen réel (pour l'ensemble du Mont-aux-Liens) en surface sur 2010 et 2011. Des valeurs négatives indiquent que les flux d'eau sont dominés par l'infiltration des apports d'eau.	100
Figure 4-13: Evolution de la transpiration réelle cumulée de l'ensemble du Mont-aux-Liens.	100
Figure 4-14: Evolution du flux d'eau cumulé moyen sur la limite inférieure des profils de sol pour 2010 et 2011.	101
Figure 4-15: Evolution du potentiel moyen de la zone racinaire $h_{\text{ZR_moy}}$ pour l'ensemble des profils de simulation et des précipitations totales (cm) au cours des décades de 2010 (a) et 2011 (b). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard de la valeur moyenne de $h_{\text{ZR_moy}}$. Les flèches vertes montrent les intervalles de temps correspondant aux périodes de croissance (PC).	102
Figure 4-16 : Evolution de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire $\theta_{\text{Rac_moy}}$ pour l'ensemble des profils de simulation et des précipitations totales (cm) au cours des décades de 2010 (a) et 2011 (b). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard de la valeur moyenne. Les flèches vertes montrent les intervalles de temps correspondant aux périodes de croissance (PC).....	102
Figure 4-17 : Distribution du pourcentage moyen (pour l'ensemble du site) de jours des périodes de croissances de 2010 et 2011 dans les différentes classes de potentiels caractérisant le stress hydrique. « $h \geq -10 \text{ cm}$ » : stress hydrique par excès d'eau sans prélèvement par le couvert ; « $-25 \text{ cm} < h \leq -10 \text{ cm}$ » : stress hydrique par excès d'eau avec prélèvement par le couvert ; « $-250 \text{ cm} < h \leq -25 \text{ cm}$ » : pas de stress hydrique et prélèvement maximal par le couvert ; « $-900 \text{ cm} < h \leq -250 \text{ cm}$ » : stress hydrique par manque d'eau avec T_p de $0,1 \text{ cm} < T_p < 0,5 \text{ cm}$; « $-8000 \text{ cm} < h \leq -900 \text{ cm}$ » : stress hydrique par manque d'eau avec $T_p < 0,1 \text{ cm}$; « $h \leq -8000 \text{ cm}$ » : stress hydrique maximal avec flétrissement du couvert.....	103
Figure 4-18: Sorties mensuelles en 2010 et 2011 de la relation $h(z)$ moyenne sur l'ensemble du Mont-aux-Liens	105
Figure 4-19 : Sorties mensuelles de la relation $\theta(z)$ moyenne sur l'ensemble du Mont-aux-Liens, en 2010 (a, b, c) et en 2011 (d, e, f)	106

Figure 4-20 : Distribution spatiale des valeurs de h_{ZR_moy} (cm) au sein du Mont-aux Liens durant la dernière décade de PC 2010 (en-haut) et de PC 2011 (en-bas). H1 A = Horizon H1 argileux ; H1 LAS = horizon H1 limono-argilo-sableux ; profils LSA = horizon H1 limono-sablo-argileux (IDW sous ArcGIS).	107
Figure 4-21 : Distribution spatiale des valeurs de θ obtenues sous HYDRUS, à 10 cm de profondeur, durant la dernière décade de PC 2010 (en-haut) et de PC 2011 (en-bas). H1 A = Horizon H1 argileux ; H1 LAS = horizon H1 limono-argilo-sableux ; profils LSA = horizon H1 limono-sablo-argileux (IDW sous ArcGIS).	107
Figure 4-22 : Variation en fonction du temps du potentiel moyen de la zone racinaire (h_{ZR_moy}) (a) et de la teneur en eau volumique θ à 10 cm de profondeur (b) pour 3 classes de textures de H1 : Moy = moyenne pour tous les profils ; A = texture argileuse ; LAS = texture limono-argilo sableuse ; LSA = texture limono-sablo argileuse.	108
Figure 4-23: Relation h_{ZR_moyen} (temps) pour les profils de simulation contrastant avec la tendance moyenne de ce paramètre au sein du Mont-aux-liens ("moyenne Mont-aux-Liens") au cours des décades de 2010 (a et b) et de 2011 (c et d)	109
Figure 4-24 : Evolution au cours du temps (décades de 2010) du potentiel moyen de la zone racinaire rencontrée dans la zone 4 et pour le Mont-aux-Liens dans son ensemble (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne).	110
Figure 4-25 : Evolution au cours du temps (décades de 2011) de la teneur en eau volumique moyenne de la zone racinaire rencontrée dans la zone 4 et pour le Mont-aux-Liens dans son ensemble (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne).	110
Figure 4-26 : Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ mesuré pour l'ensemble des quadrats au cours du temps, en 2010 et 2011.	111
Figure 4-27: Distribution spatiale des valeurs du stress hydrique cumulé σ en fin de période de croissance de 2010 (en haut) et de 2011 (en bas). Les numérotations localisent l'emplacement des profils pour lesquels le couvert végétal montre un stress hydrique cumulé σ significativement différent de σ_{moy} , la valeur moyenne mesurée pour tout le Mont-aux-Liens (IDW sous ArcGIS).	112
Figure 4-28 : Comparaison des relations $\sigma(t)$ pour les profils présentant un horizon H1 argileux (A), limono-argilo-sableux (LAS) et limono-sablo argileux (LSA) pour un couvert végétal de type « pasture ».	113
Figure 4-29 : Comparaison des relations $\sigma(t)$ moyennes pour les profils de couverts « pasture » et les profils de couvert « grass ».	113
Figure 4-30: Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ moyen par zone aménagée par le constructeur, en 2010 et 2011.	114
Figure 4-31 : Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ au sein de chaque zone aménagée par le constructeur, en 2010 et 2011. Seules sont représentées pour chaque zone, les courbes significativement différentes de la tendance moyenne (courbes noires) pour chaque zone aménagée (a) zone 1 (zone dérasée) ; (b) zone 2 (mares ou points d'eau temporaire) ; (c) zone 3 (touffes) ; (d) zone 4 (pelouse thermophile potentielle) ; (e) zone 5 (reboisements) ; (f) zone 6 (reboisements de jeunes pieds mycorhizés) ; (g) zone 7 (prairies fleuries) ; (h) zone 8 (zone de transition 1) ; (i) zone 9 (zone non semée) ; (j) zone 10 (zone de transition 2).	116
Figure 5-1: Relation R(K) pour les classifications avec et sans filtre des espèces rares (présentes dans moins d'un quadrat), en 2010 (a) et 2011 (b)	123
Figure 5-2 : Distributions spatiales des relevés utilisés pour la calibration des modèles de distribution spatiale en 2010 (a) et 2011 (c) et leur validation en 2010 (b) et 2011 (d).	124
Figure 5-3 : Relation entre la richesse spécifique par m ² (Si), l'équitabilité par m ² (Ei) et les paramètres chimiques (pH, CaCO ₃ = carbonate de calcium (%), MO=matière organique (%), Nt =azote totale (%), P ₂ O ₅ = phosphate assimilable (%)) de l'horizon H1 en 2010 et 2011, et les paramètres physiques (theta moy= teneur en eau moyenne sur la période de croissance sur la zone racinaire, sigma= stress hydrique moyen de la période de croissance, RU de la zone racinaire totale).	128

Figure 5-4 : Diagramme de fréquence des espèces recensées en 2010 et en 2011 parmi les 96 relevés floristiques au sein du Mont-aux-Liens. La classe [0-10 [regroupe les espèces présentent entre 0 et 10% des relevés floristiques, la classe [10 ; 20[, entre 10 et 20% des relevés floristiques, et ainsi de suite pour les autres classes.	131
Figure 5-5 : Valeur moyenne des variables d'Ellenberg (N =Richesse en nutriments (azotés) ; F=Humidité du sol ; K=continentalité ; L=Luminosité ; T= Température ; R=Réactivité du sol liée au pH) pour le Mont-aux-Liens en 2010 et en 2011. Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.	133
Figure 5-6 : Diagramme de fréquence des stratégies de Grime parmi les espèces recensées en 2010 et en 2011 (S= tolérance au stress S, R=rudéralité, C=compétitivité. CS, CR, SR et CSR représentent les stratégies mixtes).	136
Figure 5-7 : Evolution de la distribution spatiale des stratégies adaptatives primaires (S, R, C) et secondaires (SR, CR, CS, CSR), projetées et observées en 2010 et 2011. Pour chaque quadrat, la couleur est d'autant plus intense que la stratégie étudiée est majoritaire. Les quadrats en blanc ne présentent pas la stratégie étudiée (Méthode Allocation euclidienne sous ArcGis).	137
Figure 5-8 : Relation R(K) pour la comparaison des classifications hiérarchiques des relevés de 2010 et 2011.	138
Figure 5-9 : Relation entre la variance intra-groupe maximale ($Var-max_{relev-GrX}$) et le nombre de partitions K en 2010 (courbe bleue) et en 2011 (courbe verte). La droite rouge marque le seuil de cette valeur fixé par l'hypothèse 1.	139
Figure 5-10 : Relation entre le nombre minimal de relevés par groupe X ($N_{relev-GrX}$) et le nombre de partitions K en 2010 (courbe bleue), et en 2011 (courbe verte). La droite rouge marque le seuil de cette valeur fixé par l'hypothèse 2.	139
Figure 5-11 : Relation entre le nombre de groupes sans espèces diagnostiques propres ($N_{groupes_nul}$) et le nombre de partitions en 2010 (a) et 2011 (b) pour les seuils de significativité pour la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).	140
Figure 5-12 : Relation entre le nombre total d'espèces diagnostiques parmi les groupes (N_{diag_tot}) et le nombre de partitions en 2010 (a) et 2011 (b) , pour les seuils de significativité de la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).	141
Figure 5-13 : Relation entre le nombre de groupes avec plus de 2 espèces diagnostiques propres ($N_{groupe_diag>2}$) et le nombre de partitions en 2010 (a), et 2011 (b), pour les seuils de significativité de fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).	141
Figure 5-14 : Comparaison des richesses spécifiques moyennes par m ² (Si) de chaque communauté en 2010 (a) et en 2011(b) , aux valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens (Chaque barre d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne SE).	142
Figure 5-15 : Comparaison des valeurs moyennes de l'indice Ei (1-Hill) par m ² de chaque communauté en 2010 (a) et en 2011(b), aux valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne SE).	143
Figure 5-16 : Fréquence moyenne /m ² du pool d'espèces semées dans le Mont-aux-Liens au sein de chaque communauté statistique recensée en 2010 (a), et en 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne (SE)	143
Figure 5-17 : Cartographie des communautés statistiques de 2010 (g-1 à g-6) et de 2011 (g-A, g-B, g-C) (Allocation Euclidienne sous ArcGIS).	147
Figure 5-18 : Valeur moyenne des variables d'Ellenberg (N =Richesse en nutriments (azote) ; F=Humidité du sol ; K=continentalité ; L=Luminosité ; T= Température ; R=Réactivité du sol liée au pH) pour chaque communauté statistique de 2010 (a) et de 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.	148
Figure 5-19 : Fréquence moyenne de chaque stratégie primaire (S = résistance au stress ; R= rudéralité ; C = compétitivité) pour les communautés statistiques de 2010 (a), et 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.	149
Figure 5-20 : Distribution spatiale de la présence (points rouges) et de l'absence (points bleus) observées des communautés de 2010 (a, b) et 2011 (c) dans les relevés utilisés pour la validation	

des modèles. Les points gris (a',b',c') montrent les probabilités de présence de chaque communauté aux points de validation. Les seuils optimaux de probabilité de présence définis par la fonction ROC sont 0,449 (g-1), 0,154 (g-2), 0,266 (g-3), 0,127 (g-4), 0,279 (g-5), 0,26 (g-6), 0,484 (g-A), 0,089 (g-B), 0,364 (g-C)..... 154

Figure 6-1 : Distribution spatiale de la variation de la densité spécifique (espèces/m²) dans le Mont-aux-Liens entre le projet et les observations in situ en 2011. Les couleurs traduisent l'intensité de la variation, en perte ou hausse, de la densité spécifique (espèces.m⁻²) ; « hausse » = la densité spécifique observée est plus élevée que celle envisagée par le projet ; « perte » : la densité spécifique observée est moins élevée que celle envisagée par le projet ; « stabilité » : la densité spécifique observée correspond à la densité du projet (IDW sous ArcGis). 163

Figure 6-2 : Distribution spatiale de la variation de l'abondance relative Ei dans le Mont-aux-Liens entre le projet et les observations in situ en 2011. Les couleurs traduisent l'intensité de la variation ; « hausse » = l'abondance relative observée est plus élevée que celle envisagée par le projet ; « baisse » : l'abondance relative observée est moins élevée que celle envisagée par le projet ; « stabilité » : l'abondance relative observée correspond à la densité du projet (IDW sous ArcGis). 164

Figure 6-3 : Distribution spatiale des indices d'indigénat Ind_i (a), d'exogénat partiel Ex_{i-partiel} (b) et d'exogénat strict Ex_{i-strict} (c) à l'issue de 2011 (IDW sous ArcGIS). 166

Figure 6-4 : Comparaison des fréquences moyennes (par m²) des stratégies adaptatives de Grime rencontrées dans le Mont-aux-Liens. S = tolérance au stress ; C =compétitivité ; R = rudéralité ; CS = compétitivité et tolérance au stress ; SR = tolérance au stress et rudéralité ; CR = compétitivité et rudéralité ; CSR = compétitivité, tolérance au stress et rudéralité. 167

Figure 6-5 : Evolution de la distribution spatiale des stratégies adaptatives primaires (S, R, C) et secondaires (SR, CR, CS, CSR) projetées et observées en 2011. Pour chaque relevé, la couleur est d'autant plus intense que la stratégie étudiée est majoritaire. Les relevés en blanc ne présentent pas la stratégie étudiée (Allocation euclidienne sous ArcGis)..... 168

Figure 6-6 : Comparaison des moyennes d'Ellenberg pondérée (/m²) pour le Mont-aux-Liens. N=nutriments, F=humidité édaphique ; K=continentalité ; L=lumière ; T=température ; R=réactivité. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard à la moyenne (SE)..... 169

Figure 6-7 : Organisation générale des 10 zones mises en place par l'aménageur en 2008 au sein du Mont-aux-Liens. Les zones 1 et 4 présentent le semis ZD, la zone 7 le semis PFL, les zones 3 et 5 le semis ZBo, les zones 8 et 10 le semis ZC. La zone 9 n'est pas semée (NS) (source COFIROUTE)..... 170

Figure 6-8 : Distribution spatiale des communautés d'herbacées mises en place par l'aménageur sous la forme de semis (Allocation euclidienne sous ArcGIS). 170

Figure 6-9 : Comparaison de la densité spécifique par zones aménagées dans le projet et à l'issue de 2011 ; ZD = semis « zones dérasées » ; PFL = semis « prairies fleuries » ; ZBo = semis « zone boisées » ; ZC = semis « zone de culture » ; la zone 9 est non semée ; les barres d'erreur représentent la déviation standard (SD) à la moyenne. 171

Figure 6-10 : Analyse par zone aménagée du succès d'implantation à l'issue de 2011, des espèces semées (Ind_{i_moyen}) (a), de la fréquence de colonisation par les espèces exogènes partielles (Exo_{i_partiel_moyen}) (b) et strictes (Exo_{i_strict_moyen}) (c). La zone 9 n'est pas semée. Les zones 1 et 4 présentent le semis ZD, la zone 7 le semis PFL, les zones 3 et 5 le semis ZBo, les zones 8 et 10 le semis ZC. La zone 9 n'est pas semée (NS). Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard de la moyenne. 172

Figure 6-11 : Comparaison des valeurs écologiques moyennes (Xmoy) par m², projetées (Xp) et observées à l'issue de 2011 (X2011) pour chaque semis. Les valeurs écologiques considérées sont N (Nutriments), R (Réactivité), L (Luminosité), F (Humidité du sol), T (Température) et K (Continentalité). Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard de la moyenne. 174

Figure 6-12 : Distribution spatiale des stratégies adaptatives de Grime programmées par les constructeurs ; S = tolérance au stress ; CS = tolérance au stress et compétitivité (méthode d'allocation euclidienne sous ArcGIS). 175

Figure 6-13 : Comparaison des stratégies adaptatives rencontrées par zone semée et non semée, programmées par les semis (projet) et des cortèges à l'issue de 2011 (2011). S = tolérance au

stress ; C = compétitivité ; R = rudéralité ; CS = compétitivité et tolérance au stress ; SR = tolérance au stress et rudéralité ; CR = compétitivité et rudéralité ; CSR = compétitivité, tolérance au stress et rudéralité. 176

Figure 6-14 : Distribution spatiale des habitats de références choisis pour le projet « ingénierie écologique » (Allocation euclidienne sous ArcGIS)..... 183

Figure 6-15 : Distribution spatiale des habitats de références choisis pour le projet « mosaïque initiale » 186

Figure 6-16 : Teneurs en eau volumique à la base de la zone racinaire (a et b) et conditions potentiel matriciel moyen de la zone racinaire (c et d), pour une condition de flux nul à la limite inférieure du profil de sol (résultats de simulation sous HYDRUS), pour 3 épaisseurs de substrats recouvrant le géotextile (35 cm, 75 cm et 105 cm) et 2 régimes de précipitations (régime départemental moyen et régime départemental minimal). Les deux régimes de précipitations sont issus de données météorologiques mesurées à la station de LADON. Le régime minimal correspond à la chronique de précipitations de l'année présentant le plus faible niveau de précipitations totales annuelles entre 1990 et 2007. Le régime moyen correspond à la chronique moyenne de précipitations entre 1990 et 2011. 197

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Paramètres abiotiques impactant la biodiversité.....	44
Tableau 3-1 : Echelle Braun-Blanquet modifiée d'après Baudière et Serve (1975) et De Foucault (1980).....	73
Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif des pourcentages d'espèces renseignées par la BDD ECOPLANT pour les variables écologiques d'Ellenberg, en 2010 et 2011.....	75
Tableau 3-3 : Paramètres physicochimiques mesurés in situ utilisés pour valider les indices de spécialisation d'Ellenberg par relevé. Nt = azote total (g.kg^{-1}) ; Ct = carbone total (g.kg^{-1}) ; Corg = carbone organique (g.kg^{-1}) ; MO = matière organique (%) ; C/N = rapport carbone organique / azote total (-) ; P_2O_5 = phosphore (g.kg^{-1}) ; CaCO_3 = carbonate de calcium (g.kg^{-1}) ; Ca = Calcium (g.kg^{-1}) ; profH1= profondeur de l'horizon H1 (cm) ; σ_{moyPC} = stress hydrique moyen cumulé sur la période de croissance (-) ; θ_{moyPC} = teneur en eau volumique moyenne de l'horizon H1 sur la période de croissance (-) ; RU = réserve utile ; DA = densité apparente de l'horizon H1 (g.cm^{-3}) ; Ks = conductivité hydraulique (cm.j^{-1}) ; θ_r = teneur en eau volumique résiduelle (-) ; θ_s = teneur en eau volumique à saturation (-) ; α (cm^{-1}).....	75
Tableau 3-4: Tableau récapitulatif des pourcentages d'espèces renseignées par la BDD ECOPLANT pour les types biologiques et les stratégies adaptatives en 2010 et 2011.....	76
Tableau 5-1 : Analyse de la similarité S des quadrats d'inventaires floristiques (SE =Standard Error)	121
Tableau 5-2 : Paramètres testés comme prédicteurs environnementaux.....	125
Tableau 5-3 : Présentation des espèces inventoriées en 2010 et 2011. La colonne « Origine » signale la provenance des espèces : les espèces issues des semis de 2008 sont signalées par « s », celles non issues de ces semis sont signalées par « ns ». Le statut régional se décompose en « Indigène » (Ind), « Accidental » (Acc), « cultivé » (Cult), « Naturalisé » (Nat) et « non renseigné » (-). Le statut de protection régional est signalé par NP quand l'espèce n'est pas protégée par la réglementation en région Centre, et par (-) quand ce statut n'est pas précisé.....	129
Tableau 5-4 : Changement d'occupation des relevés par les espèces entre 2010 et 2011. « P » est la valeur P-value du test de McNemar déterminant la significativité du changement du nombre de relevés occupés ; 1,1 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 et 2011 ; 1,0 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 mais pas en 2011 ; 0,1 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2011 mais pas en 2010 ; 0,0 = nombre de relevés où les espèces sont absentes en 2010 et 2011 ; n2010 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 ; n2011= nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2011 ; Δn = nombre de relevés de changement de statut d'occupation entre 2010 et 2011. Les espèces sont classées en « espèces en expansion » ($\Delta n > 0$), « espèces en régression » ($\Delta n < 0$), en espèces stables ($\Delta n = 0$). Seules les espèces en gras montrent un changement d'occupation significatif. Les deux classes « espèces en expansion non testées » et « espèces en régression non testées » présentent les espèces pour lesquelles le test de McNemar n'a pu être appliqué en raison d'un nombre trop réduit de relevés dans lesquels les espèces sont présentes.....	131
Tableau 5-5 : Valeurs moyennes des paramètres chimiques mesurés pour l'horizon de surface H1 (SE est l'erreur standard de la moyenne) ; Nt = Azote total ; MO=Matière organique ; C/N = Carbone organique/Azote total ; CaCO_3 = Carbonate de calcium ; CEC = capacité d'échange cationique ; P_2O_5 = forme du phosphore assimilable.	134
Tableau 5-6 : Corrélation entre variables d'Ellenberg pondérée pour chaque quadrat et les variables de validation. « + » = corrélation significative positive ; « - » = corrélation significative négative ; néant = pas de corrélation significative.	135

Tableau 5-7 : Corrélations entre les paramètres physicochimiques et le niveau de compétitivité, de rudéralité et de tolérance au stress moyen par m ² , estimés au niveau de chaque relevé en 2011. Seuls les résultats significatifs sont présentés.	137
Tableau 5-8 : Nombre de partitions (K) pour lesquelles $N_{groupes_nul} = 0$ (hypothèse 3) en 2010 et 2011 pour les seuils de significativité pour la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).	140
Tableau 5-9 : Identification des espèces diagnostiques et statistiques de fidélités par communauté (Groupe) en 2010.....	144
Tableau 5-10 : Identification des espèces diagnostiques et statistiques de fidélités par communauté (Groupe) en 2011.....	145
Tableau 5-11 : Paramètres des modèles de distribution des communautés statistiques de 2010 (a) et 2011 (b).; D^2_{gX} = valeur de D^2 définie pour le modèle de la communauté gX en prenant en compte tous les prédicteurs environnementaux définis pour cette communauté	150
Tableau 5-12 : $d^2 * 100$ définis par prédicteur environnemental pour chaque communauté de 2010 (a), et de 2011 (b) pour chaque modèle. $d^2 * 100$ de chaque paramètre pour chaque communauté représente la contribution de ce paramètre pris isolément dans l'explication de la distribution spatiale de la communauté considérée.	151
Tableau 5-13 : Statistiques de la performance des modèles de distribution spatiale des communautés de 2010 et de 2011, calculées lors de l'étape de calibration et celle de validation.	152
Tableau 6-1 : Objectifs des projets de valorisation du Mont-aux-Liens en termes de biodiversité végétale. ↑ = augmentation, ↔ = stabilisation, ↓ = diminution	181
Tableau 6-2 : Caractéristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens dans le cadre du projet « ingénierie écologique » (sources : Bissardon et Guibal 1997, Bensettiti et al. 2005a, 2005b, Pujol et al. 2007).	184
Tableau 6-3 : Présentation des habitats de référence proposés pour chaque zone de la mosaïque initiale proposée par le constructeur pour la valorisation de type « mosaïque initiale ».	187
Tableau 6-4 : Caractéristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens dans le cadre du projet « mosaïque initiale » (sources : Bissardon et Guibal 1997, Bensettiti et al. 2005a, 2005b, Pujol et al. 2007).	188
Tableau 6-5 : Planification des mesures de gestion et aménagement nécessaires par habitat de référence	193
Tableau 6-6 : Caractéristiques des cortèges floristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens. <i>Origine</i> : I = indigène en Loiret, NAT = naturalisé ; <i>Rareté départementale</i> : ND = non défini, TC = très commun, C = commun, AC = assez commun, AR = assez rare, R = rare, TR = très rare, NR = non revu après 1990 ; <i>Statut patrimonial</i> : ZNIEFF = espèce déterminante de ZNIEFF ; PR = protection régionale ; PN = protection nationale ; « - » : pas de statut particulier ; <i>Forme biologique</i> : A = annuelle ; BISA = bisannuelle ; V = vivace ; ARB = arbuste ; ARBRISS = arbrisseau ; sous arbriss = sous-arbrisseau, ARBRE = arbre ; <i>Observation in situ en 2011</i> : N = non, O = oui (par défaut, compte tenu de la très forte mortalité des ligneux et de l'absence de suivi sur cette strate, N leur est attribué) ; <i>Disponibilité à la vente</i> : N = non, O = oui (d'après les informations recueillies chez Nova-flore (source : Pujol et al. 2007)).	200

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

1.1. Perte de biodiversité et activités anthropiques

1.1.1. L'érosion de la biodiversité : constats et responsabilités.

Néologisme composé à partir des mots « diversité » et « biologique », la biodiversité se définit simplement comme la diversité du vivant. Elle est définie plus précisément par la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine, des écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (UNCED 1992).

Les premières études abordant cette notion révèlent dès les années 80 de profondes inquiétudes de la part des scientifiques sur le devenir du vivant face aux activités humaines. Ces inquiétudes sont portées sur la scène politique internationale par la ratification de Convention sur la Diversité Biologique lors de la conférence des Nations Unies sur le développement durable ou Sommet de la Terre, en juin 1992, à Rio de Janeiro, puis par la publication du Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005). Sont alors reconnues à l'échelle internationale l'existence de préoccupations et de convoitises vis-à-vis de la diversité du monde vivant, la responsabilité des sociétés humaines dans les transformations profondes des écosystèmes (Likens 1992) et notamment de leur implication dans la perte massive, rapide et irréversible de biodiversité mondiale, extraordinaire (hot spot) et ordinaire. *« Sur l'ensemble de la planète, la biodiversité – la diversité de la vie, depuis les bactéries jusqu'aux plantes, depuis les espèces jusqu'aux écosystèmes – est en déclin. En quelques décennies, les altérations et les destructions causées par l'homme aux écosystèmes naturels – en particulier les forêts primaires, les forêts tropicales, les zones humides, les mangroves, les lacs, les rivières, les mers et les océans – ont crû à un rythme inquiétant »* (UNESCO 2012).

D'après le rapport de synthèse sur la biodiversité du MEA, la taille des populations de la majorité des espèces est en déclin pour l'ensemble des groupes taxonomiques. Durant les 100 dernières années, les activités anthropiques ont augmenté les taux d'extinction spécifiques de 1000 fois par rapport à ceux estimés au long de l'histoire de la Terre (Loreau et al. 2006). De plus, une homogénéisation de la distribution des espèces est observée. Entre 10% et 50% des groupes taxonomiques les plus étudiés (mammifères, oiseaux, amphibiens, conifères) sont actuellement menacés d'extinction selon les critères de menaces d'extinction de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). La diversité génétique a globalement décliné particulièrement parmi les espèces domestiques. La conservation de la biodiversité est alors reconnue comme un enjeu planétaire (MEA 2005). Pourquoi doit-on s'alarmer de cette « nouvelle crise d'extinction des espèces » ? Le premier argument relève de l'éthique (Gouyon 2009). Mais pas seulement : la biodiversité participe au maintien, au développement des sociétés humaines. *« La biodiversité contribue directement (à travers l'approvisionnement, la régulation, et les services culturels des écosystèmes) et indirectement (à*

travers les services écosystémiques) à plusieurs constituants du bien-être des Hommes dont la sécurité, la fourniture de matériaux, la santé, les relations sociales, la liberté de choix et d'action. Les sociétés humaines ont bénéficié tout au long du siècle dernier de la conversion des écosystèmes naturels en écosystèmes dominés par les hommes et de l'exploitation de la biodiversité. Dans le même temps, cependant, la biodiversité de ces derniers a chuté et les changements dans les services écosystémiques ont causé de grandes dommages aux populations humaines, dont l'accroissement de la pauvreté » (MEA 2005, Sala et al. 2000).

Différents facteurs de changement générés par les activités anthropiques conduisant à la perte actuelle de biodiversité ont été identifiés : les facteurs directs et majeurs, tels que la transformation des habitats, la dispersion d'espèces invasives, l'émission de polluants, et les facteurs indirects (ex : changements démographiques, économiques, technologiques) (MEA 2005).

1.1.2. Pourquoi étudier les effets des routes sur la biodiversité ?

Les routes sont des manifestations physiques des connexions sociales et des décisions politiques et économiques conduisant à un changement des usages du sol (Coffin 2007). Ces éléments particuliers du paysage sont devenus omniprésents dans les territoires anthropisés. Organisées en réseaux, elles facilitent les mouvements des personnes et des biens au sein des territoires et jouent un rôle central dans le développement économique, urbain et sociétal (Forman et al. 2003, Havlick 2002). Ainsi, la modernisation des sociétés s'est accompagnée d'une densification du réseau routier mondial durant les dernières décennies. Cette densification est telle que, par exemple, 60% du territoire Est des Etats-Unis se trouve à moins de 600 m d'une route (Forman 2000, Riitters et Wickham 2003). Or, les infrastructures routières ont été identifiées comme une cause importante de perte de biodiversité (Southerland 1995) et comme des indicateurs de la perte de santé écologique des écosystèmes (Bennett 1991, Noss et Cooperrider 1994).

De nombreuses publications et ouvrages de synthèse rendent compte des effets écologiques multiples générés par les routes (Coffin 2007, Forman 2000, Forman et Alexander 1998, Forman et Deblinger 2000, Havlick 2002, Sherwood et al 2002, Smith 2003, Spellerberg 1998). L'implantation d'une infrastructure routière a des conséquences mesurables, non neutres, qui portent sur l'ensemble de l'écosystème et participent de façon non négligeable à la transformation des paysages, à la mutation des espaces, à la modification des biotopes et à la perturbation de la biodiversité. La construction et l'entretien de ces infrastructures anthropiques induisent des modifications prononcées sur l'environnement en raison de leur expansion rapide (Laffite et Saunier 2007).

C'est pourquoi l'étude des effets écologiques des routes, avant de devenir une préoccupation des professionnels de la construction en raison de la mise en place d'une législation environnementale de plus en plus contraignante, fut un domaine de recherche en développement. Ce domaine de recherche a notamment été stimulé par le développement rapide et intense du réseau routier, en lien avec le développement économique. Initiée par la révolution industrielle et l'essor de l'industrie automobile dans la première moitié du XX^{ème} siècle, le réseau routier s'impose actuellement comme un élément majeur, universel de structuration des paysages en raison de la surface des territoires couverte par les infrastructures routières -d'après Forman et Deblinger (2000), les routes et bords de

routes occupent de 1 à 2 % du territoire national américain ; en France métropolitaine, la longueur du réseau routier (routes nationales et départementales, autoroutes concédées et non-concédées, routes communales et rues, chemins ruraux) est de 1 630 000 km (USIRF, 2012) - mais également de l'extension de leurs effets bien au-delà de leurs limites physiques : par exemple, 1/5 du territoire national aux USA et environ la même proportion aux Pays-Bas était impacté par le réseau routier d'après Forman et Deblinger (2000). Les enjeux de la connaissance de ces effets aux échelles locale et paysagère sont majeurs (chapitre 2): ils conditionnent la mise en place de stratégies de gestion des territoires plus durables, comme la restauration des connectivités écologiques entre les habitats naturels, semi-naturels de la Trame verte et bleue (TVB) (MEDDE 2012, Noblet et al. 2009).

1.2. De l'évaluation des impacts sur la biodiversité ... à la tentative de leur compensation

Le constat de l'existence d'une érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale et de la responsabilité des hommes a motivé la création d'instruments internationaux et nationaux pour enrayer cette perte en raison de la place centrale qu'elle occupe dans le fonctionnement des écosystèmes naturels et des sociétés humaines (MEA 2005).

1.2.1. L'évaluation des impacts des infrastructures routières sur la biodiversité.

1.2.1.1. La « Road Ecology » au service de l'évaluation environnementale des impacts routiers

Le terme « Road Ecology » ou « Ecologie des routes » a été employé pour la première fois par l'écologue du paysage, Richard T.T. Forman en 1998 (Coffin 2007). Il désigne l'écologie abordant la relation existant entre l'environnement naturel et le système routier (Forman et al. 2003). Cette thématique de recherche émergente participe à la réflexion sur les effets écologiques (définis comme effets s'exerçant sur le milieu physique et le milieu naturel) générés par les infrastructures routières et met en évidence l'existence d'effets importants s'exerçant sur les composantes des écosystèmes, les processus et leurs structures.

1.2.1.2. Evaluation environnementale et étude d'impact sur l'environnement

1.2.1.2.1. Définitions

L'évaluation environnementale est le « processus systématique qui consiste à évaluer et à documenter les possibilités, les capacités et les fonctions des ressources, des systèmes naturels et des systèmes humains, afin de faciliter la planification du développement durable et la prise de décision en général, ainsi qu'à prévoir et à gérer les effets négatifs et les conséquences des propositions d'aménagement particulières » (André et al. 2010).

Les évaluations environnementales constituent donc un ensemble de procédures destinées à évaluer et gérer les effets d'un projet sur l'environnement, pour en garantir l'acceptabilité environnementale et sociale et éclairer les décideurs. Elles permettent d'apprécier les effets de variantes sur l'environnement, en vue de les comparer (définition issue du « lexique des termes d'environnement employé dans les études routières » du SETRA (Service d'études sur les transports, les routes, et leurs aménagements) réalisé en 1998) (Aurenche 2010). L'évaluation environnementale doit appréhender l'environnement dans sa globalité (ressources, biodiversité, risques naturels ou

technologiques, énergie, patrimoine, aménagement et gestion du territoire...) et permet d'apporter une transparence des choix décisionnels notamment par l'information et la participation du public. Elle fournit un cadre d'analyse transversal et permet un décloisonnement des thématiques et des études (Legifrance 2009a).

Il existe 2 niveaux d'évaluation environnementale : celui mené individuellement pour chaque projet (Etude d'impact sur l'environnement) se décomposant en une procédure administrative et une procédure technique et celui appliqué aux politiques et programmes de développement (Evaluation stratégique et environnementale). Notre intérêt se limitera, dans le cadre de notre étude, aux Etudes d'impacts sur l'environnement (EIE). L'EIE trouve ses origines dans les années 70, tout d'abord aux Etats-Unis, par le National Environmental Policy Act (NEPA) qui institue l'évaluation des impacts sur l'environnement relative à chaque projet d'aménagement en 1969, puis à Stockholm, en 1972, lors de la conférence des Nations Unies sur l'Environnement humain (Ministère de l'écologie 2010). A l'issue de cette conférence, le rapport Brundtland pose la nécessité d'un développement durable, « développement répondant aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (ONU 1987).

1.2.1.2.2. La réglementation nationale

Les premiers pas de la prise en compte de l'environnement dans les projets de construction et d'aménagement font suite à l'adoption de l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la Nature (Legifrance 1976) et son décret d'application (Legifrance 1977). La réalisation d'une étude d'impacts sur l'environnement par les maîtres d'ouvrages devient dès lors obligatoire. Elles seront renforcées par la « loi sur l'eau » (Legifrance 1992b), par la loi dite « Grenelle I » (Legifrance 2009b) et la loi Grenelle II rendant compte de la réforme de l'étude d'impact (Legifrance 2010).

Une évaluation environnementale des ouvrages est prévue également a posteriori en application de la Loi d'Orientation des Transports Intérieurs (LOTI) (Legifrance 1982) modifiée. L'obligation de la réalisation de ce bilan environnemental est réaffirmée par la circulaire Bianco pour les grands projets (Legifrance 1992a). Le bilan LOTI est une évaluation des effets de l'infrastructure à un moment donné. Il doit être réalisé en deux étapes. Un bilan intermédiaire est réalisé un an après la mise en service et un bilan final entre trois et cinq ans après la mise en service, avec pour objectif d'analyser et d'expliquer les écarts entre les prévisions et les observations réelles après la mise en service de l'infrastructure. Initialement, cette évaluation est un retour d'expérience utile permettant d'améliorer les méthodologies d'évaluation initiale et d'éclairer les choix ultérieurs (Aurenche 2010).

1.2.1.2.3. La réglementation européenne et mondiale

Plusieurs directives ont participé à l'intégration des problèmes relatifs à la conservation de la biodiversité dans l'évaluation des impacts à travers diverses obligations : le sommet de la Terre de Rio de Janeiro 1992 pose l'Etude d'impact sur l'environnement comme un instrument du développement durable (UNCED 1992). Dès lors, l'EIE est acceptée au niveau du droit international par les pays développés comme les pays en voie de développement. La convention sur la diversité biologique (CDB) est appuyée en ce sens par la Convention de Ramsar (ONU 1971) et la Convention sur les Espèces Migratrices (UNEP 1979).

En Europe, la loi de 1976 de protection de la Nature est renforcée par l'adoption de la Directive « EIE » (Evaluation des Incidences sur l'Environnement) (Europa 1985) modifiée (Europa 1997) par

les directives « Habitats Faune Flore » (Europa 1992) et « Oiseaux » (Europa 2009) relatives au réseau Natura 2000.

1.2.1.3. Les outils de prise en compte de la biodiversité dans les évaluations environnementales des projets routiers et les informations clefs pour la biodiversité.

Le dossier clef de l'analyse de l'intégration de la biodiversité dans l'évaluation environnementale d'un projet de construction est l'étude d'impact sur l'environnement (EIE) (dont le contenu est fixé par le Code de l'Environnement à l'article R122-3), complétée le cas échéant par le dossier « loi sur l'eau » renseignant les incidences sur les milieux aquatiques (eaux superficielles ou souterraines, zones inondables, zones humides...) et par le dossier d'évaluation des incidences Natura 2000 portant une attention toute particulière aux sites d'Importance communautaire (SIC) (Zones de protection spéciale (ZPS) et Zones spéciales de conservation (ZSC)) formant le réseau européen de sites remarquables Natura 2000.

L'avant-projet autoroutier (APA) est la dernière phase d'étude avant la réalisation du projet. Elle reprend les informations des précédents dossiers et permet de réaliser une évaluation environnementale plus précise (Aurenche 2010). La biodiversité y est prise en compte transversalement, par l'étude des eaux de surface (eaux superficielles courantes, eaux superficielles stagnantes, eaux littorales.) et par l'étude des milieux naturels terrestres (sites d'inventaires remarquables et protégés, faune, flore, végétation) (Aurenche 2010).

L'EIE et l'APA présentent en premier lieu une analyse de l'état initial du site et de son environnement (grâce à l'utilisation de méthodes qualitatives et quantitatives), portant sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, affectés par les aménagements ou ouvrages. Les résultats des inventaires naturalistes montrent une attention particulière apportée aux espèces faunistiques et floristiques protégées ou patrimoniales (vertébrés, quelques invertébrés des milieux terrestres et aquatiques). Les habitats sont décrits, ainsi que la présence d'enjeux particuliers à la conservation de ces sites (zones ZNIEFF, ZSC, ZPS, corridors de dispersion, sites de reproduction ou de nidification, ...).

Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents, du projet sur la faune et la flore, les sites et paysages, l'eau, les milieux naturels et les équilibres biologiques est ensuite nécessaire (exemples : incidence sur la ressource en eau (prélèvements, rejets), incidence sur le milieu aquatique (berges, lit, eau, habitats), incidence sur l'écoulement de l'eau, incidence sur la qualité de l'eau et sur l'aspect quantitatif). Cette analyse doit être réalisée au niveau du bassin versant dans ses implications amont-aval. Les mesures envisagées pour supprimer, réduire ou compenser les conséquences dommageables du projet sur l'environnement doivent également être détaillées : par exemple les mesures de maintien de la qualité de l'habitat piscicole (respect de la qualité de l'eau, respect de la dynamique sédimentaire, des conditions de luminosité nécessaires au maintien de la vie), de maintien de l'intégrité et la diversité des milieux (éviter la modification du profil du cours d'eau, la destruction de frayères, de zones de croissance ou d'alimentation de la faune aquatique), maintien de la continuité écologique du cours d'eau (éviter les obstacles à l'écoulement des crues, consolidation des berges).

1.2.1.4. Evaluation environnementale et étude d'impact : une estimation réelle des impacts sur la biodiversité ?

Bien que les impacts sur la biodiversité soient implicitement compris dans l'évaluation des impacts, les expériences à travers le monde révèlent qu'en l'absence d'outils appropriés pour considérer la biodiversité dans l'évaluation des impacts, les échecs de sa prise en compte dans les programmes de développement sont nombreux. Diverses raisons ont été avancées (Rajvanshi et al. 2010) : tout d'abord, une faible qualité des informations apportées sur la biodiversité, des méthodologies peu expliquées, un niveau de variabilité naturelle (génétique, spécifique, écosystémique) des systèmes étudiés mal connu. Les barrières à la prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact sont (i) une faible priorité donnée à la biodiversité, (ii) des méthodologies peu expliquées et peu solides, (iii) un mauvais traitement de la biodiversité, ne menant pas l'analyse sur les 3 niveaux de biodiversité distinctement (composition, structure, fonction) (Noss 1990), (iv) une focalisation sur les espèces et espaces protégés laissant de côté les impacts sur le fonctionnement de l'écosystème et sur les services écosystémiques, (v) une zone d'étude définie sur des bases non écologiques, (vi) une incompatibilité entre période de réalisation de EIE et saisonnalité adaptée pour l'étude de la biodiversité, (vii) l'absence de cahier des charges formel pour les projets de suivi des impacts après construction. Une attention sur le contexte des infrastructures linéaires de transport est apportée dans Geneletti (2006) et complète cette analyse. La phase de prévision des impacts ne présente pas de prévision quantitative. Les effets (ex : fragmentation) sont décrits en terme généraux, et étudiés ponctuellement, d'où une mauvaise estimation de l'impact réel de la fragmentation des habitats naturels (pas d'utilisation d'indicateurs spécifiques par exemple). L'évaluation des impacts réalisés est souvent manquante et réduite à une simple description des éléments écologiques et des impacts attendus, se confondant avec les prévisions environnementales.

Tous ces points sont problématiques quand il s'agit de comparer des scénarios et de choisir celui impactant le moins la biodiversité, comme dans le cas des projets routiers. L'évaluation des impacts pendant la phase chantier est souvent limitée aux effets potentiels standards sans tenir compte des spécificités du projet (Gontier et al. 2006).

1.2.2. Vers une stratégie de compensation écologique des pertes de la biodiversité.

Malgré la volonté d'éviter les impacts environnementaux des infrastructures linéaires de transport grâce aux évaluations environnementales, il apparaît que certains impacts sur les habitats naturels demeurent, car il existe encore de nombreuses imperfections dans la réalisation des évaluations environnementales, mais également en raison du développement économique et de la croissance de la population mondiale qui rendent impossible l'abandon de projets de développement. Ce constat a initié la mise en place d'une stratégie pour restaurer, protéger, et mettre en valeur les écosystèmes naturels. Cette stratégie s'exprime dès 1990 à travers le concept de « mitigation » des impacts (CDB, 1992 article 14). En France, le cadre juridique est donné par la loi Grenelle 1 (2009 art. 20.) qui stipule que *"lorsqu'il n'existe pas d'autre solution que la réalisation d'un programme ou d'un projet susceptible de nuire à la biodiversité, une compensation visant à rétablir les effectifs des espèces ou variétés menacées et les superficies des milieux auxquels il a été porté atteinte dans le cadre des trames vertes et bleues sera rendue obligatoire"*. L'intérêt croissant porté sur ces concepts à travers le monde est révélé par la multiplication de publications sur ce thème, diffusées par le Business and

Biodiversity Offsets Program (BBOP 2012). La réduction des impacts sur l'environnement est soumise à une hiérarchisation des actions à mettre en œuvre (Darbi 2009) : les mesures d'évitement et de minimisation permettent successivement de limiter considérablement les impacts résiduels envisagés pour un aménagement (Figure 1-1). La compensation écologique n'intervient que sur l'impact résiduel, lorsque toutes les mesures envisageables ont été mises en œuvre pour éviter puis minimiser les impacts négatifs sur la biodiversité. C'est une action visant à offrir une contrepartie positive à un impact dommageable non réductible provoqué par un projet, de façon à maintenir la biodiversité dans un état équivalent à ou meilleur que celui observé avant la réalisation du projet.

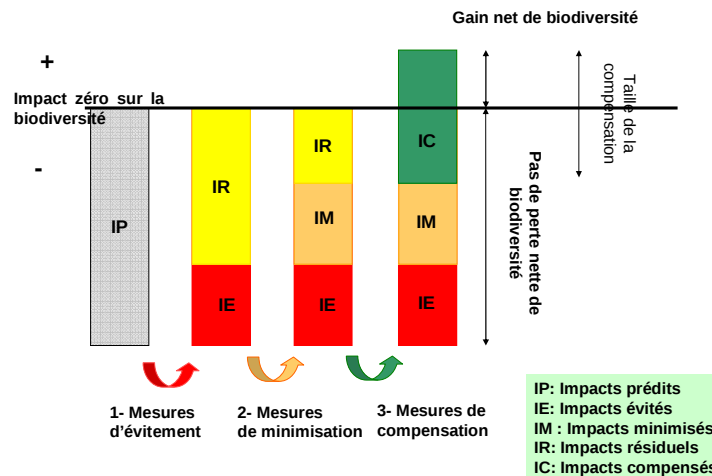


Figure 1-1: le principe du « no net loss » (adapté de Slootweg et al. 2010)

L'objectif des mesures est l'absence de perte nette de biodiversité et éventuellement un gain net de biodiversité (Kate et al. 2004). Le principe de compensation écologique de la perte de biodiversité soulève une interrogation majeure : que signifie compenser ? De nombreuses questions se posent et révèlent les difficultés liées à ce concept ; elles portent sur la définition des attributs de biodiversité à compenser, la localisation géographique de la mesure compensatoire, les méthodologies de réalisation de ces mesures et enfin les méthodologies d'évaluation de leur adéquation avec l'objectif du « no net loss ». Définir des équivalences de compensation est une question qui demeure, même quand les impacts directs et indirects ont été identifiés. Cette difficulté résulte de la nature même de l'objet d'étude (deux éléments de la biodiversité ne peuvent être identiques), et de l'absence de critères d'aide à la décision clairs et standardisés. La mesure de l'équivalence écologique entre les attributs de biodiversité appelés à disparaître et ceux qui résulteront des mesures compensatoires tente d'apporter une réponse et représente une voie d'amélioration de l'application de ce concept (Dunford et al. 2004, Thur 2007, Zafonte et Hampton 2007). Différentes procédures ont été élaborées pour concevoir et dimensionner les mesures compensatoires (Quetier et Lavoirel 2011) et s'appuient sur le développement d'une comptabilité détaillée des équivalences écologiques (Germaneau et al. 2012).

1.2.3. L'émergence de l'ingénierie écologique au service des aménageurs pour limiter la perte de biodiversité

L'ingénierie écologique ou « ingénierie des écosystèmes » est l'un des domaines de recherche scientifique s'inscrivant dans l'amélioration des performances des projets de restauration et de création d'écosystèmes, que ces projets s'inscrivent dans le cadre juridique de la compensation ou non (Byers et al. 2006). Elle repose sur l'application des principes de l'écologie à la gestion des milieux naturels ou semi-naturels. « Au sens large, l'ingénierie écologique désigne la gestion de milieux et la conception d'aménagements durables, adaptatifs, multifonctionnels, inspirés de, ou basés sur, les mécanismes qui gouvernent les systèmes écologiques (auto-organisation, diversité élevée, structures hétérogènes, résilience, par exemple)» (GAIE 2012).

Des modèles ont ainsi émergé en ce sens afin de définir comment l'ingénierie écologique peut être utilisée pour restaurer ou créer des écosystèmes durables (Byers et al. 2006, Gilad et al. 2004, Wright et al. 2004). Les espèces ingénieurs des écosystèmes sont au cœur de ce processus : ces organismes génèrent des changements directs ou indirects sur les ressources d'autres espèces en impactant les compartiments biotique et abiotique, ce qui aboutit au maintien ou à des changements d'état successifs d'un écosystème, d'un état dégradé à un état cible de restauration par exemple, par la modification ou la création d'habitats (Jones et al. 1994, Jones et al. 1997). Des exemples sont présentés par Jones et al. (1994) (Figure 1-2). Les organismes les plus emblématiques sont des espèces animales, le castor chez les mammifères (Wright et al. 2002, Wright et al. 2004) ou encore certains invertébrés du sol (vers de terre, termites) (Eisenhauer 2010, Lavelle et al. 1997) mais les espèces végétales sont aussi utilisées en ce sens (Gilad et al. 2007, Tanner 2001). En modifiant de façon durable les écosystèmes et leur fonctionnement par des processus mécaniques par exemple, l'homme se place comme un aménageur allogénique de son milieu. Les différentes catégories de ces impacts sont décrites par la figure ci-dessous.

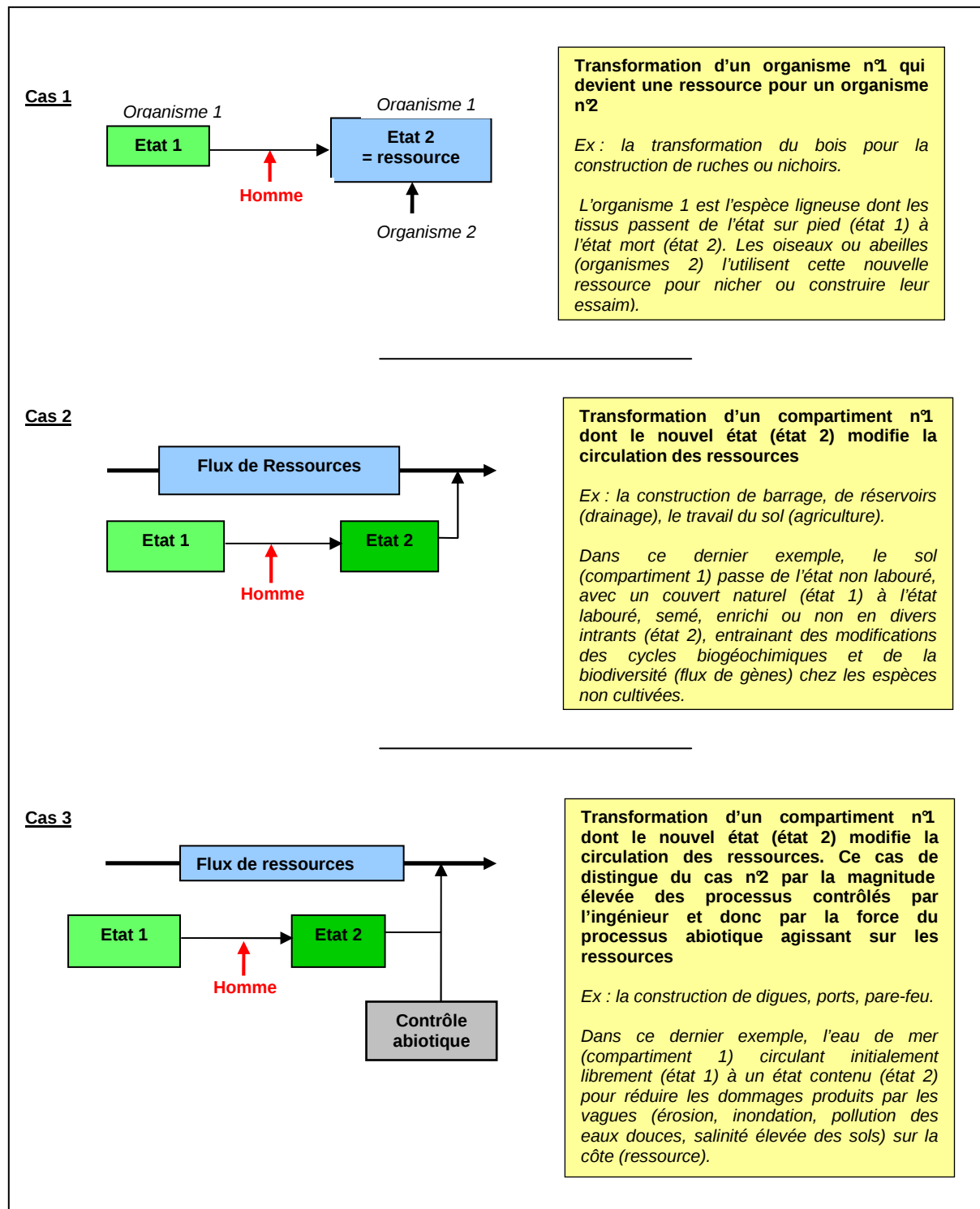


Figure 1-2: Modèles conceptuels d'ingénierie écologique allogénique : application à l'homme comme organisme ingénieur (modifié de Jones et al 1994).

Le choix de l'ingénierie écologique pour la conduite des projets d'aménagement apparaît comme une solution d'avenir (Houdet et al 2011). De nombreux échecs de réhabilitation des systèmes dégradés ou de création de nouveaux systèmes durables sont liés à la complexité des interactions écologiques au sein des écosystèmes (Byers et al. 2006). Or, cette complexité n'est pas maîtrisée par les outils d'aménagement classiques. La difficulté de restaurer certains systèmes est liée à un fort contrôle du fonctionnement du système par les caractéristiques abiotiques (Didham et al. 2005). Dans le contexte d'ingénierie écologique, le pilotage de transformation de ces conditions abiotiques résultent de l'action

d'organismes ingénieurs scrupuleusement choisis. Ils favorisent ainsi la restauration des communautés biotiques par l'aménagement de conditions abiotiques favorables à l'état final de restauration souhaité. Seule la présence de cette espèce ingénieure est nécessaire pour atteindre l'état restauré tant que les conditions de sa survie sont assurées. Ce qui peut alors accroître les succès de restauration en réduisant les coûts et les efforts d'intervention (Byers et al. 2006).

1.3. Objectifs de la thèse

1.3.1. Définition du sujet, problématique de travail et enjeux.

Le travail de thèse a pour objectif de modéliser le fonctionnement hydrologique et l'évolution spatiotemporelle de la biodiversité végétale dans un contexte de mise en place d'un aménagement autoroutier paysager, avec pour ambition de comprendre et gérer les impacts des aménagements autoroutiers dans un but de maintien voire d'amélioration de la biodiversité végétale.

Répondre à cette problématique permet de définir deux enjeux majeurs : celui de la compensation écologique d'une part et celui du développement d'outils de prévision quantitatifs de l'évolution spatiale de la biodiversité. Il s'agit d'utiliser des outils de modélisation appartenant à deux champs disciplinaires distincts, intégrant le biotope et la biocénose, dans une analyse intégrée du fonctionnement de l'aménagement paysager et d'évaluer le succès du projet de création d'un nouvel écosystème en termes de gain de biodiversité. L'acquisition de ces connaissances doit nous permettre par la suite de proposer des solutions pour une gestion de ces aménagements en accord avec les objectifs initiaux de l'entreprise propriétaire du site d'étude.

1.3.2. Hypothèses de travail

Notre projet repose sur différentes hypothèses de travail qu'il est nécessaire de présenter en détail afin de justifier des orientations du travail de thèse. Une première série d'hypothèses porte sur l'approche de la thématique « biodiversité ».

Notre réflexion s'appuie sur la biodiversité telle qu'elle a été définie par Noss en 1990 et qui postule une organisation hiérarchique du vivant selon quatre niveaux d'organisation biologique différents et trois niveaux d'étude ou d'attributs définis pour chaque niveau d'organisation. Etudier la biodiversité globale d'un système suggère, d'après cette définition, d'étudier sa composition (identité, nombre et variété des éléments observés), sa structure (c'est-à-dire son organisation spatiale) et son fonctionnement (diversité des mécanismes impliqués), à quatre niveaux d'organisation biologique différents: les gènes et le génome, les espèces et les populations, les communautés et les écosystèmes, et enfin les paysages. Nous avons restreint notre travail à l'étude des deux attributs de la biodiversité (composition, structure) à l'échelle spatiale des communautés.

La deuxième hypothèse porte sur le choix des compartiments biologiques pris en compte. Seule la biodiversité végétale est prise en compte, en raison de son statut de producteur primaire dans les écosystèmes tout d'abord, mais également en raison de son étude peu fréquente en modélisation en contexte routier.

Enfin, l'étude de la distribution spatiotemporelle de la biodiversité, telle que nous l'envisageons, repose sur la théorie de la niche écologique. Cette théorie suppose une distribution spatiotemporelle

du vivant non aléatoire, déterminée par les interactions entre organismes et avec les conditions environnementales supportables par chaque élément du vivant.

La deuxième série d'hypothèses porte sur le choix de l'eau comme paramètre abiotique d'étude. Afin que notre étude repose sur un lien entre compartiments abiotique et biotique fort, il était nécessaire de définir un facteur abiotique limitant du biotope (le sol). De plus, le choix de la ressource en eau est apparu comme le plus pertinent car (i) c'est un facteur abiotique pouvant être soumis à une gestion et à des aménagements, (ii) les besoins hydriques des plantes sont largement étudiés, (iii) il existe une large gamme de modèles simulant la dynamique des transferts d'eau dans les sols, et enfin, (iv) le fonctionnement hydrologique est soumis à des variations à court et long termes en milieu naturel. Ce dernier point fait de la ressource en eau un facteur abiotique potentiellement limitant avec des variations saisonnières mesurables sur la durée de notre étude.

1.4. Structure de la thèse

Le travail de thèse présenté dans ce document est organisé en 6 chapitres, dont l'organisation est inspirée de l'ingénierie écologique (Figure 1-3). Les aménageurs d'infrastructures linéaires de transport (ex : routes) participent à la structuration du paysage et sont, au sens de Jones et al. (1994), une catégorie d'ingénieurs des écosystèmes (paragraphe 1.2.3) : les nouveaux biotopes aménagés directement ou indirectement par les travaux de construction, volontairement ou non, résultent traditionnellement de la mobilisation des savoirs de l'ingénierie civile et du paysagisme d'aménagement. Leur étude montre l'existence d'effets écologiques majeurs qui sont présentés par la synthèse bibliographique du chapitre 2 à travers le cas précis des infrastructures routières. Cette synthèse positionne également ce travail de thèse par rapport aux connaissances déjà acquises.

Le chapitre 3 décrit les conditions de notre étude à travers une description de l'aménagement étudié et les travaux réalisés. Ces travaux ont généré de profondes modifications du fonctionnement du biotope et de la biocénose. Elles sont étudiées, dans notre cas précis, par une approche de modélisation couplée, portant, d'une part, sur le fonctionnement hydrologique du sol (chapitre 4) et d'autre part, sur la biodiversité végétale qui en dépend pour partie (chapitre 5). Le modèle HYDRUS-1D utilisé dans le chapitre 4 produit une partie des paramètres de couplage décrivant le niveau de stress hydrique et la réserve utile à disposition de la végétation. HYDRUS-1D est également alimenté par une deuxième série de paramètres de couplage obtenue par l'étude de la biocénose. Dans un premier temps, l'étude de la biocénose est abordée, par une démarche analytique de la végétation en place et fournit les paramètres et informations décrivant la demande en eau du couvert de végétation (chapitre 5). Dans un second temps, cette démarche est complétée par la modélisation de la niche écologique des cortèges de végétation.

Le chapitre 6 porte ensuite sur l'analyse de la performance écologique de l'aménagement. Il s'agit ici de dresser, à travers différents indices, un bilan vis-à-vis des objectifs initiaux du constructeur en termes de gain ou de perte de biodiversité. Des pistes d'améliorations de la performance écologique du projet sont ensuite envisagées en se plaçant cette fois-ci dans un contexte d'ingénierie écologique. La discussion finale présente les conclusions et perspectives de notre travail.

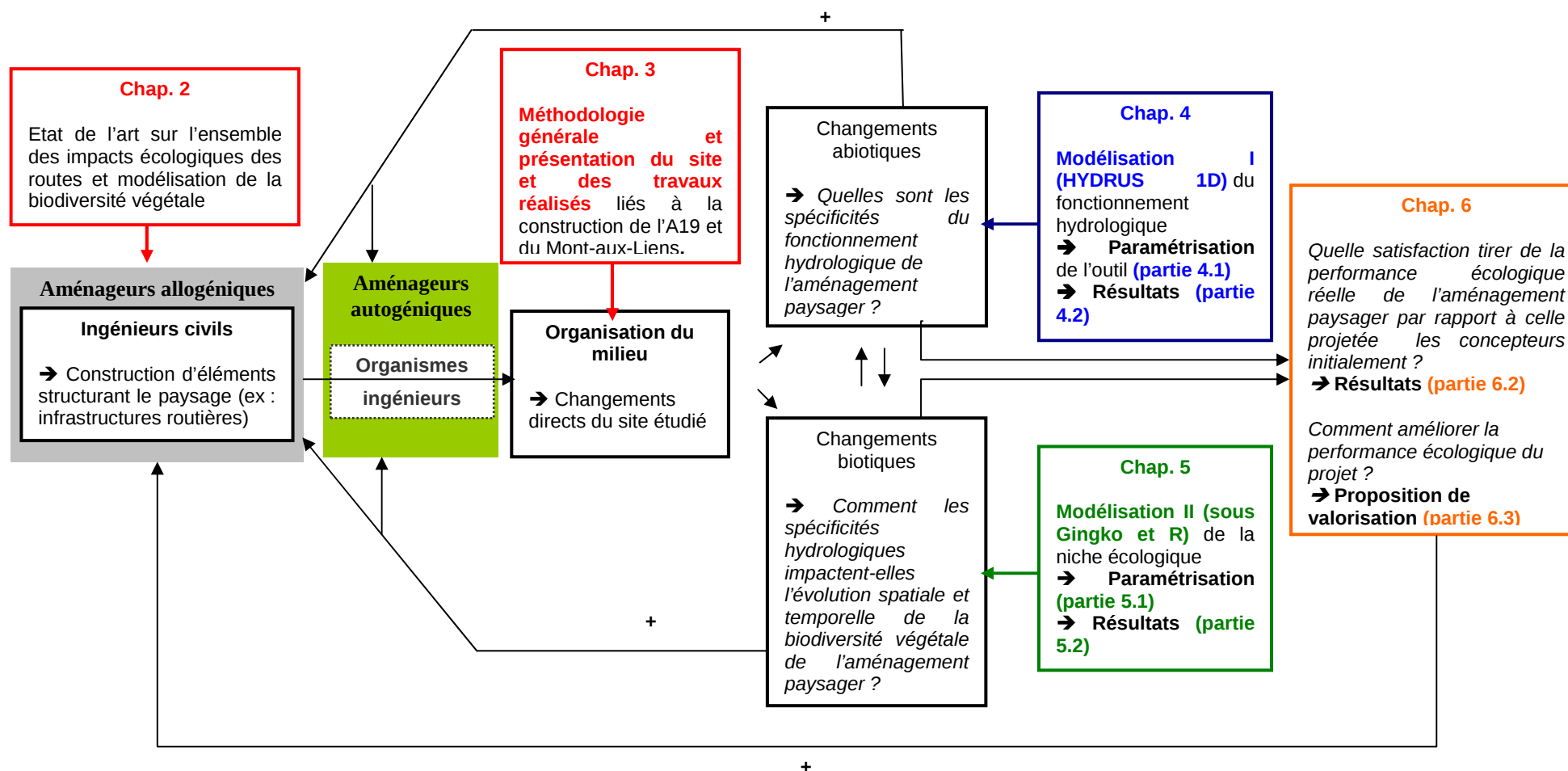


Figure 1-3 : Logigramme de la démarche d'étude du Mont-aux-Liens (d'après Jones et al. 1994). L'étude des changements abiotiques et biotiques ainsi que les résultats produits par le chapitre 6 doivent permettre d'améliorer les protocoles de construction et de gestion des aménagements du territoire (+).

CHAPITRE 2 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 Introduction

2.1.1 Définition de l'emprise routière

Il est possible de distinguer trois zones majeures de l'emprise routière, dont les dimensions ont été déduites des échelles d'impacts décrites dans la littérature et de la définition fournie par le dictionnaire :

- Le bord de route (« roadside ») : il inclut la bande dérasée (d'un à deux mètres), la berme (accotement de jonction entre la route et le talus et mesurant de un à cinq mètres), le fossé (jusqu'à deux mètres) facilitant l'écoulement des eaux de ruissellement quand il est présent et le talus (de 1 à plusieurs dizaines de mètres). On parle aussi de dépendance verte (de Redon de Colombier 2008). Il s'agit d'une zone d'une à plusieurs dizaines de mètres, soumise à une forte gestion par fauche et par application d'herbicides.
- le milieu adjacent ou « surrounding lands » situé au-delà des talus de remblais ou de déblais. Il n'est pas soumis à une gestion précise et généralement constitué de territoires agricoles ou forestiers. Il est généralement inclus dans une distance allant jusqu'à 150 m de la route.
- le paysage : ce terme est employé pour situer les impacts des routes à très longues distances (au-delà de 150 m de distance à la route) et produits par le réseau routier dans son ensemble.

2.1.2 Catégorisation des impacts des infrastructures routières

Malgré des décennies de recherches menées sur cette thématique, la description des impacts générés par les routes demeure complexe de part le grand nombre de disciplines qu'elle sollicite, la variabilité des échelles spatiales et temporelles devant être abordées et la multiplicité des facteurs, des processus et des compartiments (sociaux, physiques, naturels) pouvant être étudiés. Les principaux effets écologiques décrits ont des impacts négatifs sur le biotope et le milieu naturel (Forman 1998, Forman et Alexander 1998, Spellerberg 1998, Forman et Deblinger 2000, Trombulak et Frissell 2000, Sherwood et al. 2002, Forman et al. 2003). D'après Michel (2001), ils se distinguent par :

- la phase durant laquelle ils sont produits (pendant la construction de l'infrastructure ou pendant son exploitation).
- la méthode responsable de leur production. Les impacts peuvent résulter « d'une relation de cause à effet entre une composante du projet et un élément de l'environnement » (André et al. 2010). Ce sont les impacts directs. Ils peuvent être (i) structurels et dus à la construction même du projet ; on peut citer par exemple la consommation d'espace, la disparition d'espèces végétales ou animales, la modification du régime hydraulique, les nuisances au cadre de vie, etc. ; (ii) ou encore fonctionnels liés à l'exploitation et à

l'entretien de l'équipement (pollutions, modification des flux de circulation, etc.). Mais les impacts peuvent également « découler d'une modification d'un élément de l'environnement ayant subi un impact direct » (André et al. 2010). Ce sont les impacts indirects. Ils peuvent être « en chaîne », c'est-à-dire se propageant à travers plusieurs compartiments de l'environnement ou encore « induits » par le projet (ex : remembrement agricole).

- la durée durant laquelle ils sont présents. Les impacts permanents se manifestent tout au long de la vie de la construction. En revanche, les impacts temporaires sont limités dans le temps. Ils peuvent disparaître immédiatement après cessation de la cause ou s'atténuer progressivement (impacts à court terme et à long terme)
- les composantes de l'écosystème sur lesquelles ils s'exercent : le vivant (faune, flore) ou milieu biotique et le milieu physique (eau, air, sol) ou milieu abiotique.
- l'existence d'interactions et de cumul entre eux. On parle d'effets cumulatifs.
- le type de routes (c'est-à-dire la complexité de la construction (largeur, revêtement et trafic))

Cependant, d'autres sujets participent à la variabilité des impacts observés et ne sont pas décrits de façon précise par cette approche, par exemple (i) les processus écologiques perturbés, (ii) l'échelle spatiale de la zone d'influence des impacts (localisée, parcelle, paysage, région biogéographique), (iii) les niveaux d'organisation biologiques touchés (individus, espèces - populations, communautés - écosystèmes, paysage-région biogéographique)

2.2 Les impacts des routes sur les conditions abiotiques

2.2.1 L'apparition d'un microclimat spécifique participe à la formation de l'effet « lisière »

La transformation des conditions abiotiques, appelée « effet lisière », détermine en partie la zone d'impact de la route, définie comme la zone où s'exercent un ou plusieurs impacts directs liés à l'aménagement (McDonald et Urban 2006). L'intensité de ces effets y est variable dans l'espace et dans le temps (Coffin 2007). La forme de cette zone est fortement dépendante des types de processus écologiques impactés, de l'intensité des impacts, de la sensibilité de la végétation aux perturbations, du type de routes (Delgado et al. 2007) et de l'intensité de son exploitation.

Une question se pose. Les effets de lisières liés aux routes sont-ils problématiques et spécifiques ? En effet, les lisières naturelles assurent, par la création de schémas paysagers diversifiés, une hétérogénéité environnementale et des interactions entre organismes diversifiées (Coffin 2007). Les effets de lisières des routes se distinguent fortement de ceux des lisières naturelles en raison de la persistance de l'infrastructure dans le paysage, de leur caractère plus abrupte et de l'existence de manifestations propres à ces infrastructures : parmi ceux-ci, les modifications des conditions physiques et chimiques du biotope et du compartiment aérien ont une place importante et font l'objet du paragraphe suivant.

2.2.2 Modifications physiques du sol et du compartiment aérien.

2.2.2.1 Modification de la circulation de l'air

La modification de la circulation de l'air suite à la construction d'infrastructures routières et ses conséquences sur les habitats semi-naturels et naturels demeurent globalement peu étudiées à ce jour, bien que quelques auteurs s'y soient intéressés dans les milieux forestiers tropicaux (Goosem 2007). Des gradients mineurs de vitesse du vent des autoroutes vers les lisières sous des conditions climatiques normales ont été observés mais avec des dommages principaux localisés au niveau des lignes de crêtes des massifs forestiers et non au niveau des lisières. Cependant, sous certaines conditions climatiques spécifiques (cyclones), des dommages sur la végétation seraient observés jusqu'à 100 m de distance à la route contre 25 m en condition normale.

2.2.2.2 Modification des conditions d'éclairement et hausse de la température de l'air et du sol

La suppression du couvert végétal originel est à l'origine d'augmentations significatives de la température de l'air, de la température du sol et de la luminosité avec la diminution de la distance à la route. Ces impacts sont observés en milieu forestier (Honnay et al. 2002, Delgado et al. 2007, Avon et al. 2010), prairial (Honnay et al. 2002) et montagnard, malgré la difficulté de construire des schémas génériques de variation spatiale de ces paramètres, lorsque les conditions environnementales et expérimentales diffèrent (méthodes, écosystèmes, périodes d'étude, âges et expositions lumineuses des lisières) (Honnay et al. 2002). L'intensité et la distance d'impact des gradients thermique et lumineux dépendent de la nature du couvert végétal, de sa composition spécifique, de sa densité, du type de peuplement et de l'architecture de la canopée (en milieux forestiers) et de la présence ou non d'un revêtement routier : les gradients lumineux et thermiques sont plus intenses et moins étendus en milieu forestier qu'en milieu prairial (Hansen et Clevenger 2005, Delgado et al. 2007). En milieux forestiers, les gradients du rayonnement global et de température de l'air peuvent s'étendre sur 3 m à 6 m de distance à la route pour Delgado et al. (2007), entre 2 et 20 m de distance à la route et jusqu'à une vingtaine de mètres en forêts décidues pour Honnay et al. (2002). L'exposition solaire de la lisière est un facteur influençant la distance d'impact du gradient lumineux, qui peut s'étendre significativement jusqu'à une centaine de mètres de la route (Dignan et Bren 2003).

2.2.2.3 Modification de la structure des sols et de la ressource en eau

2.2.2.3.1 La structure des sols

Une forte dégradation de la qualité des sols et un changement de leur texture sont observés à proximité des routes (Olander et al. 1998, Cui et al. 2009). Ils se manifestent par une augmentation de la fraction en éléments grossiers (Cilliers et Bredenkamp 2000, Müllerova et al. 2011) et en particules sableuses (Johnston et Johnston 2004), par une augmentation significative de la compaction du sol jusqu'à 4 m de distance à l'infrastructure (Appelboom et al. 2002, Delgado et al. 2007) lorsqu'elle est produite par les engins pendant la phase chantier, jusqu'à 10 m de distance à la route (Appelboom et al. 2002) lorsqu'elle est produite par sédimentation des matériaux utilisés pour la construction des voies. La production de sédiments aux abords des routes (par dégradation

des horizons de surface lié directement au trafic routier ou aux les précipitations (Kahklen 2001) est responsable d'une perte directe de sol évaluée par certains travaux à 0,5% du territoire (en Australie) (Goosem 2007) et conduit donc à une estimation plus importante de la superficie réellement altérée. Les 90 % d'érosion observés aux abords des routes sont générés par la construction et la maintenance des routes et l'intensité de ce processus dépend des matériaux de revêtement des voies de circulation, des méthodes de construction, de l'âge de l'infrastructure, du régime de précipitations (Fernandez-Illescas et Rodriguez-Iturbe 2004), de l'intensité du trafic, des caractéristiques des véhicules, et de la topographie du milieu traversé (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Zhao et al. 2007) : les pentes trop fortes (> à 45°) générant une érosion marquée empêchent l'établissement d'un couvert végétal divers en milieu semi-aride. La modification ionique de la composition des bords de route (enrichissement en ions sodium Na^+ et appauvrissement en sels solubles) déstabilise fortement la structure des sols à texture fine car elle favorise la dispersion des minéraux argileux (Bryson et Baker 2002).

2.2.2.3.2 *La ressource en eau*

La détérioration de la structure des sols est intimement liée à la modification de la ressource en eau, qui représente une modification abiotique majeure produite pendant la construction et pendant la phase d'exploitation des routes (Jones et al. 2000). Les impacts des routes sur l'eau se manifestent par des modifications spatiales et temporelles des écoulements de surface et de subsurface en lien avec les quatre rôles majeurs remplis par la route et ses annexes dans le paysage (Jones et al. 2000, Wemple et Jones 2003) : le rôle d'obstacle à l'écoulement, la fonction de voie de circulation des eaux, le rôle de source d'eau, le rôle de stockage des eaux (Forman et al. 2003) (Figure 2-1).

La conséquence majeure de la construction de routes, de points de stockage et de systèmes d'évacuation des eaux de pluie est la rupture de la connectivité hydrologique entre les différents milieux (Forman et al. 2003). Elle affecte la connectivité longitudinale (entre l'amont et l'aval des cours d'eau) (Harper et Quigley 2005), la connectivité latérale (entre le cours d'eau, les plaines inondables et les pentes adjacentes) (Ward et Stanford 1995) et la connectivité verticale (entre les eaux de surface et les nappes souterraines). L'eau, ne pouvant plus circuler dans sa voie d'écoulement naturel, est orientée vers de nouveaux axes. En surface, les perturbations spatiales se manifestent par un changement des caractéristiques des voies d'écoulement, telles que le creusement de lits et de ravines au niveau de nouvelles voies d'écoulement, l'érosion des berges des lits existants (élargissement) et enfin l'extension du réseau de drainage selon deux schémas différents : l'allongement des voies déjà existantes et la densification du réseau hydrologique (Wemple et Jones 2003). Les eaux recueillies dans les fossés et déversées dans les cours d'eau peuvent également participer à ces impacts (Forman et al. 2003). De ce fait, on assiste à la création de nouvelles voies d'échanges entre des habitats auparavant déconnectés ou faiblement connectés, mais aussi à la déviation des flux d'un bassin vers un autre bassin se trouvant en aval et à une augmentation de la décharge subie par le bassin récepteur (Forman et al. 2003). Des conditions hydromorphes ponctuelles apparaissent dans les structures de drainage et des conditions sèches en surface du sol à proximité immédiate des routes (Gehlhausen et al. 2000,

Müllerova et al. 2011, Lee et al. 2012). En milieu semi-aride, la disponibilité de la ressource en eau est observée sur une durée limitée au niveau des dépendances vertes, expliquant les différences de succès d'installation de la végétation observée et de la germination, suivant les différentes configurations de pentes (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Bochet et al. 2007). La capacité de rétention en eau est plus élevée dans les remblais que dans les déblais (Bochet et Garcia-Fayos 2004). En profondeur, les voies d'approvisionnement souterrain sont également interceptées et converties en flux de surface (MacDonald et al. 2001) (Figure 2-1b) participant ainsi à la diminution de l'infiltration globalement enregistrées aux abords des routes. La connectivité verticale est interrompue en raison de la réduction ou de l'absence totale d'infiltration de l'eau dans les sols suite au tassement et à la présence d'un revêtement imperméable. La compaction des sols en surface participe à la production d'un fort contraste de perméabilité des sols proches de la surface générant un détournement des écoulements de subsurface (Figure 2-1b), une augmentation de la pression intra pores et une diminution de la stabilité des pentes au voisinage des routes (Dutton et al. 2005). Ces effets ont principalement été étudiés pour les routes forestières (Luce 2002). Le ruissellement induit augmente la perte de sol et participe à la détérioration de ses propriétés physiques par réduction de la teneur en carbone organique total et du pourcentage d'agrégats stables qu'il produit (Anderson 1983, Jones et al. 2000, Sheridan et Noske 2007). Plusieurs paramètres sont impliqués dans la génération de ces ruissellements : la pente, la rugosité, la profondeur de sol, la perméabilité des surfaces (Forman et al. 2003), le type de sol, sa porosité, la texture des horizons (Musy et Soutter 1991, Appelboom et al. 2002).

Les débits d'eau ruisselée sont plus élevés, et ont pour conséquences (i) une montée des eaux dans les cours d'eau, (ii) l'augmentation de la fréquence des pics de ruissellement (Jones et Grant 1996, Wemple et al. 1996) (iii) l'accélération potentielle des flux dans le réseau complet de drainage (Wemple et al. 1996). L'ensemble de ces perturbations sont favorables à la survenue plus fréquente d'événements d'inondation.

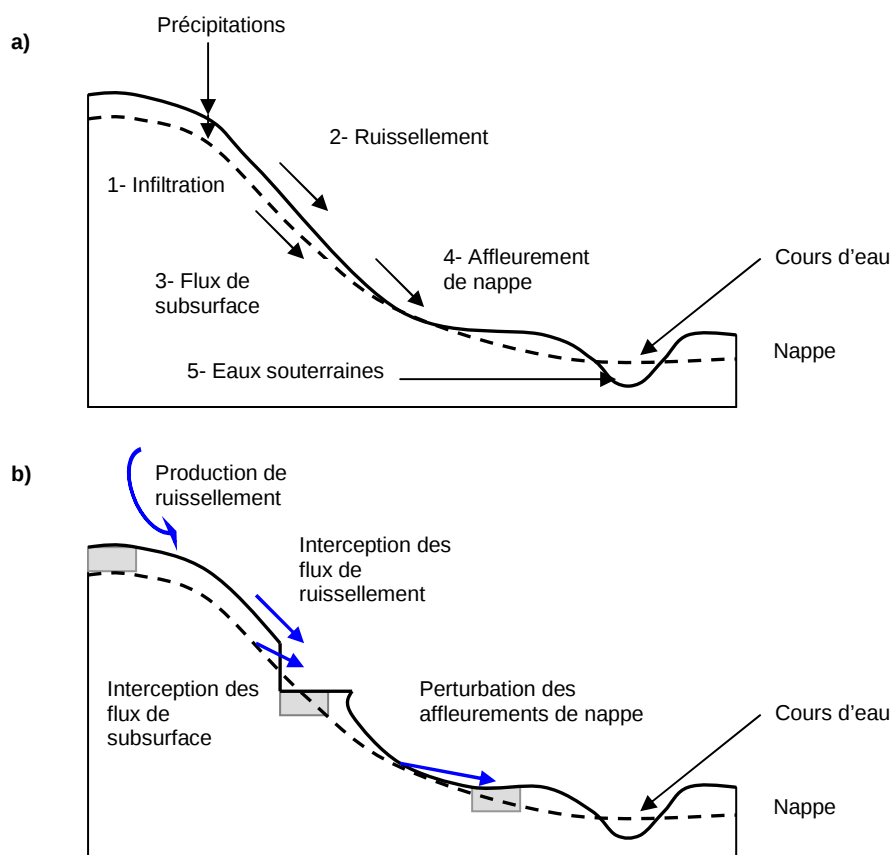


Figure 2-1 : Perturbation de la connectivité hydrologique générée par une route (adaptée de Forman et al. 2003). Rectangles gris = routes. (a) écoulements naturels des flux d'eau en absence de routes ; (b) écoulements des flux d'eau en présence de routes.

La rupture de la connectivité hydrologique peut être générée par la route elle-même en l'absence d'aménagements connexes, ou par les infrastructures aménagées conjointement à la route, telles que les fossés de récupération des eaux. Il a été montré que les ruptures de connectivité latérale et longitudinale peuvent impacter jusqu'à 70% des plaines alluviales (Snyder et al. 2002). Ces impacts sur le fonctionnement hydrologique sont souvent qualitativement et quantitativement variables selon le type d'écosystème traversé. Les milieux forestiers tropicaux figurent parmi les écosystèmes les plus vulnérables (Laurance et al. 2009). Les conséquences sur l'hydrologie et sur la structure des sols y sont particulièrement fortes en raison de la forte pluviométrie alimentant ces milieux naturels : la présence de routes y génère de forts ruissellements avec des effets d'autant plus marqués que la ressource en eau est localement très perturbée (Wemple et al. 1996).

La connaissance des impacts sur l'hydrologie et plus spécifiquement sur la circulation des eaux de surface et des eaux peu profondes (de subsurface) découle notamment de travaux de modélisation mécaniste réalisés à l'échelle de bassins versants et de massifs forestiers et sur le long terme et dont une synthèse est présentée par Dutton et al. (2005) et Luce et Wemple (2001). Sont

également abordées la modélisation de la stabilité des pentes et celle de l'érosion, effets associés à la perturbation du fonctionnement hydrologique.

2.2.3 Modifications des propriétés chimiques du sol et du compartiment aérien

2.2.3.1 Effets sur l'acidité et les nutriments du sol

L'élévation du pH et la saturation du sol en cations basiques sont deux effets majeurs recensés dans les sols des dépendances vertes et des milieux adjacents aux routes (Bryson et Barker 2002, Godefroid et Koedam 2004, Johnston et Johnston 2004, Müllerova et al. 2011), bien que ces impacts ne soient pas toujours observés (Cui et al. 2009). L'élévation du pH des sols est plus marquée dans les premiers m de distance à la route (10 à 20 premiers m pour les milieux terrestres). Elle est liée au déversement de sels de déverglaçage (NaCl et MgCl_2) (Godefroid et Koedam 2004, Green et al. 2008) et à la libération d'ions calcium et magnésium issus des matériaux basiques (asphalte, dolomite) utilisés pour la stabilisation des infrastructures. Ces impacts sont forts sur les milieux acides et naturellement pauvres en nutriments (Godefroid et Koedam 2004, Müllerova et al. 2011) : le pH y atteint parfois des niveaux toxiques pour la végétation naturelle (Myers-Smith et al. 2006). Mullerova et al (2011) rapportent ainsi le passage d'un pH initialement acide (compris entre 3,9 à 4,2) à un pH neutre (compris entre 7,4 à 7,6). La saturation, initialement comprise entre 9 à 30 % (avec un rôle identique pour H^+ , Al^{3+} en milieu naturel) peut atteindre 100 %, avec un rôle majeur des ions Ca^{2+} , Mg^{2+} dans la formation des complexes d'adsorption (Bryson et Baker 2002, Cernohlavkova et al. 2008, Cunningham et al. 2008, Müllerova et al. 2011), exposant les autres cations (K^+) à la lixiviation et le sol à un appauvrissement en nutriments indispensables aux espèces végétales (Bryson et Baker 2002, Bochet et Garcia-Fayos 2004, Müllerova et al. 2011).

Ces impacts sont fortement dépendants de la topographie du milieu traversé par la route : les talus en déblais sont altérés en raison de la chute de résidus produits par excavation lors de la construction de l'ouvrage. Les conséquences sur l'eau et l'érosion étant plus sévères dans ce cas présent, l'appauvrissement en nutriments est plus sévère pour les territoires en déblais que pour ceux en remblais (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Cui et al. 2009).

2.2.3.2 Effets sur la matière organique du sol

L'alcalinisation des sols est directement corrélée à la diminution de leur fertilité sur environ 10 m de distance à la route (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Johnston et Johnston 2004, Cui et al. 2009). Elle se manifeste par une baisse de la teneur en matière organique (Green et al. 2009, Müllerova et al. 2011). La diminution du stock de carbone organique, sévère et durable (Green et al. 2009), résulte de l'augmentation de l'altérabilité et de la solubilité de la matière organique du sol : l'interaction entre le complexe argileux et les composés organiques est déstabilisée, en raison de l'abondance des ions Na^+ , et la matière organique labile dispersée vers la profondeur (lessivage) et de part et d'autre de la route : la concentration en DOD (Carbone organique dissous) est significativement plus élevée aux abords immédiats de la route (4 premiers m) pour les routes récemment exposées

aux sels de déverglaçage. A long terme, cet impact est également visible sur des distances plus importantes.

Le degré d'exposition aux sels contrôle également les processus de transformation de l'azote : la nitrification est intensifiée par la présence d'ions Na^+ en excès qui, en se substituant aux ions ammonium à la surface des colloïdes, favorisent leur transformation en nitrates et, par conséquence, une teneur en nitrate plus élevée aux abords immédiats des routes (Müllerova et al. 2011). Cet effet est aussi attribué à la sédimentation latérale (Appelboom et al. 2002). Les nitrates sont ensuite éliminés par lessivage (Green et al. 2008). La mise en place d'une route entraîne une diminution de la production de biomasse et une faible recharge du sol en matière organique par dégradation annuelle de la végétation et enfin une réduction à long terme (sur plusieurs décennies) de la teneur en carbone organique dans les sols (Green et al. 2009). La biomasse microbienne est également plus faible et son activité réduite sur les bords de route (Cernohlavkova et al. 2008). Les teneurs en matières organiques et en azote total sont significativement plus abondantes en remblais qu'en déblais (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Cui et al. 2009). Les effets des émissions azotées produites par le trafic routier sont détaillés dans la partie traitant de l'impact des polluants générés par les véhicules.

2.2.3.3 L'évolution de la charge en polluants générés par le trafic routier.

Tous les polluants montrent une diminution de leur teneur avec l'éloignement de l'infrastructure (Lee et al. 2012). Les produits de combustions partielles des carburants (NO_2 , hydrocarbures, CO et particules fines, benzène, SO_2 , NO et O_3 formés par photolyse) impactent la qualité de l'air d'une part, par une simple diffusion (Van Bohemen et Van de Laak 2003), mais également le sol et les eaux libres par la formation de dépôts (NO , NO_2 , HONO et NH_3) (Cape et al 2004), enrichissant ainsi le milieu en azote. La distance d'impact est fonction du polluant : 100 m de distance à la route pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Viskari et al. 1997), 250 m pour les dépôts atmosphériques de NO_2 (Bell et Ashenden 1997), 300 m pour la pollution de l'air liée aux émissions de NO_2 (Lee et al. 2012) et jusqu'à 1000 m pour les dépôts atmosphériques d'éléments traces métalliques (Zechmeister et al. 2005).

Ces polluants s'ajoutent aux éléments non biodégradables impactant directement la qualité des eaux de ruissellement (Ichiki et al. 2008) et la qualité chimique du sol. Les projections le long des voies, sèches ou humides, dispersées par le vent, sont issues des pneumatiques des véhicules. Elles contaminent l'environnement à courte distance de l'infrastructure (sur 10 à 15 m pour les dépôts secs et humides de NH_3 et NO_2 (Cape et al 2004), sur 25 m de distance à la route pour les dépôts secs de métaux lourds (Legret 2006). Le ruissellement des eaux de précipitations sur la chaussée et son acheminement de part et d'autre de l'infrastructure assure la propagation dans le milieu, à courte, moyenne et longue distance, des polluants dissouts ou en suspension, en l'absence de bassins ou de fossés de récupération et de traitement des eaux. Les polluants observés sont, dans les deux cas, des éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) produits par les plaquettes de frein et l'usure des pneus (Grantz et al. 2003, Zechmeister et al. 2005, Thorpe et Harrison 2008), des huiles minérales, des HAP, des hydrocarbures et des dépôts azotés (Legret et Pagotto 1999, Gan et al. 2008). La concentration en polluants varie au cours du

temps et selon la fréquence des précipitations. Selon les propriétés physiques du sol et la nature des polluants, ceux-ci sont stockés dans le sol dans les 40 premiers cm en moyenne et à faible distance de la route (10 m en moyenne) (Van Bohemen et Van de Laak 2003) ou contaminent, à long terme, les eaux souterraines par percolation : c'est le cas notamment des métaux lourds (Brophy et Graney 2004, Leitao 2007).

2.3 Les impacts des routes sur la biodiversité végétale

2.3.1 Les impacts sur la diversité végétale des bords de route.

2.3.1.1 Composition de la biodiversité des bords de route.

Les impacts sur la composition des bords de route et leur diversité sont largement discutés dans la littérature (Ullmann et al. 1998, Parendes et Jones 2000, Forman et al. 2003, Mullen et al. 2003, Pauchard et Alaback 2006). Les études ont mis très tôt en évidence la présence de cortèges floristiques particuliers, en lien avec les transformations du compartiment abiotique (paragraphe 2.2) ; Ils se distinguent des cortèges natifs par leur préférences écologiques, leurs traits biologiques et écologiques et leurs stratégies adaptatives.

2.3.1.1.1 Description qualitative.

L'indice de luminosité étant l'un des prédicteurs principaux du taux de variation des données spécifiques, notamment en milieu forestier (Godefroid et Koedam 2004), les modifications des conditions thermiques et lumineuses (paragraphe 2.2.2.2) influencent fortement les processus écologiques de bords de route : les conditions d'éclairement de bords de route favorisent l'installation et la reproduction d'une végétation héliophile (Flory et Clay 2006, Coffin 2007, Takahashi et Miyajima 2010), d'espèces natives caractérisant des habitats marginaux peu représentés dans la matrice (par exemple en milieu forestier) (Arevalo et al. 2005) ou ne pouvant germer sous une canopée fermée (Arevalo et Fernandez-Palacios 2000, Landenberger et Ostergren 2002, Arevalo et al. 2005, Hansen et Clevenger 2005). Les modifications de la structure du sol (paragraphe 2.2.2.3.1) favorisent les espèces tolérantes aux sols remaniés (Gondard et Deconchat 2003) et fortement tassés (Cilliers and Bredenkamp 2000). La végétation de bords de route supporte des conditions de stress hydrique significatives, particulièrement en exposition sud (Bochet et Garcia-Fayos 2004, Bochet et al. 2007, Goosem 2007), liée à la modification des conditions thermiques et lumineuses (paragraphe 2.2.2.2), au remaniement et au tassement du substrat (paragraphe 2.2.2.3.1) et à l'interception des flux de surface et de subsurface (paragraphe 2.2.2.3.2). Ce stress hydrique étant variable (spatialement et temporellement), les cortèges observés supportent des conditions d'humidité variables, sèches à proximité immédiate de la route (Müllerova et al. 2011), ou plus humides lorsqu'elles se développent dans les structures de drainage des eaux de ruissellement (fossés) (Cadenasso et Pickett 2001, Johnston et Johnston 2004) et tolèrent alors des conditions d'immersion et d'anaérobie temporaires ou permanentes (Hudon et al. 2005). Les modifications du pH du sol (paragraphe 2.2.3.1) imposent une végétation principalement halophile (Truscott et al. 2005, Müllerova et al. 2011). L'étude des effets de la charge en polluants sur la diversité végétale souligne l'impact majeur de l'enrichissement en azote

généralisé par les dépôts azotés à proximité immédiate des routes (Ashenden et al. 2003, Cape et al. 2004, Truscott et al. 2005) (paragraphe 2.2.3.3) : la modification de la composition végétale des communautés et la sélection d'espèces adaptées à des teneurs en azote plus élevées (Trombulak et Frissell 2000, Godefroid et Koedam 2004, Bignal et al. 2007, Müllerova et al. 2011) sont liées principalement au gradient de NO_2 et dans un second temps à celui de NH_3 (Lee et al. 2012). Cette dernière caractéristique est principalement retrouvée chez les espèces croissant à proximité immédiate, généralement dans les 2 m de distance à la route (Hudon et al. 2005). Cet enrichissement du sol en azote lié aux polluants influence de manière non négligeable la composition de la végétation principalement en augmentant la richesse en espèces, robustes vis-à-vis des invasions parasitaires (Bignal et al. 2007). Les herbacées dicotylédones et des mousses associées à de faibles teneurs en nutriments régressent au détriment des herbacées monocotylédones nitrophiles (Lee et al. 2012). Les effets des autres gaz émis par le trafic routier (CO_2 , CO, CH_4 , HNO_2 et composés organiques volatiles) sur la végétation de bords de routes sont peu renseignés pour l'instant (Lee et al. 2012) car leurs caractéristiques de dispersion sont encore mal connues. De façon plus large, les polluants recensés influencent la santé des milieux traversés (défoliation, baisse de la résistance aux parasites) (Bignal et al. 2007), la croissance du couvert et son développement (via l'augmentation de la productivité végétale (Lee et al. 2012 par exemple). L'appauvrissement en nutriments non azotés par lixiviation (paragraphe 2.2.3.1), en matière organique (paragraphe 2.2.3.2) et les dommages sur la végétation sont très marqués car la recharge en nutriments par la litière y est elle-même plus faible (Wezel 2006).

Les formes biologiques, traits d'histoires de vie et stratégies adaptatives sont largement renseignés pour les milieux forestiers tempérés et tropicaux, les milieux agricoles et les milieux montagneux (Takahashi et Miyajima 2010). Les communautés végétales sont dominées par les plantes vasculaires, principalement non ligneuses (graminées et herbacées dicotylédones) (Takahashi et Miyajima 2010, Müllerova et al. 2011), annuelles ou pérennes (Angold 1997, Forman et al. 2003). Elles sont généralistes et communes (Hansen et Cleverger 2005), pionnières (Takahashi et Miyajima 2010), à croissance et floraison rapides, rudérales (Olander et al. 1998, Cilliers et brendenkamp 2000, Gondard et Deconchat 2003, Hudon et al. 2005, Karim et Mallik 2008). Les stratégies de dispersion rencontrées sont variées (vent, faune), les graines sont de petites tailles et présentent peu de réserves (Takahashi et Miyajima 2010). Les espèces peu compétitives sont parfois présentes sous leur forme stérile (Müllerova et al. 2011). Ces espèces sont caractéristiques des milieux agricoles (ex : Critchley et al. 2002b). Cependant, la richesse en espèces invasives, exotiques (ex : Arevalo et al. 2010) ou issues des zones urbanisées (Von der Lippe et Kowarik 2008) est largement observée, en raison du rôle de corridor de dispersion des graines et propagules (Levin et al. 2003) joué par les routes et le trafic routier (Ullmann et al. 1998, Tikka et al. 2001, Harrison et al. 2002, Gelbard et Belnap 2003, Godefroid et Koedam 2004, Christen et Matlack 2006, Von der Lippe et Kowarik 2007, Kalwij et al. 2008, Von der Lippe et Kowarik 2008, Sullivan et al. 2009).

2.3.1.1.2 *Description quantitative.*

Une question demeure. Les bords de route sont-ils potentiellement riches en espèces végétales ? Des études anciennes font référence à la présence d'une forte richesse spécifique dans ce type de milieu : 870 espèces ont été recensées sur les bords de route à travers le Royaume Uni sur les 2000 espèces présentes sur le territoire à l'époque de l'étude (Way 1977), dont des espèces très rares. Malgré les fortes contraintes abiotiques présentées précédemment (paragraphe 2.2), les bords de route peuvent constituer des zones de refuge pour la biodiversité végétale (Christen et Matlack 2006), dans les milieux subissant une forte pression anthropique, comme par exemple en milieu agricole intensif (Spooner et al. 2004, O'Farrell et Milton 2006) et participer de façon non négligeable à la conservation de la biodiversité dans ce type de milieu en raison de la surface importante couverte par les bords de route à l'échelle du paysage (Bennett 1991, Sherwood et al. 2002).

Cependant, le déclin de la diversité spécifique et les changements de dominance des espèces dans les communautés sont aussi observés. Les variations du recouvrement de la végétation et de la richesse spécifique sont fortement et négativement corrélées à la dégradation des sols (Bochet et Garcia-Fayos 2004). Ces effets sont plus prononcés dans les écosystèmes naturellement pauvres en nutriments azotés (par exemple, les pelouses calcaires), et principalement liés aux pollutions (dépôts d'azote). Les variations de la composition spécifique seraient peu impactées par les variations de la teneur en certains métaux lourds tels que le cuivre et le plomb (Lee et al 2012).

2.3.1.2 Structuration spatiale de la diversité végétale des bords de routes

Une hypothèse pouvant être faite est que la présence de la route et son exploitation sont à l'origine de l'uniformisation des communautés végétales le long des linéaires (Hudon et al. 2005, McKinney 2006). Cependant, certaines études récentes montrent une variabilité de cette diversité, en raison de l'influence non négligeable de l'environnement immédiat des bords de routes (Sullivan et al. 2009). La construction des routes serait donc responsable d'une homogénéisation biotique des communautés végétales effective mais à l'échelle locale uniquement (Rejmanek 2000, Cui et al. 2009).

Les perturbations directes et indirectes génèrent aussi un schéma général d'organisation latérale au sein des dépendances vertes (Hudon et al. 2005, Karim et Mallik 2008). La berme routière est caractérisée par des communautés peu diversifiées en termes de formes de vie (paragraphe 2.3.1.1.1). Ces communautés sont caractérisées par une reproduction dimorphique et une stratégie de dispersion spécifique (colonisation des sols nus, régénération par reproduction végétative et sexuée, production massive de graines et dispersion par le vent à grande distance). L'allocation des ressources est attribuée au développement des appareils aériens, maximisant la photosynthèse et optimisant la reproduction annuelle. La partie aérienne est développée de façon importante en réponse au sol compacté.

L'éloignement progressif de la route vers le talus montre le passage progressif d'une végétation de milieux ouverts perturbés et monostratifiée à une végétation de milieu fermé pluristratifié. La richesse spécifique des communautés et la diversité des formes de vie rencontrées augmentent. Cependant, la richesse en arbustes demeure faible en raison de mesures de gestion par fauche

fréquemment appliquées dans ce périmètre. Les niches écologiques se différencient en réponse à un environnement abiotique moins uniforme que celui la berme routière. Deux types de communautés végétales sont présents : les colonisateurs pionniers et des communautés incluant à la fois des espèces pionnières et des colonisateurs plus lents. Cette différenciation résulte de l'amélioration locale des conditions du sol par les colonisateurs rapides.

L'aménagement de conditions humides locales dans les fossés, plus ou moins étendues le long de la route, contraste avec la végétation de berme routière (Angold 1997). La composition floristique spécifique est marquée par une diversification des stratégies adaptatives (apparitions d'espèces compétitrices, tolérantes au stress), des stratégies trophiques et reproductives pour les espèces dominantes (Olander et al. 1998, Cilliers et Bredenkamp 2000, Gondard et Deconchat 2003, Karim et Mallik 2008). La stratégie d'allocation des ressources majoritairement observée traduit la faible nécessité de rechercher l'eau dans le sol (appareil racinaire peu profond).

L'extrémité des talus, à la proximité de lisières (forestières par exemple) se caractérise par des communautés subissant peu de mesures de gestion et se développant sur un sol mature avec une litière plus pauvre en nutriments que celui des bords de route, ombragé, plus humide que sur la partie centrale des talus et les bermes (présence de bryophytes). La plus faible richesse du sol par rapport à celle du bord de route impose le développement d'un appareil racinaire adapté à la recherche des ressources en profondeur.

2.3.2 Les impacts sur la diversité végétale des milieux adjacents et des paysages

2.3.2.1 Etude des milieux adjacents

Une attention particulière a également été portée à l'étude des impacts des routes sur la biodiversité des territoires adjacents aux infrastructures routières, en milieux forestiers décidués tempérés (Watkins et al. 2003, Flory et Clay 2006, Honu et Gibson 2006), secs (Sharma et Raghubanshi 2009) et en milieux forestiers méditerranéens (Belichon et al. 2007).

L'impact de la présence et de l'exploitation d'infrastructures routières en milieux forestiers et prairiaux est globalement identique : la richesse spécifique globale diminue avec l'augmentation de la distance à la route (Hansen et Clevenger 2005, Sharma et Raghubanshi 2009), malgré l'atténuation des contraintes exercées par la route sur le milieu. Le gradient de la diversité spécifique globale dans les milieux adjacents repose sur la variabilité de réponse des cortèges végétaux aux contraintes produites par la route. Ces réponses dépendent de leurs caractéristiques écologiques : les observations actuelles soulignent la grande vulnérabilité des milieux ouverts (Cui et al. 2009). Elle se manifeste par des distances d'impact plus élevées que pour les milieux forestiers, ouvrant la porte à une influence plus prononcée des routes à l'échelle paysagère dans les milieux ouverts : le changement de la composition et de la structure de la végétation est significativement observé dans les 5 premiers m de strate arborée (McDonald et Urban 2006, Avon et al. 2010) jusqu'à 50 m en milieu forestier (Cui et al. 2009) et entre 100 et 150 m en milieu prairial (Hansen et Clevenger 2005, Müllerova et al. 2011). La richesse spécifique est minimale entre 200 et 300 m de distance à la route et maximale entre 10 et 20 m en milieu prairial (Hansen et Clevenger 2005). En revanche, l'impact maximal sur la végétation forestière est observé entre 25 m

et 30 m. Les changements de composition floristique sont plus rapides qu'en milieux prairiaux le long des gradients thermiques et lumineux (Landenberger et Ostergren 2002) en raison de la faible distance de pénétration de la lumière à longue distance en milieu forestier. L'établissement d'espèces invasives intolérantes à la lumière à longue distance (Arevalo et Fernandez-Palacios 2000) est rendu difficile : ainsi, les espèces non-natives, rudérales et nitrophiles se concentrent le long de l'axe routier entre 0 et 5 m de distance à la route (Hansen et Clevenger 2005, Flory et Clay 2006) où la proportion d'espèces exotiques peut atteindre 95 %. Ces espèces sont observables au moins jusqu'à 150 m de distance à la route en prairies mais seulement jusqu'à 10 m en forêt.

Au sein d'un même habitat, les réponses des communautés végétales sont différentes : elles sont déterminées par la complexité de l'habitat (nombre de communautés et de strates de végétation) (Avon et al. 2010). Ainsi, il existe des réponses distinctes entre les strates arborées et les strates arbustives et herbacées : au sein des strates arborées, il existe une corrélation positive entre la distance à l'infrastructure, la richesse spécifique et la diversité spécifique avec un minimum à 10 m et un maximum enregistré à 200 m par Hansen et Clevenger (2005). Cette observation traduit les effets négatifs de la présence de la route sur la biodiversité de composition de cette strate. En revanche, la diversité et la richesse spécifiques des strates herbacées, arbustives et muscinales sont négativement corrélées à la distance à la route et minimales.

Le relief est l'un des principaux facteurs déterminant la distance d'impact. Celle-ci est plus étendue pour une zone en déblais que pour une zone en remblais (respectivement 100 m et 50 m (Hansen et Clevenger 2005)). On observe une diversité spécifique plus élevée marquée par un enrichissement en espèces non-natives aux abords des routes les plus exploitées.

L'extension de la surface occupée par la végétation de bords de route est observée pour tous les types de revêtements routiers mais avec des vitesses variables : Müllerova et al. (2011) rapportent le triplement de cette surface en 10 ans pour les prairies acidophiles. La transformation de la végétation se propage à plusieurs dizaines de m de distance de la route, impactant potentiellement les milieux adjacents (jusqu'à 50 m dans cette même étude).

2.3.2.2 Etude des effets paysagers.

Les routes sont des éléments modifiant de façon profonde l'organisation spatiale et le fonctionnement du paysage en raison de la fragmentation des territoires qu'elles entraînent (Baker 2000). Les impacts paysagers observés reposent sur la théorie selon laquelle il existe un « effet réseau » (Gondard et Deconchat 2003), c'est-à-dire une accumulation des impacts générés par les linéaires de routes : ces linéaires ne sont plus considérés comme des infrastructures routières isolées mais comme appartenant à un système plus global de voies de circulation qui interagissent entre-elles. L'analyse des effets écologiques suggère que, dans les écosystèmes terrestres, les impacts à longue distance se propagent de proche en proche même dans les zones peu traversées par les routes et créent des patchs d'habitats isolés (Gondard et Deconchat 2003).

L'étude de la métrique paysagère montre que, globalement, les infrastructures routières sont impliquées dans l'augmentation du nombre et de la densité des patchs paysagers, dans l'augmentation de la variabilité des couverts observés, mais également dans la diminution de la taille moyenne des patchs (jusqu'à 60 %) (Saunders et al. 2002, Li et al. 2010) et dans la

modification de la complexité de leur forme (Saunders et al. 2002). Shinneman et Baker (2000) ont évalué l'augmentation de la densité des patches à un coefficient de 4,7 en milieu forestier, générant un impact plus important qu'une coupe rase (Tinker et al. 1998, Liu et al. 2008). Plus spécifiquement, la présence et l'exploitation des routes éliminent les patches de grande taille d'habitats naturels et de couverts matures (ex forestiers et arbustifs), créent une mosaïque composée principalement d'habitats de lisières, agricoles et urbanisés, à courte et longue distances des routes (Rentch et al. 2005, O'Farrell et Milton 2006) et génèrent une diminution de la diversité de la matrice paysagère (Dauber et al. 2003). L'étude de Liu et al. (2008) montre que les effets sont particulièrement sévères pour les prairies, converties en terres arables et patches d'habitation, dont la superficie augmente dramatiquement (de 110% et 115% respectivement) suite à l'implantation de l'infrastructure (Karim et Mallik 2008). Les abords des routes, en raison d'une dynamique des éléments paysagers plus marquée (Karim et Mallik 2008, Liu et al. 2008), subissent une conversion significative de leur couvert, de l'ordre de 10 à 13 % des habitats initiaux, lorsque la distance d'impact est de 50 m et de 18 à 24 %, lorsque la distance d'impact considérée est de 100 m (Saunders et al. 2002). Cette mutation paysagère est positivement corrélée à la densité du réseau, particulièrement en milieu agricole : les infrastructures routières facilitent l'anthropisation et l'exploitation des territoires car l'expansion des activités anthropiques est hautement dépendante de l'aménagement de voies de circulation routière (Karim et Mallik 2008). Cependant, la densité du réseau routier n'est un indice de changement de la structure paysagère approprié que si les routes sont distribuées régulièrement à travers la zone d'étude et si la résolution spatiale de travail est grande. Dans les autres cas, ce paramètre est souvent inadéquat pour représenter les effets de la route sur la structure et la composition du paysage, notamment s'il existe un fort impact de la topographie par exemple (Tinker et al. 1998, Liu et al. 2008).

L'augmentation de la densité d'habitats de lisière génère l'isolement progressif des habitats matures restants : les patches d'habitats naturels et matures sont de taille plus réduite, moins nombreux et plus éloignés les uns des autres ; en revanche, les patches d'habitats de lisières et urbanisés sont plus nombreux, moins fragmentés et apparaissent là où ils étaient absents. La diversification du type de patches se manifeste potentiellement par l'apparition de patches de couverts peu communs en raison de l'aménagement d'espaces ouverts plus nombreux et qui leur sont favorables (Liu et al. 2008) au détriment des couverts communs. Les ruptures de connectivités (ex : hydrologique) génère l'individualisation d'habitats de part et d'autre des infrastructures routières, par le développement de caractéristiques écologiques différentes, à l'échelle locale (Fernandez-Illescas et Rodriguez-Iturbe 2004, Imeson et Prinsen 2004, Bochet et al. 2007, Tormo et al. 2008) et paysagère (Blanton et Marcus 2009).

Des différences significatives sur l'organisation de la métrique paysagère sont observées selon les types d'infrastructure : les routes rurales affectent un nombre maximal d'écosystèmes et déterminent le nombre de patches régional et les changements de surface, en raison de l'effet de morcellement plus élevé qu'elles induisent par rapport à celui produit par les voies express. Ce morcellement repose sur une plus faible linéarité des voies de circulation rurales et une plus grande surface de contact entre les routes et les habitats adjacents, ce qui complexifie davantage la forme

des patchs et augmente plus fortement leur nombre que pour les voies express (Karim et Mallik 2008). Une simplification de la forme des patchs est généralement attendue en raison de la linéarité des routes. Cependant, Cilliers et Bredenkamp (2000), Saunders et al. (2002) ont montré une complexité élevée de la forme des patchs d'habitats avec la densification du réseau routier. Toutes ces transformations physiques génèrent un changement du schéma paysager (Hawbaker et al. 2005, Hladnik 2005, Liu et al. 2008) et l'anthropisation croissante des milieux traversés par les routes (Karim et Mallik 2008).

Le fonctionnement de la diversité végétale des paysages est aussi affecté. La connectivité paysagère représente le degré d'échange entre les patchs d'habitats d'une matrice paysagère (Taylor et al. 1993). Elle conditionne le bon déroulement des processus écologiques (mouvements de gènes, d'individus, de populations) à différentes échelles spatiotemporelles (Minor et Urban 2008). La fragmentation physique des territoires impacte profondément leur fonctionnement par la perte de connectivité paysagère (Fu et al. 2010) qu'elle entraîne. Les effets quantitatifs de l'obstruction produite par le réseau routier dans le fonctionnement paysager sont encore peu connus (Fu et al. 2010) mais abordés via l'utilisation d'indices et de modèles de connectivité (Saura et Pascual-Hortal 2007, Quintana et al. 2010) : la diminution de la connectivité globale résulte des effets cumulés de la fragmentation et de l'effet barrière sur les processus écologiques (elle a été quantifiée dans ces études à 30% de la connectivité non impactée). L'altération du fonctionnement paysager se manifeste également par le changement de l'importance de certains patchs dans le déroulement des processus écologiques par l'augmentation de la distance efficace et la diminution de la probabilité maximale de mouvement entre les patchs. L'obstruction par le réseau routier impacte plus les processus écologiques nécessitant des échanges entre un nombre réduit de patchs paysagers et sur des distances longues. L'altération des continuités naturelles entre les couverts est à l'origine de différences de fonctionnement dans le cadre de propagation de perturbations naturelles. L'interception des flux écologiques a pour conséquence le vieillissement et la dégradation des habitats isolés, leur isolement génétique et une plus grande vulnérabilité face aux maladies et aux parasites favorisant la disparition des habitats initiaux. Cette perte de connectivité peut entraîner une dégradation des écosystèmes, lorsque la superficie des patchs d'habitats naturels restants est insuffisante et empêche l'accueil et la reproduction des communautés rencontrées. Elle peut conduire au développement d'une insularité (Saunders et al. 2002).

2.4 Modélisation spatiale de la biodiversité végétale.

2.4.1 Théories de distribution spatiale de la biodiversité végétale.

Les facteurs responsables de la dynamique de la biodiversité végétale, les mécanismes de cohabitation et de regroupement d'espèces en communautés écologiques posent encore de nombreuses interrogations. Il est admis que le regroupement des espèces en communautés repose sur des règles d'assemblage (Diamond 1975, Gotelli et McCabe 2002, Ulrich 2004) définissant des contraintes qui déterminent les espèces pouvant coexister dans une même communauté. Ces

règles d'assemblage sont décrites par deux théories : la théorie de la niche écologique et la théorie de la neutralité.

2.4.1.1 Théorie de la niche écologique

La niche écologique des espèces, introduite par Grinnell (1917) et formalisée par Hutchinson est définie comme un « hyper-volume à n-dimension » (Hutchinson 1957), c'est-à-dire une portion de l'espace au sein de laquelle une espèce peut se maintenir. Ce maintien suppose que cette portion de l'espace soit historiquement accessible à l'espèce (cercle rouge), et qu'il y existe une combinaison de paramètres environnementaux (cercle vert) favorables à sa survie (Ackerly 2003). Ces deux conditions définissent la niche réalisée d'Hutchinson (RN) (Figure 2-2).

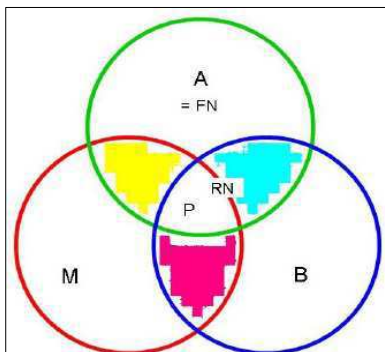


Figure 2-2: Concept de niche écologique (Soberon et Peterson 2005) Le cercle vert « A » représente les régions dont les paramètres abiotiques sont appropriés à l'espèce (NF : Niche Fondamentale), le cercle rouge « M » les régions historiquement accessibles à l'espèce sans restriction des migrations et colonisation ; le cercle bleu « B » définit la région où se déroulent les interactions interspécifiques. RN : Niche réalisée.

La distribution spatiotemporelle d'une espèce étant définie pour partie par des variables environnementales, il est possible de définir les limites de tolérance de l'espèce considérée pour chaque variable environnementale, l'amplitude de la niche de cette espèce pour ce facteur et l'allure de la courbe de réponse (Figure 2-3). Des observations récentes valident l'existence d'une réponse de type uni-modale, gaussienne, symétrique ou asymétrique chez les végétaux (Austin 2005). Entre les limites de tolérance, les conditions du facteur étudié (ex la teneur en eau du sol) sont favorables à l'espèce : il est d'ailleurs possible d'y définir une zone où les valeurs du facteur écologique permettent le développement optimale de l'espèce (« zone optimale ») (Figure 2-3). Lorsque les conditions pour ce facteur ne sont plus remplies et se trouvent en deçà ou au-delà des seuils de tolérance, alors le facteur écologique devient limitant et l'espèce voit son développement inhibé (Bouzillé 2007). Ainsi, une espèce présentant une grande amplitude de sa niche disposera d'une plus grande aptitude à se développer dans des conditions de grande variabilité des facteurs écologiques.

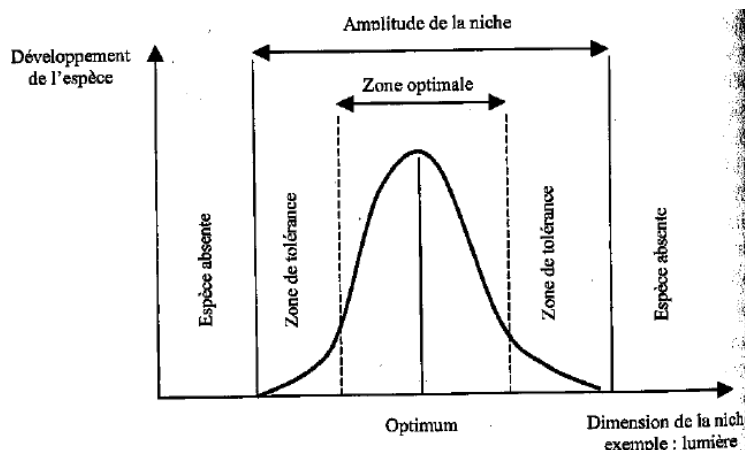


Figure 2-3 : Représentation schématique de l'amplitude de la niche écologique d'une espèce (Bouzillé 2007)

La troisième condition participant à la définition de la niche écologique d'une espèce est la possibilité d'établir des interactions interspécifiques (compétition, prédation, mutualisme) (cercle bleu) (Figure 2-2). Les facteurs abiotiques et biotiques sont donc des régulateurs des populations (théorie de l'équilibre) et la niche écologique d'Hutchinson représente les conditions et les ressources pour lesquelles un individu ou une espèce peut vivre et se reproduire. Grubb (1977) définit plus précisément la niche écologique d'une espèce végétale comme l'ensemble des relations que la plante a avec son environnement, sur les plans abiotique et biotique.

Selon ce modèle, la structuration des espèces en communautés et leur diversité spécifique résulte alors de la compétition interspécifique aux plans évolutif, historique et écologique (Zobel 1992) : deux espèces présentant une niche écologique identique ne peuvent coexister indéfiniment si elles sont limitées par la même ressource (principe d'exclusion compétitive). Cependant, la théorie de la différenciation de niches nuance ce principe en soutenant que cette coexistence est possible dans un même milieu si au moins une dimension de leur niche écologique diffère (Dybzinski et Tilman 2009) : les espèces coexistent aux échelles locales et paysagères à la faveur de compromis (ou « trade-off ») (Kneitel et Chase 2004), de leur capacité d'interaction avec différents éléments de leur environnement. Ceux-ci permettent de maintenir des effectifs de populations en équilibre avec les ressources (Chesson 2000).

Ces trade-off supposent la présence, chez les espèces appartenant à une même communauté, de traits fonctionnels qui traduisent les stratégies existantes chez les espèces (ex : profondeur racinaire, taille des graines ...). Les traits fonctionnels d'une espèce ont donc une signification adaptative, au regard du contexte environnemental dans lequel l'espèce en question se développe. Ce sont ces contrastes qui sont responsables de l'hétérogénéité des habitats et de la distribution spatiale et temporelle de leur diversité (Kneitel et Chase 2004).

2.4.1.2 Théorie de la neutralité

Cette théorie, proposée par Hubbell (2001) et par Bell (2001), est une remise en question du rôle de la différenciation des niches. Ce modèle a été développé, car la théorie de l'équilibre (théorie de la niche écologique) sous-estimait les états de diversité rencontrés de certains systèmes naturels (ex : forêt tropicale) (Hubbell 1997). Il suppose que la structure et la diversité d'une communauté résulte principalement du regroupement stochastique d'espèces de même niveau trophique (Théorie du non-équilibre). La diversité des communautés est contrôlée par les capacités de dispersion des espèces, le succès reproducteur, la mortalité, la spéciation, et enfin par la survenue de processus environnementaux aléatoires (modifications des caractéristiques environnementales survenant selon des fréquences, des durées, des intensités et des surfaces, variables), générant des patches (ou communautés) dans l'organisation générale des écosystèmes.

De plus, la théorie de la neutralité repose sur l'hypothèse de l'existence d'une équivalence fonctionnelle entre les espèces d'un même niveau trophique (Hubbell 2005) et d'une même communauté : cette dernière est définie par un même succès reproducteur, une même chance de survie et un même succès de dispersion pour tous les individus d'une communauté. Elle est produite par les « trade-off » entre les espèces d'une même communauté, dans un environnement

donné (Hubbell 2001). La pertinence de ce concept vis-à-vis des observations in situ est fortement discutée (Chave 2004, Loreau 2004) et largement étudiée (Vallade et Houchmandzadeh 2003, Volkov et al. 2003, Etienne et Olff 2004, McKane et al. 2004).

2.4.2 Représentation et prédiction de la biodiversité végétale

La modélisation prédictive est une réponse technique à la nécessité de comprendre et de prédire les impacts des activités anthropiques sur la distribution spatiale de la biodiversité : cette approche est applicable à la planification des stratégies de conservation (création et restauration d'habitats, organisation en réseaux d'espaces protégés), à la mise en œuvre de la gestion de la plupart des écosystèmes (ex : cas des écosystèmes forestiers à grande échelle) et à l'évaluation de l'efficacité de ces mesures (Araujo et al. 2004). Elle offre des méthodes répétables, concordantes, abordables, basées sur l'écologie des organismes étudiés (Lehmann et al. 2002) et de nombreuses perspectives d'évolution (Thuiller et al. 2008). La modélisation de la biodiversité est, par exemple, particulièrement utilisée pour la prédiction des effets du réchauffement climatique à grande échelle (McMahon et al. 2011, Mokany et Ferrier 2011).

2.4.2.1 Les objets modélisés

La bibliographie recense une grande variété d'objets modélisés pour caractériser la biodiversité. Un effort important porte sur la modélisation de la distribution spatiale des espèces (Volkov et al. 2003, Elith et Leathwick 2009), principalement terrestres. Les taxons abordés sont les plantes vasculaires (Iverson et Prasad 1998, Cawsey et al. 2002, Coudun et al. 2006, Zerger et al. 2009), les bryophytes (Spitale et al. 2009), les macromammifères (Nielsen et al. 2003), les oiseaux (McDonald et al. 2006), les insectes (Cowley et al. 2000, Fleishman et al. 2001, Buse et al. 2007), la pédofaune (Willems et al. 2008). Les espèces aquatiques, marines (Kaschner et al. 2006) et dulcicoles (Van den Berg et al. 2003) sont aussi concernées. Les modèles de prédiction ont particulièrement révélé leur utilité pour l'évaluation de la distribution d'espèces invasives (Peterson 2003), à l'échelle régionale (Thuiller et al. 2012) ou mondiale (Thuiller et al. 2005).

La biodiversité est également modélisée par le biais des communautés végétales (Cawsey et al. 2002, Ferrier et al. 2002, Ferrier et Guisan 2006, Ferrier et al. 2007). Cette deuxième approche est complémentaire de l'approche de modélisation des espèces (Zimmermann et Kienast 1999, Mokany et Ferrier 2011) car elle permet de modéliser des groupes taxonomiques très diversifiés mais pour lesquels l'insuffisance des données disponibles ne permet pas de modéliser chaque espèce individuellement. Certaines réserves sur l'efficacité de la modélisation des communautés sont cependant émises : Baselga et Araujo (2010) ont mis en évidence qu'à l'échelle continentale, les stratégies de modélisation statistiques basées sur la co-occurrence d'espèces le long de gradients environnementaux ne sont pas plus performantes que la modélisation des réponses individuelles des espèces. De plus, certaines communautés prédites seraient aberrantes d'un point de vue écologique, en raison de l'absence de prise en compte, par ces modèles, des interactions interspécifiques.

Enfin, la distribution spatiale de la biodiversité est modélisée par le biais de ses indices quantitatifs et qualitatifs : la richesse spécifique est modélisée directement (Iverson et Prasad 1998, Wohlgemuth 1998, Skov et Svenning 2003, Steinmann et al. 2009), ou indirectement grâce à la modélisation des espèces indicatrices (Fleishman et al. 2005). Le turnover de la composition spécifique (ou dissimilarité) (Ferrier et al. 2007) et l'abondance/dominance (Coudun et Gégout 2007) sont également modélisés.

2.4.2.2 Les approches de modélisation développées

Les approches de modélisation de ces objets reposent sur les deux théories présentées précédemment. Deux grands types de modèles nous permettent d'étudier l'évolution de la biodiversité des communautés végétales : les modèles déterministes et les modèles mécanistes (Temperton et Hobbs 2004). Il est important de noter que, malgré l'émergence de la modélisation dynamique, les modèles de prédiction de la distribution de la végétation sont encore principalement empiriques (Guisan et Zimmermann 2000, Thuiller et al. 2008, Zimmermann et al. 2010).

2.4.2.2.1 *Les modèles déterministes*

Les modèles déterministes ou « modèles d'habitats » (Kearney 2006) permettent d'établir une liaison statistique entre la distribution géographique des espèces ou des communautés et la nature physique (abiotique et biotique) de leur environnement (caractérisée par des « descripteurs »), sans modéliser directement les processus se déroulant nécessairement entre ces descripteurs et les espèces ou communautés (dispersion, adaptation, migration, mutualisme, compétition). Ces processus n'influencent pas les schémas de distribution (Huntley et al. 1995).

Le principe général de ces modèles est schématisé dans la Figure 2-4. Il s'agit de décrire la biodiversité présente sur les sites étudiés en représentant de façon schématique ces sites sous la forme de grilles virtuelles où chaque cellule de chaque grille représente une portion de la surface étudiée. L'objectif est alors de décrire quelle biodiversité est observée dans chaque cellule de la grille, sur l'ensemble de la zone d'étude. Le modèle repose sur l'utilisation de deux types d'entrées : les données biologiques définies ponctuellement dans l'espace (en rose dans la Figure 2-4) et les données environnementales définies de façon quasi continue sur le site d'étude (en bleu sur la Figure 2-4) (Ferrier et Guisan 2006). L'inventaire exhaustif de la flore présente dans chaque cellule étant irréalisable, cet outil suppose qu'il est possible d'utiliser un autre ensemble de variables dont on connaît les valeurs en chaque point des sites d'étude. Ces paramètres sont appelés « prédictors environnementaux ». Ces données environnementales permettent de définir dans chaque cellule les conditions physico-chimiques rencontrées par les plantes et doivent être mesurées sur le terrain (analyses physico-chimiques du sol, conditions climatiques...). Une première étape de travail consiste donc à (i) définir la biodiversité ponctuellement au sein des sites d'étude (cellules roses), (ii) à déterminer les valeurs des prédictors environnementaux clefs dans toutes les cellules de chaque grille (cellules bleues), et (iii) de croiser les informations pour définir quelles sont les valeurs des filtres environnementaux qui sont attribuées à chaque espèce. L'outil de modélisation statistique (paragraphe 3.1.3.3) permet de prédire, suivant les valeurs des prédictors environnementaux, la distribution de la biodiversité dans les cellules n'ayant pas fait l'objet d'inventaires floristiques.

Les modèles définissent ainsi une carte de distribution par sortie (Figure 2-4) rendant compte de sa distribution la plus probable suivant les conditions environnementales définies au préalable (Austin 2002). De nombreuses sorties peuvent être obtenues selon les objectifs de l'étude : la biodiversité peut être décrite qualitativement à partir des probabilités de présence d'espèces cibles, de communautés végétales (définies comme des groupes de cellules ayant une composition spécifique similaire) ou encore grâce à la définition de leurs traits fonctionnels. La prévision quantitative de la biodiversité est prévue grâce à l'étude spatialisée des indices de richesse spécifique ou encore de Shannon. Ces modèles sont statiques, descriptifs, et se rapportent à un espace-temps donné. Ils ne permettent pas de tenir compte de la stochasticité environnementale, c'est-à-dire de prendre en compte les résultats dus à des événements environnementaux survenant au hasard.

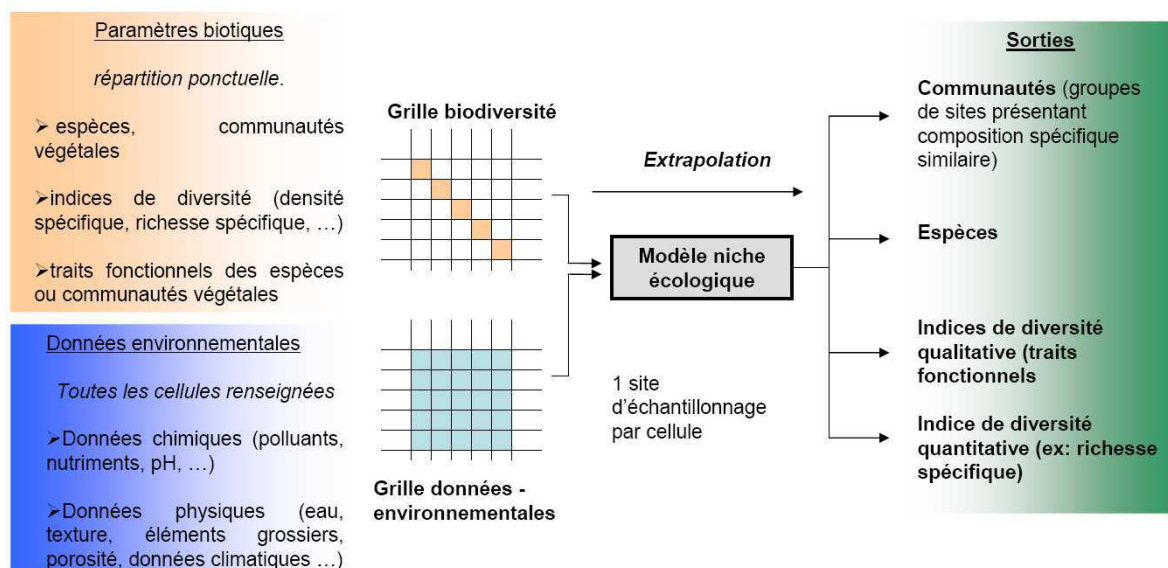


Figure 2-4: Principe général de la modélisation de la biodiversité basée sur la théorie de la niche écologique (adapté de Ferrier et Guisan 2006)

2.4.2.2.2 Les modèles mécanistes

Les modèles mécanistes de la diversité biologique n'intègrent pas le déterminisme environnemental de la distribution des espèces et des communautés. Ils sont fondés sur des processus caractérisant les dynamiques de populations et les interactions interspécifiques (dispersion, mort et naissance, compétition, prédation et mutualisme). Ils utilisent les liens entre la croissance, le pouvoir reproducteur des espèces et les données biologiques ou environnementales (Kearney 2006), et définissent l'évolution spatiale et temporelle du pouvoir reproducteur (ou fitness). Ce sont, par exemple, les modèles d'analyse de la viabilité de population basée sur la dynamique de populations végétales (Jeltsch et al. 2008), les modèles phénologiques (Chuine et al. 2000), les modèles de métacommunautés (Mouquet et al. 2006), d'assemblage de communautés fondé sur les traits d'histoire de vie (Keddy 1992), et enfin, les modèles neutres (Zillio et Condit 2007) présentés précédemment (paragraphe 2.4.1.2).

Le développement de l'approche mécaniste est croissant, mais son utilisation demeure limitée comparée à celle de l'utilisation des modèles déterministes. L'approche mécaniste de la neutralité pour les espèces végétales est encore récente (Hu et al. 2006), et son fondement théorique en

développement (Rosindell et al. 2011). Des propositions de méthodes pour paramétrer ces modèles à partir de données de terrain sont nécessaires (Beeravolu et al. 2009). Une typologie multicritère des principaux modèles neutres est présentée par Beeravolu et al. (2009). Ces modèles contrastent les uns des autres par les choix techniques de modélisation du processus stochastique de dispersion des espèces au sein de la zone d'étude (« ecological drift »), du processus de spéciation (taux d'introduction de nouvelles espèces dans le système), de migration et de représentation de l'espace de modélisé (ces modèles ne sont pas spatialement explicites). Le modèle de neutralité explique avec succès la diversité de certains systèmes étudiés, présentant des espèces rares par exemple (Volkov et al. 2003). Des résultats satisfaisants ont été obtenus à l'issue d'analyses fondées sur des trade-offs, incluant les processus de colonisation et de compétition (Chave 2004).

2.4.2.2.3 *Les améliorations de ces deux approches : vers une approche semi-mécaniste*

Les améliorations à apporter à la modélisation déterministe font l'objet de nombreuses propositions (Araujo et Guisan 2006, Guisan et al. 2006, Austin 2007, Zimmermann et al. 2010). Chave (2004), Morin et Thuiller (2009) relèvent notamment la complémentarité des approches mécaniste et déterministe pour la prédiction spatio-temporelle de la biodiversité végétale. En conséquence, des modèles dits hybrides ou semi-mécanistes ont été développés afin de réaliser un compromis entre la précision et la simplicité des modèles déterministes et le réalisme et la complexité des modèles mécanistes. Des travaux récents ont réalisé la combinaison entre modèles déterministes spécifiques et modèles de la dispersion (Engler et Guisan 2009), modèles de fonctionnement des métapopulations (Lischke et al. 2006, Keith et al. 2008), ou modèles métaboliques (Friend et al. 1997), et prédit les changements de la distribution de l'abondance spécifique. Cette approche semi-mécaniste est aussi développée à l'échelle des communautés végétales (Shipley et al. 2006, Dewar et Porte 2008, Mokany et Ferrier 2011).

L'intégration des interactions biotiques dans les modèles de niche permet l'amélioration des prédictions de distribution de la biodiversité (Boulangeat et al. 2012). En revanche, les contraintes de l'approche semi-mécaniste sont, d'une part, un plus grand nombre de données nécessaires pour caractériser la localisation, la physiologie, la dynamique des organismes étudiés, et d'autre part, une connaissance plus détaillée des processus écologiques en jeu par rapport à celles nécessaires pour la modélisation déterministe ou la modélisation mécaniste (Thuiller et al. 2008). Ces points sont généralement indisponibles pour un grand nombre d'espèces et de régions. Cependant, si ces renseignements sont disponibles, cette approche permet de définir et sélectionner les paramètres importants impliqués dans les processus dynamiques, pouvant être utilisés pour de multiples organismes.

2.4.2.3 Les prédicteurs environnementaux de la biodiversité végétale

Malgré des décennies de recherche, il reste difficile d'identifier les facteurs affectant la distribution spatiale des espèces (Araujo et Guisan 2006) et la part de chaque facteur environnemental dans l'explication de cette distribution (Murray et Conner 2009). Cependant, les avancées méthodologiques et l'étude de la corrélation entre ces paramètres et les niveaux de biodiversité observés (Mac Nally 2002, Ashcroft et al. 2011) ont montré que, à large échelle spatiale, les

prédicteurs de la distribution spécifique sont principalement les variables climatiques (précipitations, températures, rayonnement, équilibre hydrique) (Maggini et al. 2006), géologiques (Ashcroft et al. 2011), et topographiques (pentes, altitude) (Huntley et al. 1995) (Tableau 2-1). Les gradients d'humidité et de nutriments du sol sont déterminants pour prédire l'assemblage des communautés végétales, à l'échelle locale (Bridge et Johnson 2000) et paysagère (Coudun et al. 2006, Coudun et Gégout 2007, Marage et Gégout 2009) (Tableau 2-1). Il a notamment été montré que les distributions spatiales de la végétation représentent des bio-indicateurs du fonctionnement hydrologique dans les systèmes limitant en eau (Fernandez-Illescas et Rodriguez-Iturbe 2004, Imeson et Prinsen 2004).

La prise en compte des paramètres physicochimiques du sol permet ainsi d'améliorer les prédictions des habitats des espèces au sein de leurs aires de répartition géographique et donc sont déterminants dans la composition des communautés végétales (Partel 2002). L'impact du niveau de fertilité des sols sur la biodiversité végétales est significatif (Tableau 2-1) : il est principalement révélé par les corrélations entre les teneurs en cations, en matière organiques et en de nutriments phosphorés et azotés sur la richesse spécifique, la densité spécifique, l'abondance et la composition des cortèges (Harpole et Tilman 2007, Pywell et al. 2007): la très forte richesse spécifique (> 30 espèces /m²) des prairies semi-naturelles est associées à de faibles teneurs en P (au max 15 mg/kg) (Janssens et al. 1998, Critchley et al. 2002a, Piqueray et al. 2011). Le pH impacte fortement la diversité végétale, car son niveau régule la disponibilité en cations échangeables, disponibles pour les plantes (Tableau 2-1). Enfin, dans un contexte d'anthropisation croissante des territoires, les rôles joués par l'organisation de la matrice paysagère d'une part (variable « isolement »), et des mesures de gestion d'autre part, sur les niveaux de biodiversité locale et paysagère ont également été mis en évidence, en milieux forestiers et prairiaux.

Tableau 2-1 : Paramètres abiotiques impactant la biodiversité

Variables environnementales	Habitats naturels	Paramètres biotiques	Références bibliographiques
CLIMAT			
Rayonnement	forêt tempérée	présence /absence	Marage et Gégout 2009, Maggini et al. 2006
Température	forêt tempérée forêt tropicale humide prairies semi-naturelles	présence /absence Abondance / dominance présence /absence richesse spécifique, abondance dominance	Marage et Gégout 2009, Maggini et al. 2006 Coudun et Gégout 2007 Ashcroft et al. 2011 Clark et al. 2007(Clark et al. 2007)
Précipitations	forêt tempérée plusieurs habitats	présence /absence richesse spécifique	Marage et Gégout 2009, Coudun et al. 2006, Maggini et al. 2006 Wohlgemuth 1998
Evapotranspiration	forêt tempérée	présence /absence	Coudun et al. 2006
Equilibre hydrique	forêt tempérée	présence /absence	Marage et Gégout 2009, Maggini et al. 2006
GEOLOGIE			
Roche mère	forêt tropicale humide forêt tempérée plusieurs habitats	présence /absence présence /absence richesse spécifique	Ashcroft et al. 2011 Maggini et al. 2006 Wohlgemuth 1998
Perméabilité (roche mère)	forêt tempérée	présence /absence	Maggini et al. 2006
TOPOGRAPHIE			
pente altitude	forêt tempérée pelouse d'altitude forêt tempérée	présence /absence richesse spécifique présence /absence	Marage et Gégout 2009, Maggini et al. 2006 Kopec et al. 2010 Marage et Gégout 2009
SOL			
pH	prairie d'altitude prairie mésotrophe bords de cours d'eau (plantes vasculaires) prairie humide forêts continentales, prairies prairies semi-naturelles pelouse d'altitude forêt tempérée forêt tempérée	richesse spécifique ; présence /absence Abondance / dominance richesse spécifique beta-diversité densité spécifique richesse spécifique ; richesse spécifique présence /absence Abondance / dominance, richesse spécifique ;	Merunkova et Chytry 2012 Kalusova et al. 2009 Gould et Walker 1999 Hajek et Hajkova 2004 Schuster et Diekmann 2003 Roem et Berendse 2000 Kopec et al. 2010 Marage et Gégout 2009, Coudun et al. 2006 Coudun et Gégout 2007

	prairie semi-naturelle	présence /absence Abondance / dominance	Merunkova et Chytry 2012 , Kalusova et al. 2009
C:N	forêt tempérée forêt tempérée	présence /absence Abondance / dominance	Marage et Gégout 2009 Coudun et Gégout 2007
fertilisation NPK fertilisation NP	bryophyte prairie alluviale	richesse spé richesse spé, Abondance/recouvrement	Aude et Ejrnaes 2005 Grevilliot et al. 1998
N	prairie calcaire prairies semi-naturelles pelouse d'altitude	richesse spécifique richesse spécifique, équitabilité, abondance/dominance richesse spécifique richesse spécifique, abondance-dominance abondance dominance, richesse spécifique, équitabilité	Smits et al. 2008, Willems et al. 1993 Van den berg et al. 2011 De Schrijver et al. 2011 , Harpole et Tilman 2007 Clark et al. 2007 Linusson et al 1998 Kopec et al. 2010
Phosphore assimilable	prairie d'altitude prairie semi-naturelle prairie calcaire prairie mésotrophe	richesse spécifique richesse spécifique, Présence/Absence richesse spécifique Richesse spécifique/ abondance dominance	Merunkova et Chytry 2012 Harpole et Tilman 2007 Piqueray et al. 2011, Smits et al. 2008, Fagan et al. 2008, Janssens et al. 1998, Critchley et al. 2002a, Aude and Ejrnæs 2005, Wassen et al 2005, Willems et al. 1993 Michalcova et al. 2011 , Kalusova et al. 2009, Hejcman et al. 2007
N :P	prairie semi-naturelle	richesse spécifique, abondance/dominance	Roem et Berendse 2000
N :K	prairie semi-naturelle	richesse spécifique, abondance/dominance	Roem et Berendse 2000
MO	prairie d'altitude	richesse spécifique ; présence /absence	Merunkova et Chytry 2012
Conductivité	prairie humide	densité spécifique	Hajek et Hajkova 2004
CEC	prairies semi-naturelles	richesse spécifique, abondance/dominance	Clark et al. 2007
K ⁺ , Ca ²⁺ humidité	prairie semi-naturelle pelouse d'altitude prairie semi-naturelle prairie mésotrophe	richesse spécifique richesse spécifique richesse spécifique ; présence /absence abondance/dominance richesse spécifique	Merunkova et Chytry 2012, Critchley et al. 2002a, Harpole et Tilman 2007 Kopec et al. 2010 Merunkova et Chytry 2012, Harpole et Tilman 2007 Kalusova et al. 2009, Michalcova et al 2011

	bords de cours d'eau (bryophytes, lichens) prairie alluviale prairies semi-naturelles prairies humides prairie d'altitude	richesse spécifique richesse spécifique, beta-diversité, Abondance- dominance beta-diversité richesse spécifique, stratégies adaptatives richesse spécifique	Gould et Walker 1999 Grevilliot et al. 1998 Havlova et al. 2004 Zelnik et Carni 2008 Kopeck et al. 2010
ENVIRONNEMENT Isolement	prairies semi-naturelles prairie sèche (bryophyte, lichens)	richesse spécifique abondance, dominance richesse spécifique	Cousins et al. 2009 Linusson et al 1998 Lobel et al. 2006
GESTION Perturbations anthropiques Pâturage	forêt tempérée prairies semi-naturelles	richesse spécifique richesse spécifique	Merunkova et Chytrý 2012 Cousins et al. 2009, Linusson et al 1998

2.5 Conclusion du chapitre 2.

Ce chapitre a mis en évidence que les routes génèrent des impacts directs et indirects sur les processus écologiques. Ces perturbations touchent, en premier lieu, les propriétés physiques du sol et de l'air (élévation de la température de l'air et du sol aux abords des routes, augmentation de la luminosité, perturbation de la circulation de l'air, altération de la structure du sol liée à l'augmentation de la fraction en éléments grossiers, modification profonde du fonctionnement hydrologique et de la distribution de la ressource en eau) mais aussi les propriétés chimiques (augmentation du pH et saturation du sol en cations basiques issus des matériaux de construction, lixiviation des autres cations, diminution de la teneur en matière organique, enrichissement en éléments azotés lié à l'élévation de la charge en polluants). L'intensité de ces altérations est spatialement variable (elle décroît avec l'augmentation de la distance à la route), dépendante de la complexité des infrastructures de transport (intensité du trafic routier, présence d'un revêtement sur la voie, présence d'infrastructures connexes, linéarité du tracé) et du type d'habitats semi-naturels traversés. Sa variation est aussi temporelle (l'intensité des impacts liés au trafic routier est dépendante de l'intensité du trafic lui-même). Le microclimat ainsi aménagé définit pour partie la zone d'impact de l'infrastructure sur les territoires adjacents et sur le paysage. La zone d'impact de l'infrastructure routière est également définie par les dégradations portées sur le compartiment biotique, et plus particulièrement sur les espèces végétales, dont la dépendance vis-à-vis des conditions abiotiques est importante. La diversité quantitative spécifique est relativement élevée lorsque les bords de routes constituent des zones de refuge dans les milieux subissant une forte pression anthropique. Cependant, un déclin de la diversité spécifique peut aussi être observé. Les cortèges supportent des conditions abiotiques contraignantes : ils sont composés d'espèces thermophiles, héliophiles, halophiles, se développant sur des sols fortement remaniés, en conditions xériques et dans un environnement pollués, rudérales. Des zonations de l'organisation des espèces en communautés sont généralement observées longitudinalement et latéralement aux linéaires routiers : elles révèlent respectivement l'influence de l'environnement proche sur la composition des communautés végétales et la diminution des contraintes exercées par la route avec l'augmentation de la distance à l'infrastructure. La description des impacts à grande échelle montre une transformation structurale profonde des matrices paysagères, marquées par des modifications de formes, de tailles, de densité des patchs paysagers. Les taux de conversion des couverts sont d'autant plus élevés qu'ils sont proches d'infrastructures routières, et favorisent l'anthropisation des territoires. La rupture de connectivité entre les patchs est la manifestation fonctionnelle des transformations subies par la matrice paysagère.

Dans un contexte d'évolution de la réglementation nationale, l'évaluation environnementale des projets d'infrastructures et des infrastructures existantes intègre désormais l'évaluation de leurs impacts sur la biodiversité (chapitre 1), avec pour objectif de prédire, éviter, diminuer et compenser ces impacts. Cependant, en l'absence d'outils appropriés, les échecs de la prise en compte de la biodiversité végétale dans les évaluations environnementales sont nombreux (chapitre 1). Le développement croissant de la modélisation spatiale de la biodiversité par la recherche représente

une réelle opportunité de palier ces échecs. La synthèse bibliographique a mis en évidence l'existence de méthodes de modélisation variées : les plus utilisées sont déterministes et utilisent les paramètres environnementaux (climatiques, pédologiques, hydrologiques) comme prédicteurs principaux de la distribution spatiale de la diversité végétale. Cependant, le rôle joué par les processus dynamiques (ex : dispersion) dans l'évolution temporelle des populations n'est pas pris en compte par cette approche. En revanche, ces derniers sont utilisés par les modèles mécanistes, au détriment des paramètres environnementaux. L'utilisation conjointe des paramètres environnementaux et des processus dynamiques pour la modélisation des schémas de biodiversité végétale connaît un développement croissant, principalement à large échelle, grâce aux travaux d'élaboration de modèles semi-mécanistes. Mais leur utilisation n'est pas encore généralisée et les fondements théoriques sont encore en développement. L'effort le plus important a été porté sur la modélisation de la distribution spécifique. Des propositions théoriques pour la modélisation de la distribution des communautés végétales ont été présentées. Son application à l'étude de cas expérimentaux commence à être testée.

Si les impacts des routes sur le biotope ont parfois fait l'objet d'études par une approche de modélisation (notamment le fonctionnement hydrologique), leur intégration à l'étude des impacts sur la biodiversité végétale et l'étude de ceux-ci est, d'après nos connaissances, essentiellement analytique (étude de corrélation) et a posteriori. Or la prévision des impacts sur la biodiversité végétale, la planification de mesures conservatoires et l'évaluation de leur efficacité nécessitent de connaître les processus contrôlant la disponibilité de la ressource limitante pour le couvert végétal (Landenberger et Ostergren 2002) et d'intégrer une approche mécaniste à l'étude de l'impact du biotope sur la biodiversité végétale, afin de (i) représenter spatialement la gamme de variation de cette ressource (ex : la ressource en eau) en fonction du temps, selon différentes conditions climatiques et différents scénarios d'aménagement du biotope et (ii) d'évaluer dans quelles mesures les objectifs conservatoires des projets de préservation, de restauration d'habitats ou de compensation de la perte de biodiversité végétale seront remplis et les impacts sur le biotope minimisés.

Ce travail de thèse vise à contribuer à cette avancée grâce à (i) l'étude du fonctionnement hydrologique d'un aménagement paysager autoroutier, (ii) à l'utilisation des résultats de cette analyse pour l'étude de la distribution spatiale de la biodiversité végétale, et pour sa modélisation à l'échelle des communautés végétales. Les résultats de la modélisation des communautés végétales contribueront (iii) à analyser l'efficacité de l'aménagement paysager en termes de préservation de la biodiversité, vis-à-vis des résultats envisagés par le constructeur, puis (iv) à proposer des mesures de valorisation de la biodiversité du site. Ces dernières reposeront sur l'analyse des conditions abiotiques in situ et sur des scénarios de transformation de ce biotope pour en modifier le fonctionnement hydrologique.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

3.1 Un couplage original de deux modèles

3.1.1 Schéma général, principe et résultats attendus du couplage

Le principe général du travail de modélisation consiste à réaliser un couplage faible entre deux modèles (Figure 3-1). Ce couplage n'implique pas l'utilisation d'un outil spécifique de couplage mais l'utilisation coordonnée des deux modèles, mis en relation par l'importation des variables de sorties d'un des deux modèles comme variables d'entrées pour le second. Dans notre cas, les variables « de couplage » sont la teneur en eau volumique du sol (θ) et l'indice de stress hydrique (σ).

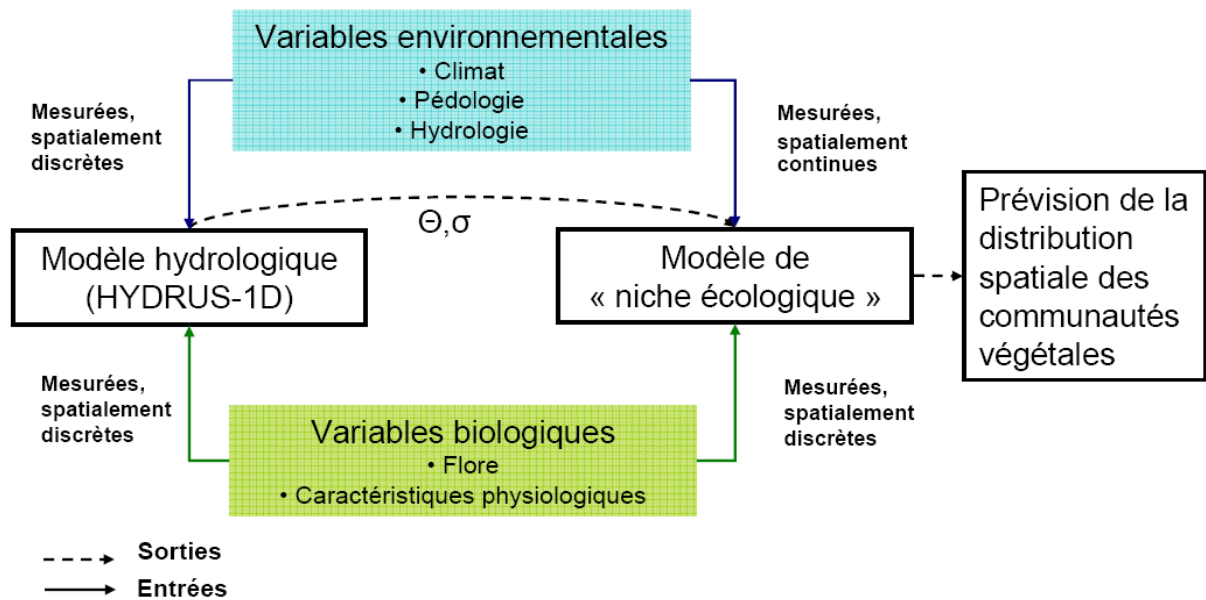


Figure 3-1 Principe général du couplage entre le modèle de fonctionnement hydrologique (HYDRUS-1D) et le modèle d'évolution de la biodiversité végétale (modèle de niche écologique GLM). La flèche en pointillée représente l'utilisation des sorties d'HYDRUS-1D (la teneur en eau volumique du fond de la zone racinaire (θ) et l'indice de stress hydrique du couvert végétal (σ)) pour le modèle de niche écologique.

3.1.2 Présentation du modèle hydrologique HYDRUS-1D.

3.1.2.1 Principe

HYDRUS-1D (Simunek et al. 2008) est un logiciel permettant la simulation mécaniste du transport d'eau, de la chaleur et de divers solutés selon la dimension spatiale verticale (z). Ce logiciel permet de simuler à partir de divers paramètres d'entrées, l'évolution de la teneur en eau volumique θ [-] et du potentiel hydrique h [L] en tous points du profil de sol en fonction de conditions initiales et aux limites variables. Les deux variables θ et h caractérisent l'état de l'eau dans le sol. La teneur en eau volumique du sol θ est définie telle que :

$$\theta = \frac{V_{eau}}{V_{total_du_sol}}$$

Équation 3-1

avec V_{eau} , le volume d'eau du sol et $V_{total_du_sol}$, le volume total du sol.

Elle est comprise entre une valeur en eau minimale, la teneur en eau résiduelle θ_r et une valeur en eau maximale, la teneur en eau à saturation θ_s . Bien que celle-ci soit en principe égale à la porosité du sol, c'est-à-dire à l'ensemble de l'espace poral, elle est en général inférieure à cette dernière en raison de la persistance de poches d'air piégées dans la porosité du sol. θ varie dans l'espace (ici en fonction de z) (Figure 3-2) et dans le temps. La teneur en eau augmente généralement avec la profondeur et vaut θ_s au niveau de la nappe. En l'absence d'apport d'eau en surface entre deux temps t_1 et t_2 , le profil de sol s'assèche davantage en surface, mais tend toujours vers θ_s au niveau de la zone saturée. Le potentiel hydrique h ou potentiel de pression est la mesure de la pression avec laquelle l'eau est retenue dans le sol. Elle résulte des forces de capillarités et d'adsorption, dues à la matrice solide, qui attirent et lient la phase liquide à la phase solide du sol. Le potentiel hydrique h s'exprimant en référence à la pression atmosphérique, sa valeur est toujours négative lorsque le sol n'est pas saturé en eau et peut atteindre des valeurs négatives importantes. Il s'exprime dès lors souvent en échelle logarithmique tel que :

$$pF = \log_{10}|h|, \text{ avec } h \text{ en cm ou hPa}$$

Plus le sol est sec, plus le potentiel hydrique est négatif, car l'eau est plus fortement retenue par les particules du sol. Elle détermine donc la disponibilité de la ressource en eau pour la végétation.

La relation entre h et θ est un élément essentiel de la description de la dynamique de la phase liquide d'un sol car elle est déterminée par la structure et la texture du sol : elle est illustrée par la courbe caractéristique de rétention en eau du sol (Figure 3-3). Cette relation exprime les variations d'intensité des forces de capillarité et d'adsorption en fonction de la teneur en eau.

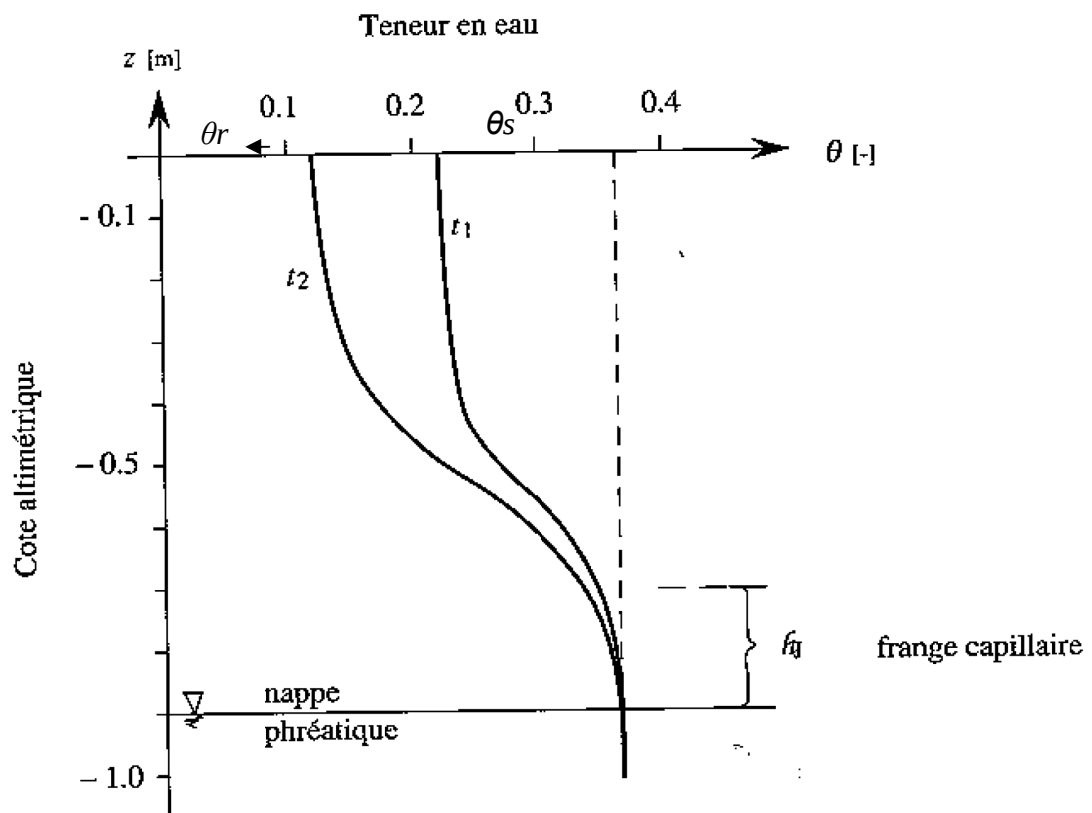


Figure 3-2: Exemples de profils hydriques d'un sol présentant une zone saturée (nappe phréatique), à deux temps t_1 et t_2 (Musy et Soutter 1991).

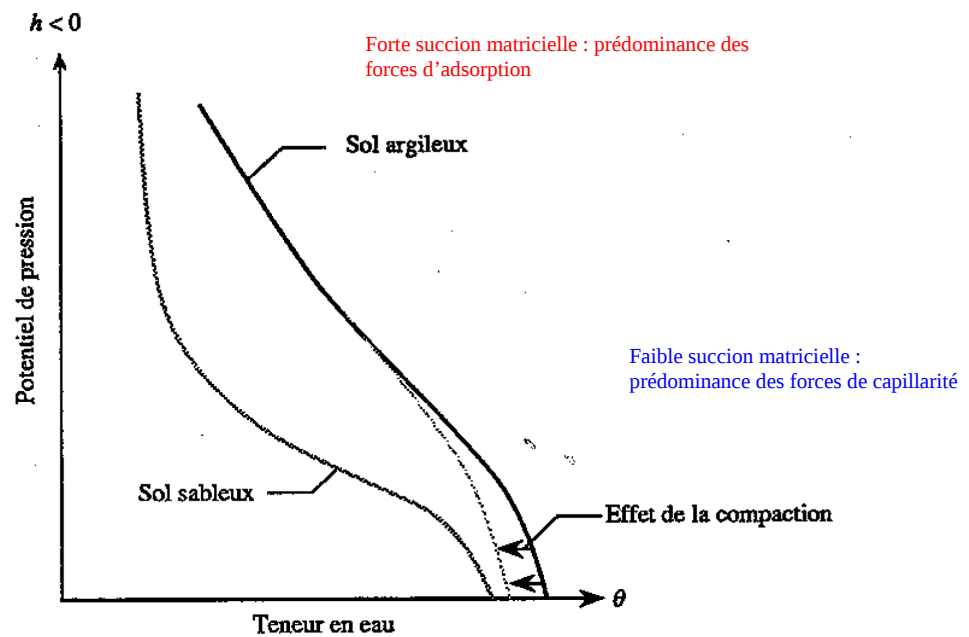


Figure 3-3 : Influence de la texture et de la structure sur la relation $\theta(h)$ (Musy et Soutter 1991).

3.1.2.2 Equation de Richards

HYDRUS-1D simule le transfert d'eau en résolvant numériquement l'équation de Richards par la méthode des éléments finis. Cette équation décrit les transferts d'eau dans un milieu poreux variablement saturé et découle de la combinaison de la loi de Darcy généralisée aux milieux insaturés avec l'équation de continuité (Équation 3-2).

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(h)}{\partial z} - P(h)$$

Équation 3-2

Elle donne la variation du contenu volumique en eau (θ) [$L^3 L^{-3}$] en fonction du temps (t) [T], à partir des dimensions spatiales (ici, la profondeur dans le sol (z) [L]), du potentiel de l'eau dans le sol (h) [L], de la conductivité hydraulique (K) [$L T^{-1}$] et du prélèvement par les racines des plantes (P) [$L^3 L^{-3} T^{-1}$].

On considère que la phase gazeuse ne joue pas un rôle significatif dans les processus de transfert d'eau et que l'influence des gradients thermiques sur ces flux peut être négligée.

L'équation de Richards utilise la relation entre θ et K . La conductivité hydraulique K est une manifestation de l'effet de résistance à l'écoulement dû aux forces de forttement, liées aux caractéristiques de la matrice solide (perméabilité intrinsèque) et aux caractéristiques intrinsèques de l'eau du sol (viscosité). Elle est d'autant plus forte que les sols sont perméables. La Figure 3-4 montre la dépendance entre K et h entre deux sols différents. La conductivité décroît avec la diminution de h dans les deux cas et cette décroissance est plus rapide pour un sol sableux que pour un sol argileux en raison de la présence de pores de taille plus réduite restant pleins et conduisant l'eau même quand la teneur en eau diminue pour ce dernier.

Les simulations sont appliquées aux sols incompressibles variablement saturés, en régime permanent ou transitoire. Le fonctionnement hydrologique est décrit de façon élémentaire au sein de mailles qui

représentent des portions infimes du sol étudié au sein desquelles on considère que les propriétés hydriques du sol sont homogènes.

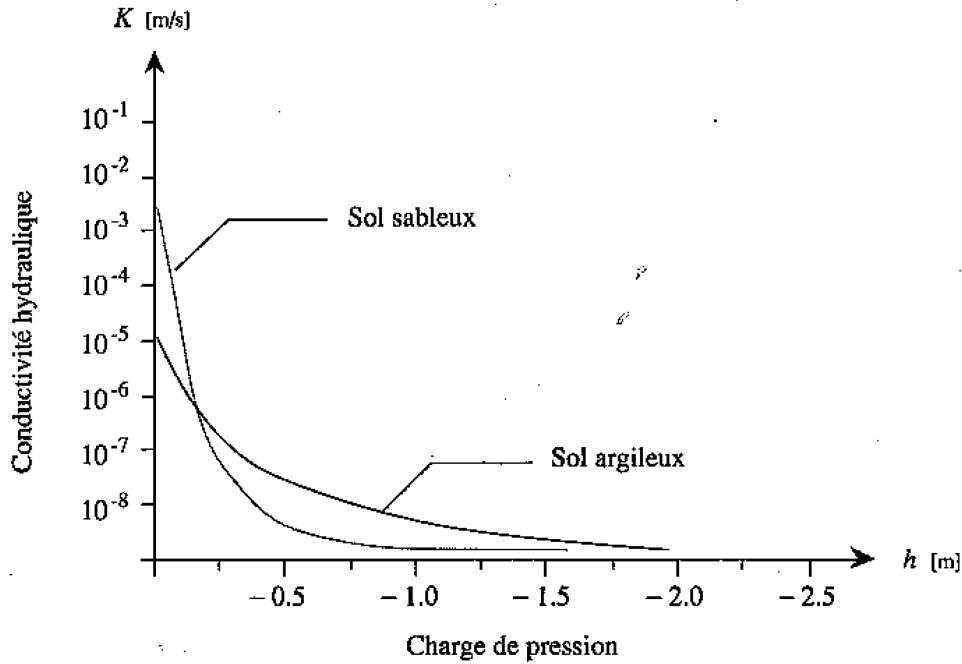


Figure 3-4: Allure générale de la relation $K(h)$ (Musy et Soutter 1991).

3.1.2.3 Paramètres hydriques du sol

La résolution de l'équation de Richards nécessite la connaissance des deux fonctions décrivant les propriétés hydrodynamiques du sol : la courbe de rétention hydrique $\theta(h)$ et la courbe de conductivité hydraulique $K(h)$ ou $K(\theta)$. Ces deux fonctions sont indispensables car elles permettent de relier entre elles les différentes grandeurs caractéristiques de l'eau dans le sol. Ces relations sont fortement variables entre les sols et fortement non linéaires. Le modèle choisi dans notre analyse pour ces 2 relations est basé sur les fonctions analytiques de Mualem-van Genuchten (Genuchten 1980) (Équation 3-3 et Équation 3-4).

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m}, & h \leq 0 \\ \theta_s, & h \geq 0 \end{cases} \quad \text{avec } m = 1 - 1/n$$

Équation 3-3

$$K(h) = K_{sat} S_e^l \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2$$

Équation 3-4

$$\text{avec } S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

Equation 3-5

Ces équations contiennent 5 paramètres indépendants : θ_r , la teneur en eau résiduelle [$L^3 L^{-3}$], θ_s , la teneur en eau à saturation [$L^3 L^{-3}$], α [L^{-1}] et n [-] sont des paramètres empiriques, et K_{sat} est la

conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}]. S_e est la saturation effective du sol [-], l est le coefficient de connexion des pores [-] et vaut 0,5 (valeur proposée par Mualem (1976)). Le logiciel RETC (RETention Curve) (Genuchten et al.1991) a été utilisé pour paramétrer le modèle de Mualem-van Genuchten sur des valeurs $\theta(h)$ obtenues à partir des fonctions de pédotransfert et des données bibliographiques déterminées par classes de texture de sol de Bruand et al. (2002) et Jarvis et al. (2002), et ainsi obtenir les paramètres θ_r , θ_s , α , n et K_{sat} .

3.1.2.4 Fonction « Puits racinaire »

La troisième relation à connaître est la fonction de prélèvement de l'eau par la végétation.

Les données requises par HYDRUS-1D pour simuler le prélèvement d'eau par le couvert de végétation sont (i) l'identification du type de couvert et les paramètres de la fonction de stress hydrique qui lui sont associés h_1 , h_2 , h_3 et h_4 et (ii) le profil racinaire (profondeur d'enracinement) et son évolution au cours du temps. Ces paramètres sont liés dans la fonction monodimensionnelle « puits racinaire » [T^{-1}] suivante (Feddes et al. 1978) (Équation 3-) :

$$P = a(h)S_p$$

Équation 3-6

$a(h)$ est une fonction de stress hydrique définie par 4 paramètres (h_1 , h_2 , h_3 , h_4) fixant la façon dont la valeur a évolue en fonction du potentiel de l'eau du sol (

Figure 3-5) et S_p le taux d'extraction maximum du couvert [T^{-1}] (Équation 3-) :

$$S_p = b(z) * T_p$$

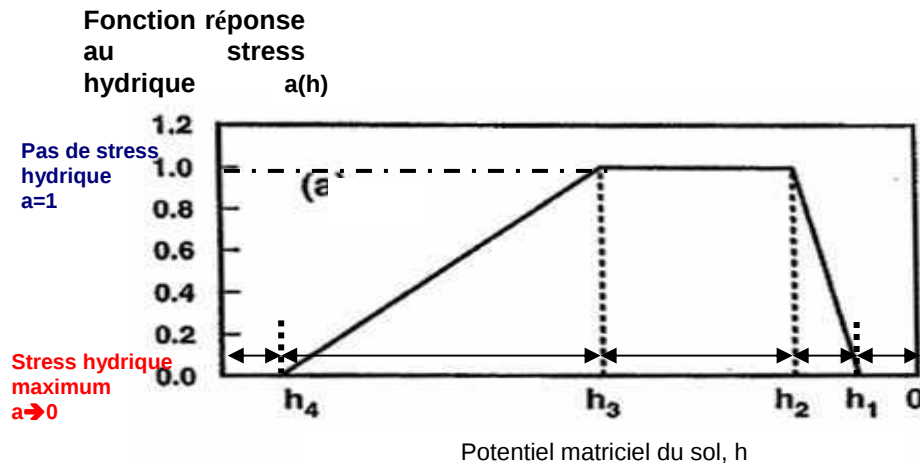
Équation 3-7

avec T_p le taux de transpiration potentielle [$L.T^{-1}$] ; $b(z)$ est la distribution du prélèvement racinaire potentiel [L^{-1}] suivant la profondeur d'enracinement. Dans notre cas d'étude, ce prélèvement est non uniforme en raison d'une densité racinaire variable avec la profondeur $b(z)$ (Figure 3-6) définie telle que :

$$\begin{aligned} \blacksquare \quad & b(z) = \frac{1.66667}{L_R}, \quad \text{pour } z > L - 0,2L_R \\ \blacksquare \quad & b(z) = \frac{2.0833}{L_R} * \left(1 - \frac{x_z - z}{L_R}\right), \quad \text{pour } z \in [L - L_R; L - 0,2L_R] \\ \blacksquare \quad & b(z) = 0, \quad \text{pour } z < L - L_R \end{aligned}$$

Équation 3-8

avec z la coordonnée en fonction du fond de profil du sol [L], L_R la profondeur racinaire maximale [L] à partir de la surface du sol, L la coordonnée de la surface de sol [L], z_0 le fond de profil du sol [L].



- $h < h_4$: Stress hydrique par manque d'eau sans prélèvement de la solution du sol (zone de flétrissement)
- $h_4 < h < h_3$: Stress hydrique par manque d'eau et prélèvement de la solution du sol.
- $h_3 < h < h_2$: Pas de stress hydrique et prélèvement de la solution du sol au taux maximum
- $h_2 < h < h_1$: Stress hydrique par excès d'eau et prélèvement de la solution du sol.
- $h > h_1$: Stress hydrique par excès d'eau sans prélèvement de la solution du sol

Figure 3-5 : Fonction de stress hydrique (Feddes, Kowalik and Zaradny 1978).

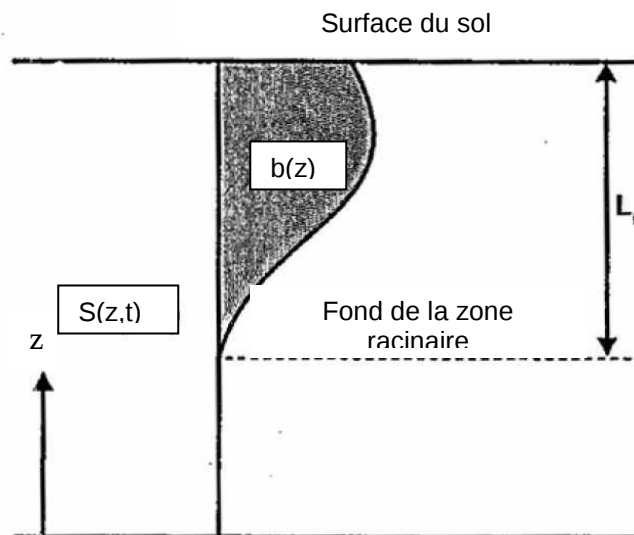


Figure 3-6 : Représentation schématique de la fonction de distribution du prélèvement racinaire potentiel $b(z)$ au sein de la zone racinaire.

3.1.2.5 La demande climatique

Elle s'exerce sur le sol et sur le couvert de végétation et est représentée par deux paramètres : l'évaporation potentielle du sol (E_p) [$L.T^{-1}$] et la transpiration potentielle du couvert de végétation (T_p) [$L.T^{-1}$]. Ces deux variables sont calculées selon la fonction d'extinction progressive du rayonnement à travers la végétation (loi de Beer) (Équation 3-).

$$E_p = ET_p * \exp(-k * LAI)$$

$$T_p = ET_p * (1 - \exp(-k_i * LAI))$$

Équation 3-9

avec ET_p , l'évapotranspiration potentielle [$L.T^{-1}$], LAI l'indice de surface foliaire [-] et k la constante d'extinction du rayonnement par la canopée (fixée à 0.55 [-] pour les pâtures et prairies de *Festuca sp*

dans la base de données du logiciel STICS (Simulateur mulTidisciplinaire pour les Cultures Standard) (Brisson et al. 2003). L'ETp est calculée selon l'équation de Penman-Monteith (FAO, 1990).

3.1.2.6 Entrées et sorties du modèle.

Le modèle nous permet de suivre l'évolution des transferts d'eau dans et aux limites du site étudié (Figure 3-7).

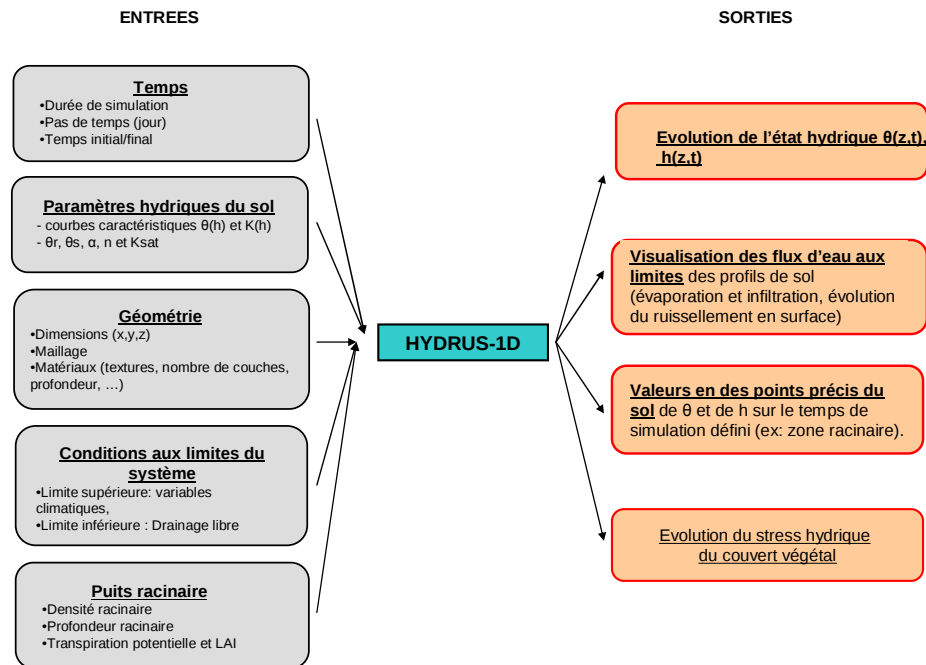


Figure 3-7 : Paramètres d'entrées et de sorties dans HYDRUS-1D

3.1.3 Présentation du modèle de niche écologique.

3.1.3.1 Principe

La stratégie de modélisation appliquée correspond au schéma « assemblage puis prévision » (stratégie 1) (Ferrier et Guisan 2006) (Figure 3-8). L'analyse numérique des données biologiques (relevés floristiques) produit des communautés végétales, correspondant à des groupes de cellules inventoriées présentant les mêmes espèces. Les communautés végétales obtenues lors de l'étape « assemblage » sont ensuite utilisées pour prédire leur distribution spatiale dans les cellules non renseignées en fonction des valeurs des prédicteurs environnementaux (étape « prévision ») (Ferrier et al. 2002). Il s'agit de modéliser la probabilité de présence de chaque communauté dans chaque cellule inventoriée comme une fonction des variables environnementales cartographiées dans ces mêmes cellules puis d'extrapoler les distributions de ces communautés sur l'ensemble de la zone d'étude grâce à l'utilisation d'un modèle linéaire généralisé GLM (Nelder et Wedderburn 1972) sous R (CRAN, 2012).

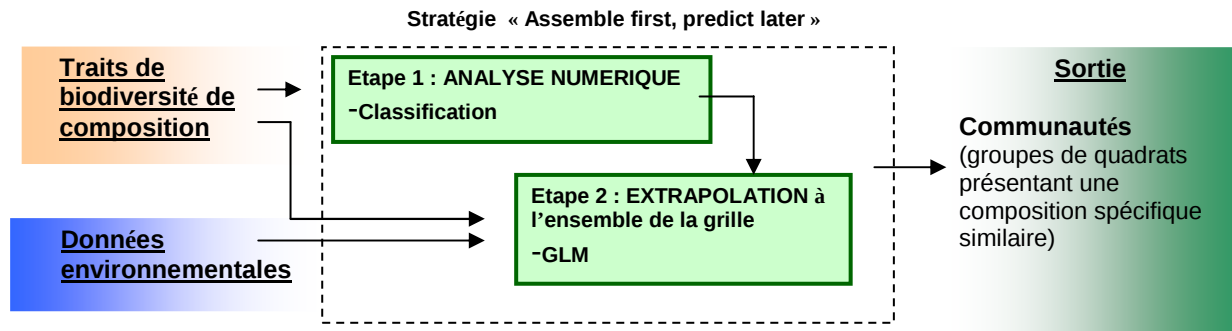


Figure 3-8 : Présentation de la stratégie de modélisation du modèle "Biodiversité" (adapté de Ferrier et Guisan (2006))

3.1.3.2 Etape « Assemblage » des relevés en communautés.

La méthode choisie est la classification hiérarchique ascendante (CHA). Elle se déroule en deux temps : l'évaluation de la ressemblance des relevés du point de vue de leur composition spécifique jouant le rôle de descripteur de ces relevés, puis le regroupement (« clustering ») en fonction de cette ressemblance (approche Q-mode) par l'utilisation de règles d'agglomération. Les espèces caractérisant chaque communauté sont ensuite déterminées statistiquement. L'ensemble de ce travail a été réalisé grâce au logiciel Gingko (Bouxin 2005).

3.1.3.2.1 Evaluation du niveau de ressemblance ou de similarité.

Les matrices brutes (relevés x espèces) incluant les données floristiques (de présence-absence ou d'abondance-dominance) sont transformées en matrice de similarité de composition (relevés x relevés) incluant les valeurs du coefficient de similarité. L'indice retenu dans notre étude est le coefficient de communautés de Jaccard (Jaccard 1900, Jaccard 1901, Jaccard 1908) (Équation 3-).

$$S_j(x_1; x_2) = \frac{a}{a + b + c}$$

Équation 3-10

avec a le nombre d'espèces que les relevés x_1 et x_2 ont en commun, b le nombre d'espèces présentes en x_1 mais absentes en x_2 , c le nombre d'espèces présentes en x_2 mais absentes en x_1 .

Ce coefficient est asymétrique : son utilisation permet de prendre en compte le problème dit du « double-zéro » en traitant la valeur « zéro » différemment des autres valeurs. Ce problème repose sur la nature même des espèces comme descripteurs des relevés. La distribution des espèces le long des gradients environnementaux est de type unimodale. D'après la théorie de la niche écologique (Hutchinson 1957), les espèces ont la plus forte probabilité de se trouver dans un relevé où les conditions environnementales lui sont le plus favorables (optimum ou mode). Or, contrairement à la valeur 1 signifiant la présence d'une espèce dans un relevé et donc que les conditions environnementales du relevé sont optimales pour l'espèce en question, la valeur « zéro » signifiant l'absence d'une espèce dans deux relevés distincts peut désigner que ces relevés présentent soit des valeurs environnementales plus élevées que celles favorables au maintien de l'espèce, soit des valeurs environnementales plus faibles que celles favorables au maintien de l'espèce, soit que l'un des relevés présente des valeurs plus élevées et l'autre des valeurs plus faibles. Ainsi, l'absence d'une espèce ne peut pas être utilisée pour appuyer la similarité de deux relevés où cette espèce n'est pas présente. Le caractère asymétrique de l'indice permet de palier ce problème en définissant comme similaires pour une espèce, deux relevés présentant cette espèce, et comme différents pour une espèce, un relevé présentant cette espèce et un autre où elle est absente. Le

statut de deux relevés ne présentant pas une espèce précise reste indéterminé du point de vue de cette espèce. Il n'existe pas de conclusion reposant sur le seul critère « absence » ou « zéro ».

3.1.3.2.2 Classification et formation des clusters ou « communautés »

Elle se déroule en deux temps : la formation du dendrogramme grâce à une règle d'agglomération (1) et la détermination du nombre de communautés pertinent en fonction d'un niveau de partition (2).

1-Dendrogramme et règle d'agglomération

La règle d'agglomération est appliquée aux matrices de similarité « relevés x relevés » préalablement transformées en matrices de dissimilarité ($\sqrt{1-S_j}$). Il s'agit de la méthode Ward (minimum de variance) (Ward 1963) : elle a pour objectif de minimiser la somme des carrés des distances des objets au centroïde du cluster auquel ils sont rattachés (E_K^2) (Équation 3-).

$$E_K^2 = \sum_{k=1}^K e_k^2$$

Équation 3-11

avec E_K^2 la somme des carrés des erreurs pour tous les groupes (critère devant être minimisé à chaque étape de l'assemblage) et e_k^2 , la somme des carrés des erreurs intra-groupes définie par l'Équation 3-5.

$$e_k^2 = \frac{\left[\sum_{h,i=1}^{n_k} D_{hi}^2 \right]}{n_k}$$

Équation 3-52

avec D_{hi}^2 les carrés des distances entre les relevés du groupe k et n_k le nombre de relevés dans ce groupe, h et i deux relevés du groupe k.

Au début de la classification, chaque relevé constitue lui-même un groupe de sorte que la distance de chaque relevé au centroïde de son groupe (lui-même) vaut 0 et la somme de ces distances vaut 0 pour chaque cluster. La formation de groupes a pour conséquence d'augmenter la somme des carrés des distances entre chaque objet et le centroïde du groupe auquel il est rattaché. La méthode de Ward permet de fusionner les groupes de relevés dont la fusion augmente le moins possible la somme des carrés des distances au centroïde. La Figure 3-9 donne l'exemple de l'organisation d'un dendrogramme par cette méthode et du regroupement des relevés qui en découle.

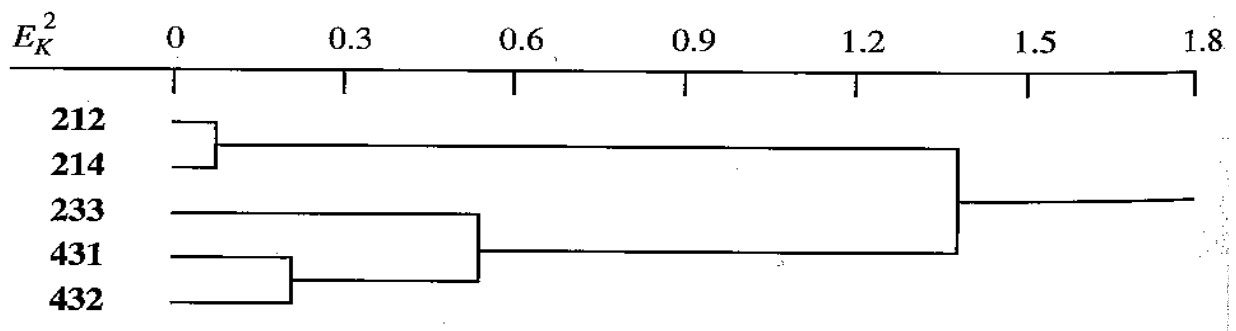


Figure 3-9 : classification des relevés et formation d'un dendrogramme par utilisation de la méthode de Ward.

L'évaluation du dendrogramme repose sur l'évaluation de la corrélation entre la matrice de similarité initiale et la matrice de similarité cophénétique (matrice dont les valeurs représentent le seuil de similarité

à partir duquel les objets appartiennent à un même groupe (Legendre et Legendre 1998)) grâce à l'indice de corrélation cophénétique r de Spearman. Il mesure dans quelle mesure la classification des relevés correspond à la matrice de similarité originale : lorsque la correspondance est totale, la valeur prise par r est 1.

3.1.3.2.3 Détermination du nombre de partitions.

L'analyse des performances des méthodes de classifications et la détermination du niveau optimal de partitions font l'objet de nombreux questionnements (ex Tichy et al. 2010). Les partitions correspondent au nombre de groupes finaux que l'on va conserver. Dans l'exemple fourni par la Figure 3-9, le nombre de partition maximal est 5 et le nombre minimal est 1. La définition du nombre de partitions pertinent repose sur l'interprétabilité des groupes (l'identification d'espèces fortement fidèles à un groupe de relevés particulier).

Différents niveaux de partitions ont été testés pour notre étude (de 2 à 25 partitions), correspondant à un minimum de 3,8 quadrats par cluster en moyenne ($N_{\text{relev-Gr}_{\text{moy}}, K=25}$) (Tichy et al. 2010) pour cette dernière partition. Les hypothèses de choix du niveau de partitions convenable sont les suivantes :

- *Hypothèse 1* : la variance propre à chaque groupe X doit être inférieure à 50% de la variance totale ($(\text{Var}_{\text{Gr}X} < 0.5)$)
- *Hypothèse 2* : un nombre minimal de relevés par cluster fixé à 5 ($N_{\text{relev-Gr}X} > 5$). On souhaite par cette hypothèse limiter la production de communautés sans sens écologique et la production abusive de communautés reposant uniquement sur la présence d'espèces secondaires, peu présentes sur le site, ou sur des variations ponctuelles sans sens écologique).
- *Hypothèse 3* : un nombre total d'espèces fidèles élevé pour l'ensemble des groupes ($N_{\text{diag}_{\text{tot}}}$), un nombre réduit de clusters présentant peu d'espèces fidèles ou aucune espèce fidèle pour un seul cluster ($N_{\text{groupes}_{\text{nul}}}$). Le choix a été fait de ne considérer que les niveaux de partitions pour lesquels tous les groupes présentent au moins une espèce diagnostique propre ($N_{\text{groupes}_{\text{nul}}} = 0$) (méthode OptimClass 1 de Tichy et al. (2010))
- *Hypothèse 4* : un nombre élevé de clusters présentent un nombre d'espèces fidèles à un cluster supérieur à une valeur fixée subjectivement. Dans le cadre de ce travail, cette valeur est fixée à 2 ($N_{\text{groupe}_{\text{diag}} > 2}$) (méthode OptimClass 2 de Tichy et al. (2010)).

3.1.3.2.4 Détermination des espèces diagnostiques et de la phytosociologie des communautés statistiques

Ce concept joue un rôle clef dans la classification de la végétation et dans la détermination du niveau de partition (paragraphe 3.1.3.2.3). Ce sont les espèces appartenant préférentiellement à une seule association végétale (espèces caractéristiques) ou à quelques associations (espèces différentielles). La valeur « diagnostique » d'une espèce pour une association végétale est appelée « fidélité » (Barkman 1989, Chytry et al. 2002) : elle mesure l'abondance d'une espèce au sein d'un groupe de relevés (ou communauté) par rapport à celle observée pour cette même espèce pour d'autres groupes. Les espèces avec une forte fidélité à un groupe sont considérées comme ses espèces diagnostiques. Différentes méthodes de mesures de cette fidélité existent (Chytry et al. 2002, Tichy et Chytry 2006). L'indice retenu dans notre étude est le coefficient d'association Φ de Brulheide (2000) (Équation 3-)

$$\Phi = \frac{N * n_p - n * N_p}{\sqrt{n * N_p * (N - n) * (N - N_p)}}$$

Équation 3-13

avec N le nombre total de relevés, N_p le nombre de relevés dans le groupe p , n le nombre de relevés où est présente l'espèce considérée et n_p le nombre de relevés où est présente l'espèce considérée dans le groupe p . Les valeurs prises par Φ sont comprises entre $[-1;1]$. Lorsque Φ est proche de « zéro », l'espèce considérée ne montre pas d'affinité particulière pour le groupe. Lorsque Φ vaut 1, l'espèce est présente dans tous les relevés du groupe considéré et absente dans tous les relevés n'appartenant pas à ce groupe. Lorsque Φ vaut -1, il s'agit du schéma inverse.

Afin que les valeurs de Φ pour les espèces d'un groupe de relevés ne soient pas influencées par la taille de ce même groupe, et afin que l'on puisse comparer chaque groupe de relevés du point de vue du degré de fidélité de leurs espèces diagnostiques, une étape d'égalisation de la taille des groupes est réalisée (Tichy et Chytrý 2006). Φ devient Φ' (Équation 3-14). La signification des facteurs de l'Équation 3- figure en annexe 3.1).

$$\Phi' = \frac{N * n_p' - n' * N_p'}{\sqrt{n' * N_p' * (N - n') * (N - N_p')}}}$$

Équation 3-14

L'avantage de cet indice est son indépendance vis-à-vis des effectifs du jeu de données et la prise en compte équivalente entre les espèces communes et les espèces rares.

La signification écologique des communautés statistiques repose sur l'identité des espèces diagnostiques. Elle est réalisée grâce aux informations disponibles sur ECOPLANT (Gegout et al. 2005) pour chaque espèce.

3.1.3.3 Etape « Prévion ».

3.1.3.3.1 Présentation du GLM

L'étape prévision est réalisée en utilisant un modèle linéaire généralisé (GLM). La calibration, réalisée sous R (CRAN) sur un nombre limité de relevés floristiques (chapitre 5 paragraphe 5.1.4.1), requiert l'utilisation d'une fonction (fonction de lien) permettant d'établir le lien statistique existant entre la variable de réponse étudiée (la présence-absence d'une communauté ou d'une espèce par exemple) et les variables explicatives (ou prédicteurs environnementaux). Dans notre cas, la prévision repose sur des données binaires. La fonction de lien utilisée est de type binomial pour chaque paramètre environnemental testé.

Le GLM (logit dans l'équation 3-15) utilisé est l'addition de termes linéaires et quadratiques. Sa version bidimensionnelle pour deux facteurs x_1 et x_2 pour une communauté donnée est :

$$\text{logit} = \text{intercept} + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_1^2 + \beta_3 x_2 + \beta_4 x_2^2$$

Équation 3-15

avec « intercept », l'estimation de l'ordonnée à l'origine, $\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$ les contributions moyennes des paramètres x_1, x_1^2, x_2, x_2^2 au modèle. Ce modèle est une somme de fonctions, chacune décrivant la contribution de chaque prédicteur à la distribution finale. Cette équation repose sur une hypothèse forte : les prédicteurs ne sont pas corrélés deux à deux et n'interagissent pas entre eux.

La probabilité de présence d'une communauté en un relevé, dont les prédicteurs sont x_1 et x_2 est :

$$p(x_1; x_2) = \frac{1}{1 + \exp(-\text{intercept} - \beta_1 x_1 - \beta_2 x_1^2 - \beta_3 x_2 - \beta_4 x_2^2)}$$

Équation 3-16

L'étape de validation réside dans le traitement spatial sous ArcGIS du modèle de chaque communauté avec celui des couches de chacun de leurs prédicteurs en ces mêmes relevés. Elle produit des cartographies de probabilité de présence de chaque communauté au niveau des points de validation (chapitre 5 paragraphe 5.1.4.1) à une résolution de 1 m.

3.1.3.3.2 Evaluation du modèle

Elle est réalisée lors de l'étape de calibration et de validation à l'aide du logiciel R (CRAN) grâce à trois groupes de variables (Marage et Gégout, 2009) :

-la mesure de la déviation expliquée par chaque prédicteur environnemental (d^2) pris en compte par le modèle et du pourcentage de déviation standard expliqué par l'ensemble des prédicteurs dans le modèle D^2 (Équation 3-6).

$$D^2 = \frac{\text{déviation_nulle} - \text{deviation}}{\text{déviation_nulle}}$$

Équation 3-67

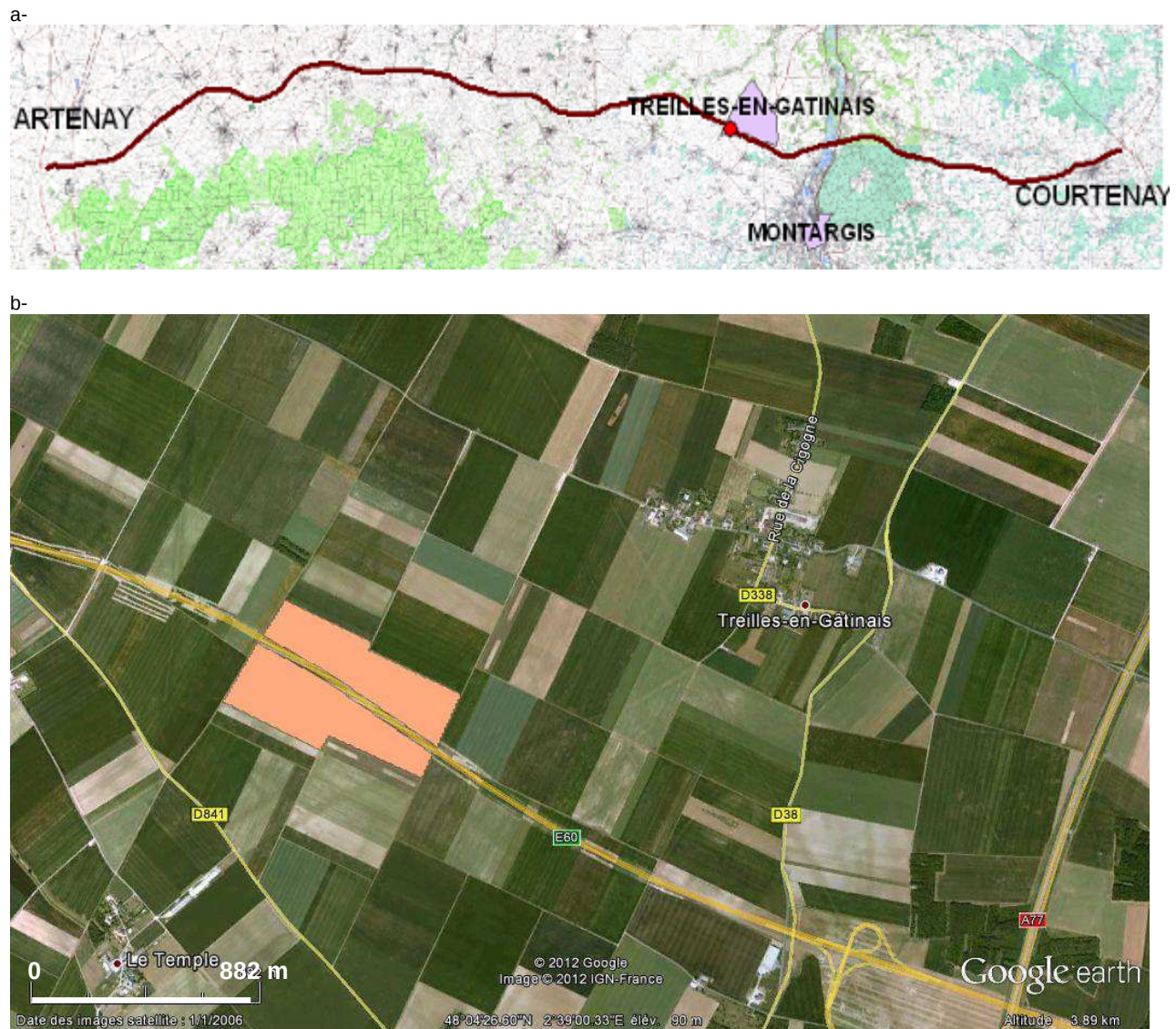
- pour chaque communauté, le seuil optimal de probabilité de présence en chaque relevé est déterminé par la courbe ROC (Receiver operating characteristics) (Fielding et Bell 1997). Ce seuil permet la transformation des probabilités de présence prédites en un système de valeurs binaires de présence/absence. Les prévisions de présence et d'absence pour chaque communauté sont comparées aux communautés statistiques issues des observations de terrain pour chaque seuil grâce à trois variables : le succès global (S) (pourcentage de présences et d'absences bien prédites), la sensibilité (S_n) (pourcentage de présences bien prédites), la spécificité (S_p) (pourcentage d'absences bien prédites).

- une mesure de la performance prédictive du modèle est réalisée grâce à l'AUC (aire sous la courbe) de la courbe ROC (Fielding et Bell 1997). Si $AUC \leq 0,7$, la performance prédictive est médiocre ; si $0,7 < AUC \leq 0,9$, la performance prédictive est moyenne ; si $AUC > 0,9$, la performance prédictive est bonne.

3.2 Présentation du site d'étude.

3.2.1 Situation générale

Le Mont-aux-Liens se trouve sur le territoire de la commune de Treilles-en-Gâtinais à 12 km au Nord-Ouest de Montargis (Loiret, France, [E 624 086 m ; N 2 342 200 m Lambert II étendus]), au cœur du Gâtinais (Figure 3-10a). Ce site se trouve aux abords de l'autoroute A19, mise en service en juin 2009, assurant la liaison entre les communes d'Artenay et de Courtenay et appartenant au réseau autoroutier géré et exploité par COFIROUTE-ARCOUR. Cette étude se déroule pendant la phase d'exploitation de l'autoroute. Le site d'étude se trouve entre les points kilométriques 63,4 et 64,2 (direction Artenay>Courtenay) au sein de la zone d'emprise de l'ouvrage autoroutier.



Il s'agit d'un aménagement paysager construit en 2008 et divisé en deux portions (Figure 3-10 : Localisation du site « le Mont aux liens » sur l'autoroute A19 (source IGN) (a) et 0b) : l'une se trouve au sud de l'autoroute et s'étend sur 14 hectares ; la deuxième portion se trouve au nord de l'autoroute et s'étend sur 12 hectares. L'objectif principal était de valoriser une ancienne zone technique (dépôt de matériaux). La réalisation de l'aménagement à cet emplacement a répondu à deux enjeux : (i) l'enjeu environnemental, par la création

d'une mosaïque d'habitats potentiels, contrastés (boisement de ligneux décidus, prairies, zone humide, pelouses thermophiles) et pouvant abriter une faune diversifiée (mammifères, oiseaux de proie, herpétofaune, insectes) et (ii) l'enjeu esthétique propre au paysagisme d'aménagement, afin de rompre la monotonie paysagère aux abords de l'autoroute.

3.2.2 Contexte géologique.

Le Mont-aux-Liens se trouve dans une zone de dépôts de limons quaternaires, d'une épaisseur assez mince, inférieure à 2 m, recouvrant une succession de formations calcaires du Cénozoïque : les calcaires d'Etampes ou du Gâtinais, d'une épaisseur de 12 à 15 m environ, irrégulièrement coupés de marnes (BRGM 1971) (Figure 3-11) formés au cours de l'Oligocène. Cette épaisse couche de calcaires, d'âge éocène, recouvre des calcaires plus anciens (calcaires de Château-Landon) et des formations détritiques marneuses de l'Eocène (Figure 3-12).

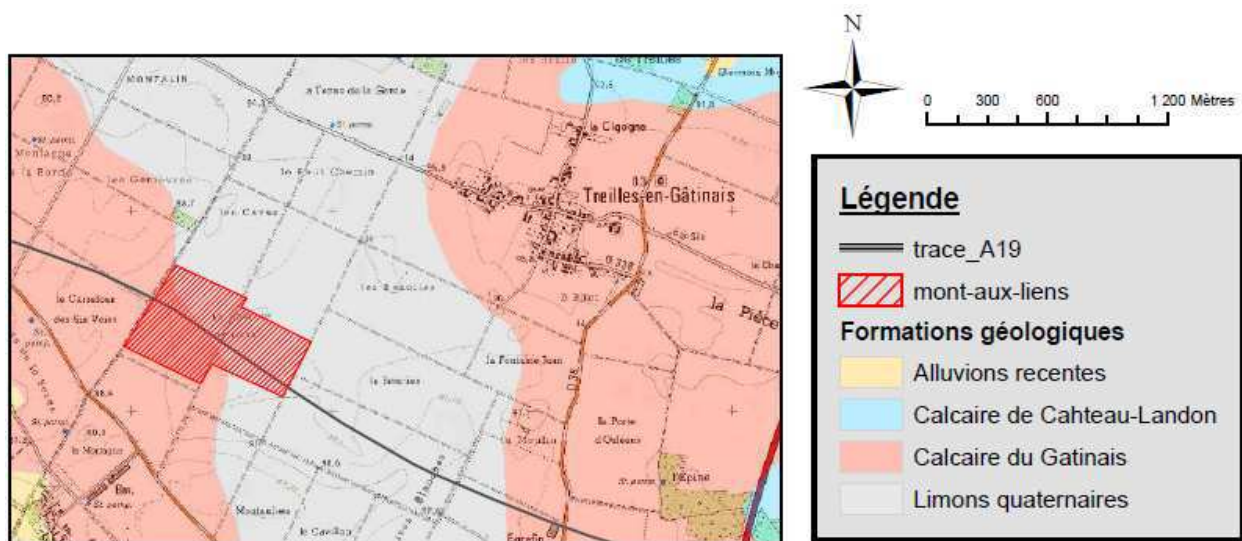


Figure 3-11: Extrait de la carte géologique XXIV Château-Landon 1/50000 type 1922 (source BRGM) modifiée.

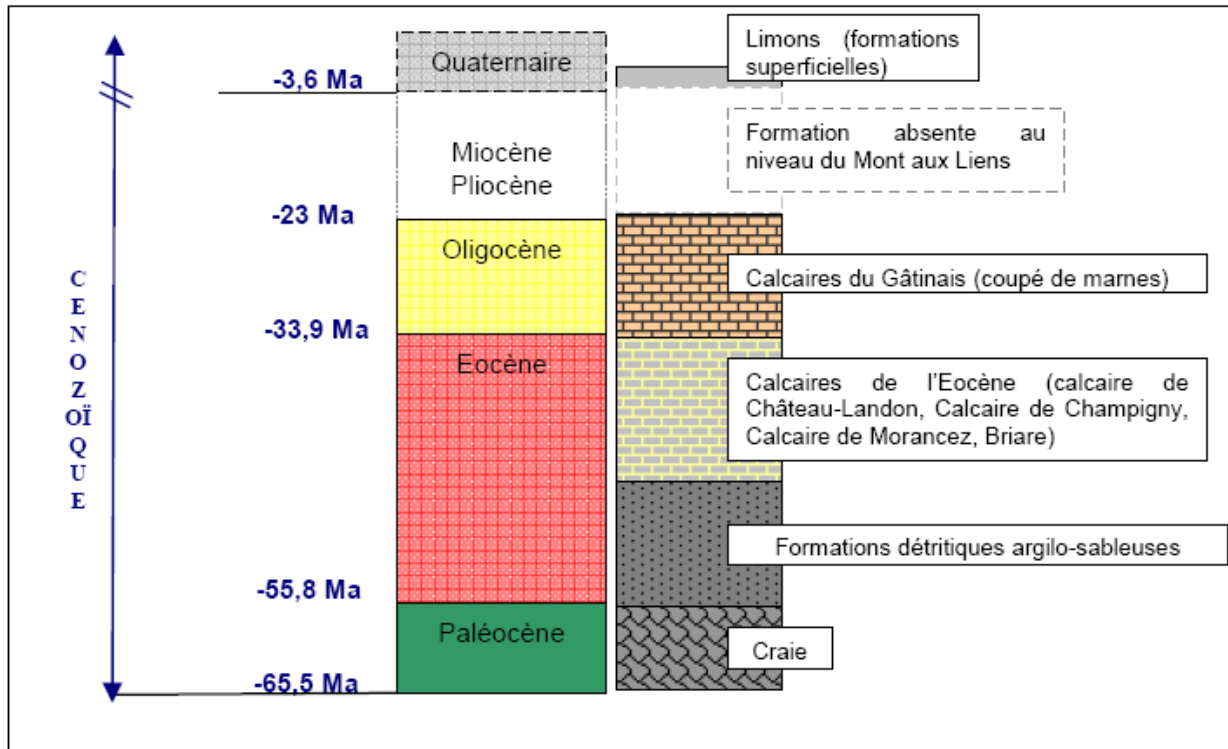


Figure 3-12 : Log stratigraphique simplifié du profil géologique du plateau de Beauce dans la région du Mont-aux-Liens

3.2.3 Contexte climatique

Le climat de la zone est océanique avec une nuance continentale marquée, stable et doux. Une station météorologique a été installée sur le site d'étude (X = 622267,17 ; Y = 341571,23 ; Lambert II étendus ; Figure 3-13) afin d'assurer le suivi permanent des différentes variables climatiques utilisées notamment pour le calcul de l'évaporation potentielle. Cette station météorologique (Basic Weather Station BWS-200) comprend un anémomètre et une girouette combinés (Wind Sentry. Modèle 03002-5), un pyranomètre (CS 300), un détecteur CS215 pour la mesure de l'humidité relative et de la température (Figure 3-14a). Les précipitations sont enregistrées par un pluviomètre à auget basculeur (AUG 100) (Figure 3-14b).



Figure 3-13 : Dispositif général de mesures climatiques au cœur du Mont-aux-Liens.

a)

b)



Figure 3-14 : Station météorologique Basic Weather Station BWS-200 (a) et pluviomètres AUG 100 (b)

La vitesse (m/s) et la direction du vent (°) sont mesurées à 2 m du sol, l'humidité relative (%) et la température de l'air (°C) à 1,3 m du sol, le rayonnement solaire ($W.m^{-2}$) à 1,60 m du sol. Les précipitations totales (mm) sont récoltées à 1 m du sol (MétéoFrance 2008). Tous les instruments sont reliés à une centrale d'acquisition de données (CR200 au sein du coffret ENC-200E), mesurées toutes les 10 min, puis enregistrées sous forme de variables horaires et journalières du 12 août 2010 au 31 décembre 2011 (annexe 3.2).

Afin de caractériser les conditions climatiques de 1990 à 2010, ces mêmes paramètres ont été recueillis auprès de deux stations Météo France proches du Mont-aux-liens (Figure 3-15) (annexe 3.3). Les mesures climatiques journalières ont été comparées. La corrélation avec les données recueillies par la station installée au Mont aux liens a été testée du 11 août 2010 au 31 décembre 2010. Les meilleurs résultats sont obtenus avec la station LADON, (i) pour les précipitations (Corrélation de Spearman, $R = 0,826$), (ii) les températures (Corrélation de Spearman, $R = 0,993$), (iii) le rayonnement global (Corrélation de Spearman, $R = 0,966$), (iv) l'humidité relative (Corrélation de Spearman, $R = 0,961$), (v) la vitesse du vent (Corrélation de Spearman, $R = 0,914$).

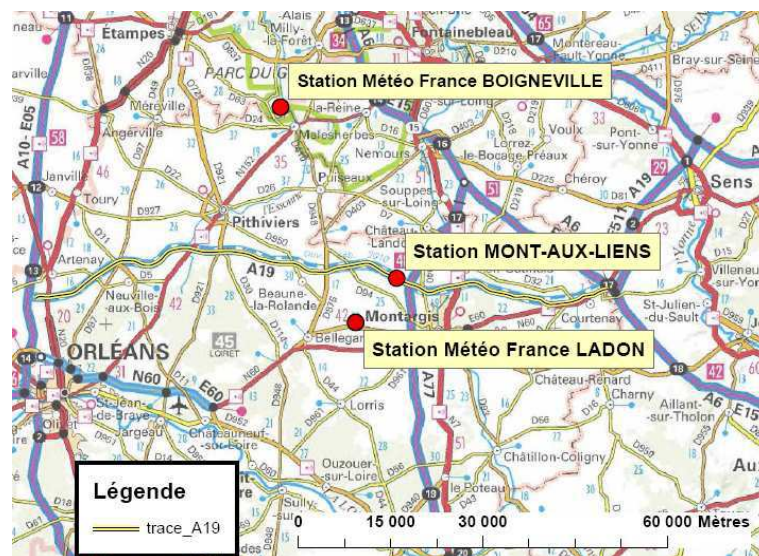


Figure 3-15 : Localisation des stations météorologiques (source IGN)

Les précipitations mensuelles moyennes de la région d'étude sont comprises entre 46 mm et 63 mm d'eau. Le climat local est marqué par une humidité tout au long de l'année, accentuée de janvier à mai et de septembre à décembre (Figure 3-16a). Durant la première année d'étude (2010), les précipitations annuelles totales ($RR_{tot_2010} = 728$ mm) ont été plus élevées que la tendance moyenne mesurée entre 1990 et 2009 ($RR_{tot_moy} = 654$ mm, $SE = 22$ mm). En revanche, les précipitations annuelles totales de 2011 sont significativement plus faibles ($RR_{tot_2011} = 538,8$ mm) que la précipitation annuelle moyenne de 1990 à 2009. Les deux années de mesure sont marquées par un déficit pluviométrique significatif pendant les mois d'émergence de la végétation (32 % en 2010 et 55 % en 2011), de mars à juin en 2010 et de février à juin en 2011. Les deux années d'observation sont marquées par une sécheresse des mois d'avril 2010 et 2011, mai 2010, septembre 2011 d'une part, et par une très forte humidité des mois les plus chauds (juillet 2010 et 2011, août 2010 et 2011) d'autre part (Figure 3-16b,c). La température moyenne mensuelle est comprise entre 4,3 °C en janvier et 19,8 °C en août, avec une moyenne annuelle de 11,5 °C ($SE = 0,1$) (Figure 3-16a). L'année 2011 est significativement plus chaude ($T_{moy_ann_2011} = 13,7^{\circ}C$), l'année 2010 sensiblement plus froide ($T_{moy_ann_2010} = 10,6^{\circ}C$) (Figure 3-16b, c).

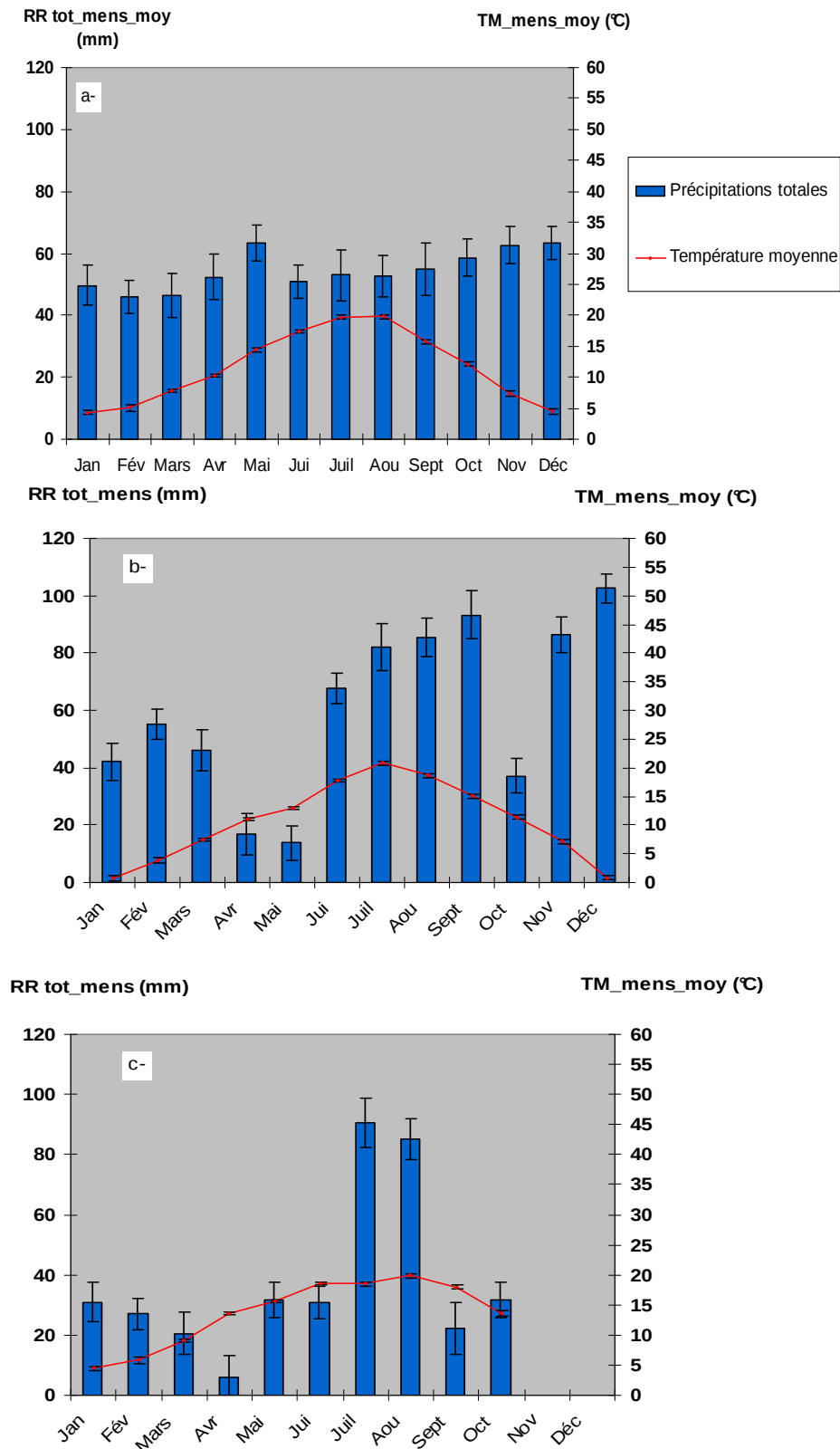


Figure 3-16 : Diagrammes ombrothermiques des valeurs mensuelles moyennes mesurées de 1990 à 2009 (a), en 2010 (b) et en 2011 (c).

L'humidité relative annuelle moyenne est élevée (81,6 % en moyenne annuelle entre 2008 à 2011), avec des valeurs mensuelles moyennes comprises entre 69,4 % au mois de juillet et 94,1 % au mois de décembre. L'évapotranspiration moyenne totale par an est de 734 mm, comprise entre un minimum mensuel atteint au mois de décembre de 6 mm et un maximum de 128 mm atteint en juillet.

3.2.4 Contexte hydrologique

Le Mont-aux-Liens se trouve dans l'extrême est de la zone couverte par l'aquifère de Beauce, à proximité du Loing (Figure 3-17). Cette nappe constitue une unité hydrographique qui s'étend sur environ 9500 km² entre la Seine et la Loire (SAGE 2012). Elle appartient aux bassins versants Seine-Normandie et Loire-Bretagne. Notre site d'étude se trouve au cœur de la région topographique du Gâtinais et du sous-bassin versant hydrogéologique du Fusain.

Les propriétés des couches stratigraphiques déterminent le type d'aquifère rencontré. La couche superficielle de limons des plateaux formés au Quaternaire constitue une zone totalement perméable, dominées par des transferts d'eau verticaux et l'absence de zone saturée. Elle surplombe une masse de calcaires lacustres, constituant l'essentiel du réservoir du plateau de Beauce. La nappe de Beauce est donc libre dans cette région du bassin Seine-Normandie. Ces calcaires perméables surplombent des formations détritiques de l'Eocène, imperméables (Figure 3-12). Le sens d'écoulement global de la nappe de Beauce dans le secteur du Mont-aux-Liens a lieu selon l'axe sud-ouest nord-est au sein des formations calcaires du Gâtinais notamment. Au niveau du Mont-aux-Liens, l'aquifère de Beauce est constitué essentiellement des calcaires d'Etampes. La nappe y est alimentée directement par les eaux météoriques et drainée par le Fusain.

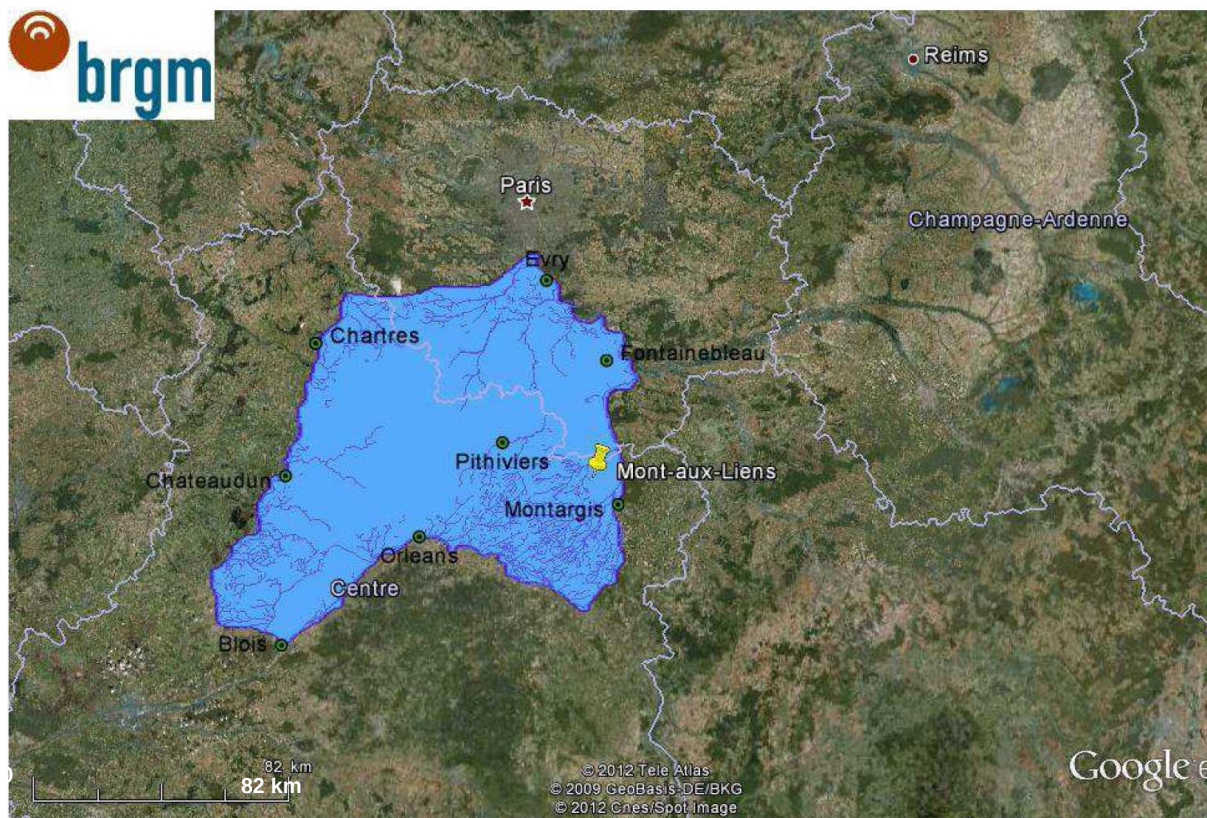


Figure 3-17 : Localisation de la nappe de Beauce (en bleu) (réalisation sous Google Earth à partir du documents crée par Marie-José Broussaud, professeur au lycée Voltaire à Orléans et enseignante associée à l'INRP, grâce aux données fournies par les organismes locaux BRGM, SAGE, agence de l'eau, DIREN).

3.2.5 Contexte pédologique

Le site a subi de fortes transformations pédologiques pendant la construction de l'autoroute et celle du Mont-aux-Liens, par un décapage des couches superficielles de limons et des calcaires sous-jacents, un tassement par les véhicules, et des déplacements de matériaux. La topographie résultant de ces

opérations est présentée ci-après (Figure 3-18). L'autoroute est majoritairement construite en déblais, entre 85 m et 94 m d'altitude (Figure 3-18). Le décapage de la couche superficielle de limons et des calcaires sous-jacents sur 9 mètres concerne presque l'intégralité du site (polygone hachuré rouge). Seul l'extrême ouest a subi un décapage plus modéré de la couche de limons superficielle uniquement. Une couche superficielle de limons a ensuite été ré-étalée sur l'ensemble du site selon des profondeurs variables (Figure 3-18) afin de favoriser la reprise de la végétation semée : le substrat observé aujourd'hui est un technosol dont l'épaisseur et l'organisation générale sont différentes des conditions initiales (terres cultivées). Afin de le caractériser précisément, des profils pédologiques ont été établis en 88 points (Figure 3-18) à l'aide (i) d'une tarière à main (pour les 10 premiers cm de sol), (ii) d'un carottier pneumatique (Geonor Milford-USA) et d'un tube cylindrique de prélèvement (2,26 cm² de section) (Figure 3-19) pour les profondeurs de sol plus importantes. Les analyses granulométriques ont ensuite été réalisées sur les échantillons prélevés tous les 10 cm de profondeur (Figure 3-20).

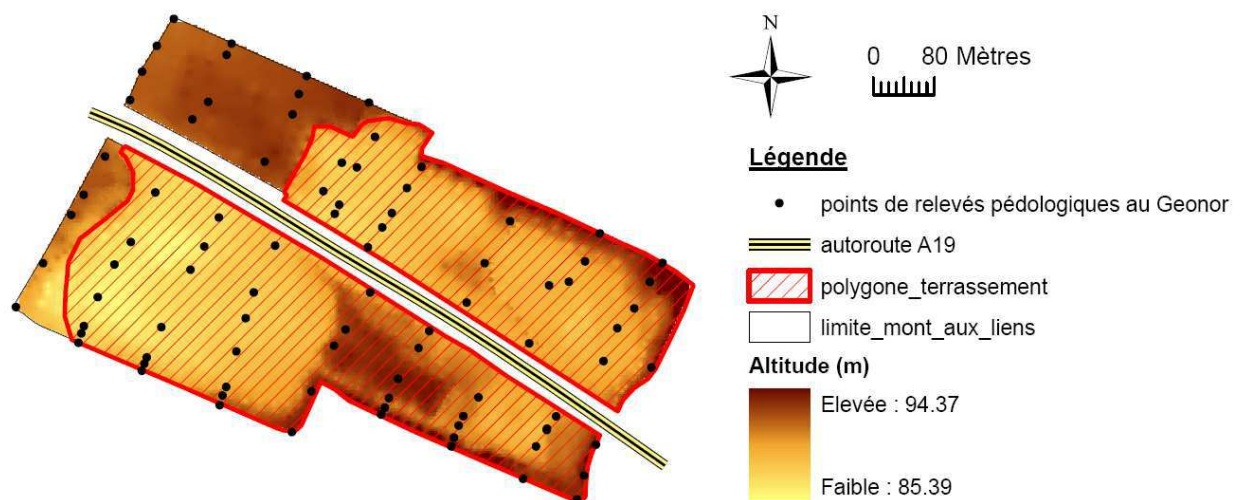


Figure 3-18 : Modèle numérique d'altitude du Mont-aux-Liens. Les zones foncées correspondent aux zones de plus hautes altitudes. La zone hachurée en rouge a subi les opérations de terrassement. L'annexe 3.4 présente le protocole de réalisation du modèle numérique altitudinal (MNA) (DGPS Trimble).



Figure 3-19 : Carottier pneumatique (à gauche) et tube cylindrique de prélèvement (droite).

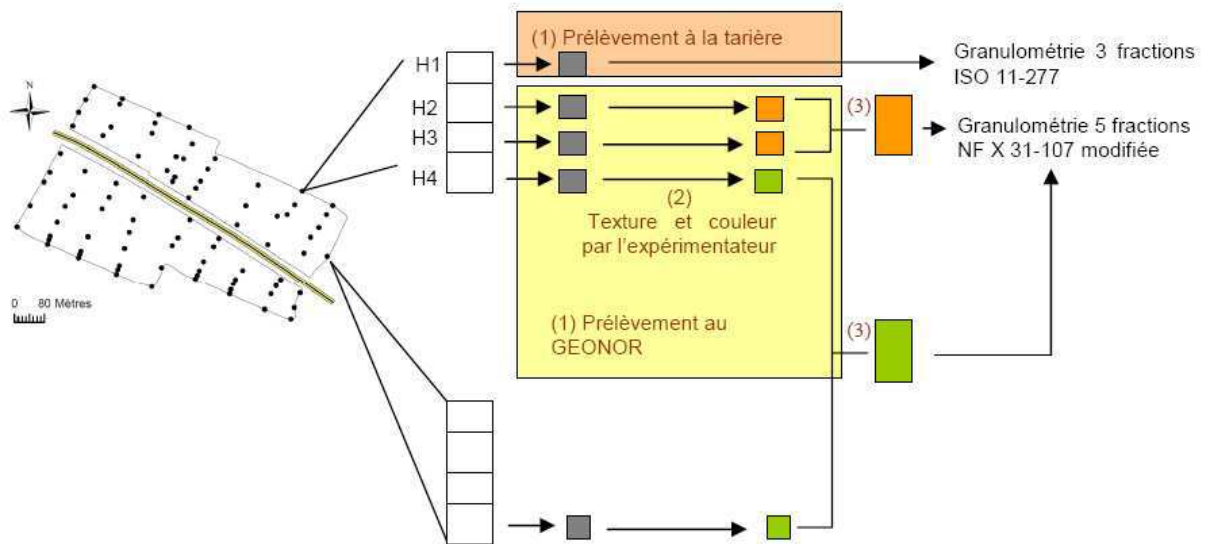


Figure 3-20 : Méthodologie des analyses granulométriques des profils de sol. H1 = horizon H1 ; H2 = horizon H2 ; H3 = horizon H3 ; H4 = horizon H4. Pour les 88 points de prélèvements (points noirs), les échantillons prélevés à la tarière à main dans H1 sont traités suivant le protocole d'analyse granulométrique 3 fractions ; les échantillons prélevés dans H2, H3 et H4 à l'aide du GEONOR sont analysés suivant la méthodologie d'analyse granulométrique 5 fractions pour H2 et H3. Les échantillons de H4 sont regroupés suivant une analyse colorimétrique et texturale faite par l'expérimentateur en raison de la taille réduite des échantillons.

La granulométrie de H1 a été mesurée par la méthode ISO 11 277 pour chaque profil (Laboratoire d'Analyse des Sols INRA-ARRAS, annexe 3.5). Procéder à l'analyse granulométrique pour chacun des horizons profonds des 88 profils de sol (H2, H3, H4) (les points noirs figurent sur la figure 3-18) s'est avéré problématique en raison de (i) l'insuffisance de la masse des échantillons prélevés et (ii) de la difficulté de multiplier les forages pour un même profil compte-tenu du nombre de profil à caractériser et du temps imparti. Une première caractérisation de la texture de chaque horizon pour chaque profil a été réalisée par l'expérimentateur (étape 2 de la Figure 3-20). Les échantillons identiques en texture et en couleur sont ensuite regroupés (étape 3) et la granulométrie analysée par le LDAR-LAON (méthode NF X 31-107, annexe 3.6). La classe de texture de chaque échantillon de sol est déterminée à l'aide du triangle des textures de la carte des sols de l'Aisne (Baize 2000) et du package R « Soil Texture Wizard » (CRAN). Les bornes de mesures de chaque fraction granulométrique étant différentes suivant les deux méthodes employées (celles du LDAR et du LAS), la connaissance de la fréquence cumulée à 50 μ m à partir des résultats du LAS de chaque échantillon a été calculée par interpolation loglinéaire (Nemes et al. 1999) (annexe 3.7).

Ont été observées entre 2, 3 ou 4 horizons par profil représentant respectivement 49 %, 40 % et 10 % des points de caractérisation du sol (Figure 3-21 a). La distribution spatiale de la profondeur maximale du sol Pt (cm) déterminée lors des forages au sein du Mont-aux-Liens est comprise entre 10 cm et 110 cm (Figure 3-21b). Soixante-cinq pourcents six du site présente une profondeur totale Htot entre 70 et 110 cm. La profondeur Htot la plus rencontrée est comprise entre 80 et 90 cm ($80 < H_{tot} \leq 90$) (30 % des points de caractérisation).

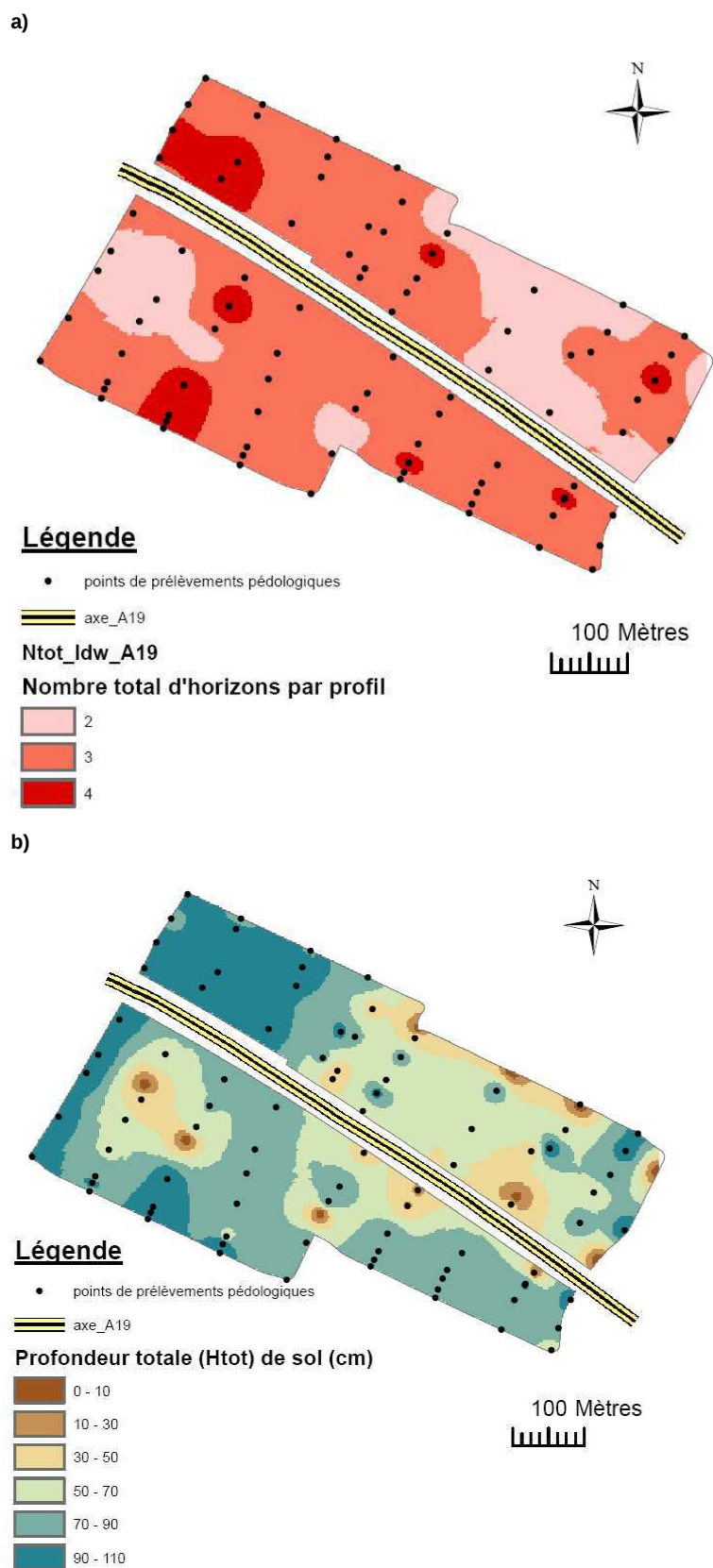


Figure 3-21 : Distribution spatiale du nombre d'horizons par profil (a) et de la profondeur totale Htot du sol (b) au sein du Mont-aux-Liens (interpolation IDW sous ArcGIS).

Les profils « moyens » à 2 horizons (« 2 H »), à 3 horizons (« 3 H ») et à 4 horizons (« 4H ») sont présentés (Figure 3 -22). Le Mont-aux-Liens est marqué par l'homogénéité texturale des horizons des

profils pédologiques : ceux-ci sont dominés par la présence de limons-sablo-argileux (LSA) pour l'horizon H1, fortement riches en calcaire et en éléments grossiers. Les horizons H2, H3 et H4 sont constitués de calcaires jaunes à blancs fortement altérés, limono-sablo-argileux également. La fraction argileuse est parfois légèrement plus importante : on a alors des limons argilo-sableux. Seule l'épaisseur de l'horizon organique H1 montre une forte variabilité : elle est comprise entre 8 cm et 100 cm (Figure 3-23).

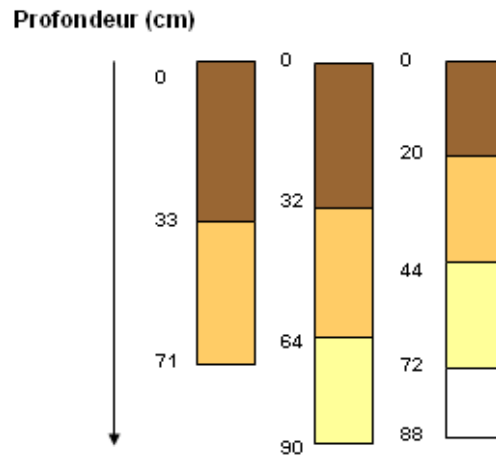


Figure 3 -22 : Profils-types observés au sein du Mont-aux-Liens. Les profondeurs présentées sont les profondeurs moyennes de chaque type de profils.

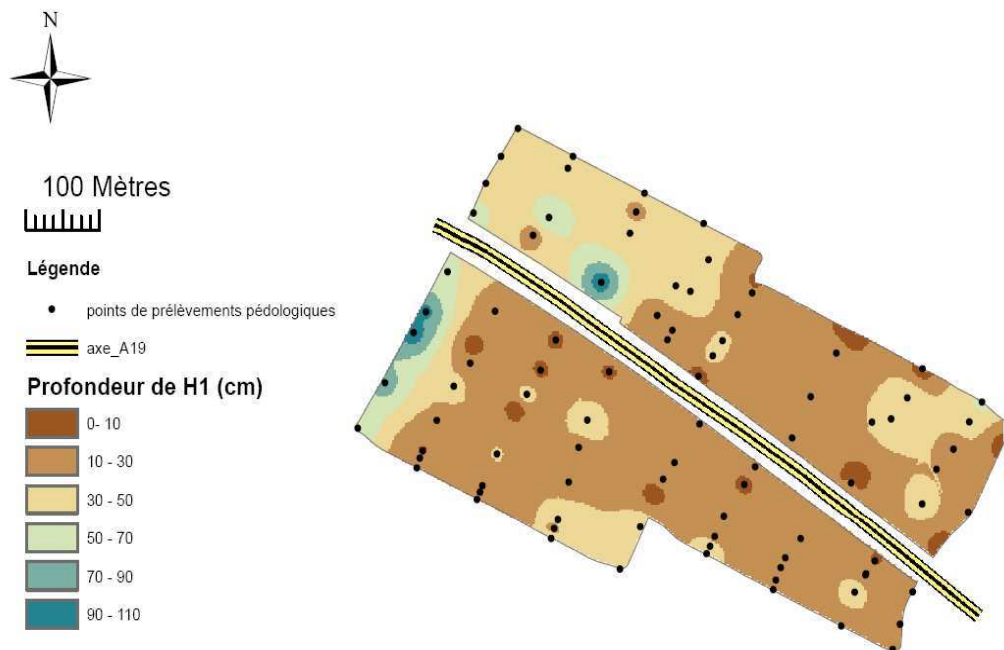


Figure 3-23: Distribution spatiale de la profondeur de H1 (profH1) (cm).

3.2.6 Contexte floristique

Le site (Figure 3-24) se trouve au cœur d'un paysage fortement anthropisé par l'exploitation agricole intensive (Figure 3 -25). Le Mont-aux-Liens est organisé en 10 zones caractérisées par des plantations de ligneux et des semis d'herbacées (Figure 3 -26) : les bandes dérasées (1) (*Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Puccinellia distans* ...), les points d'eau temporaires (2) (*Caltha palustris*, *Iris pseudoacorus* [...], *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* [...]), les touffes (3) (*Colutea arborescens*, *Cornus sanguinea* [...],

Agrostis tenuis, *Festuca ovina* [...]) , les pelouses thermophiles potentielles (4) (*Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Agrostis castellana*), les reboisements (5) (*Acer campestre*, *Alnus glutinosa* [...], *Poa trivialis*, *Lotus corniculatus* [...]), les reboisements de jeunes pieds mycorhizés (6) (*Fagus sylvatica*, *Quercus pubescens* [...], *Sanguisorba minor*, *Achillea millefolium* [...]) , les prairies fleuries (7) (*Anthyllis vulneraria*, *Calendula officinalis*, *Centaurea cyanus*, *Coronilla varia* [...]), les zones de transition entre les habitats (8) (*Lolium perenne*, *Festuca rubra*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* [...]), les zones sans semis (9) (notées NS), les semis sous plantation de pieds de ligneux isolés (10) (*Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* [...], *Lolium perenne*, *Festuca rubra*, [...]). Les semis utilisés sont appelés « mélange Zones Boisées » (ZBo) pour les zones 3, 5 et 6, « mélange Zone de Culture » (ZC) pour les zones 8 et 10, « mélange Zones Dérasées » (ZD) pour les zones 1 et 4, « mélange Prairies Fleuries » (PFL) pour la zone 7, « mélange Zone de Bassin » pour la zone 2 (Annexe 3.8). Les plantations de ligneux s'organisent en quatre grands groupes : les plantations en massifs (notées P1, P2, P3a P3b), de pieds isolés (notées P4 et P5), de végétation hygrophile (P6) (Annexe 3.9).



Figure 3-24 : Photographies du Mont-aux-liens-secteur nord. Janvier 2010.

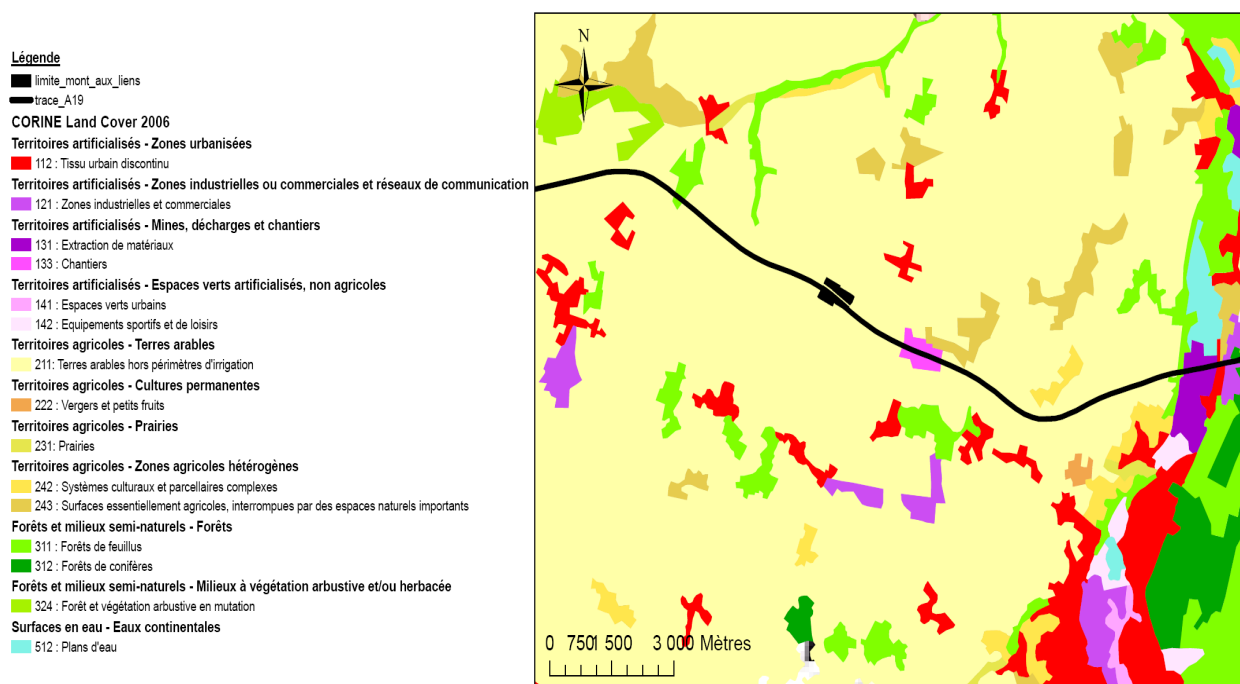


Figure 3 -25: Corine Land Cover 2006 de la région du Mont-aux-Liens

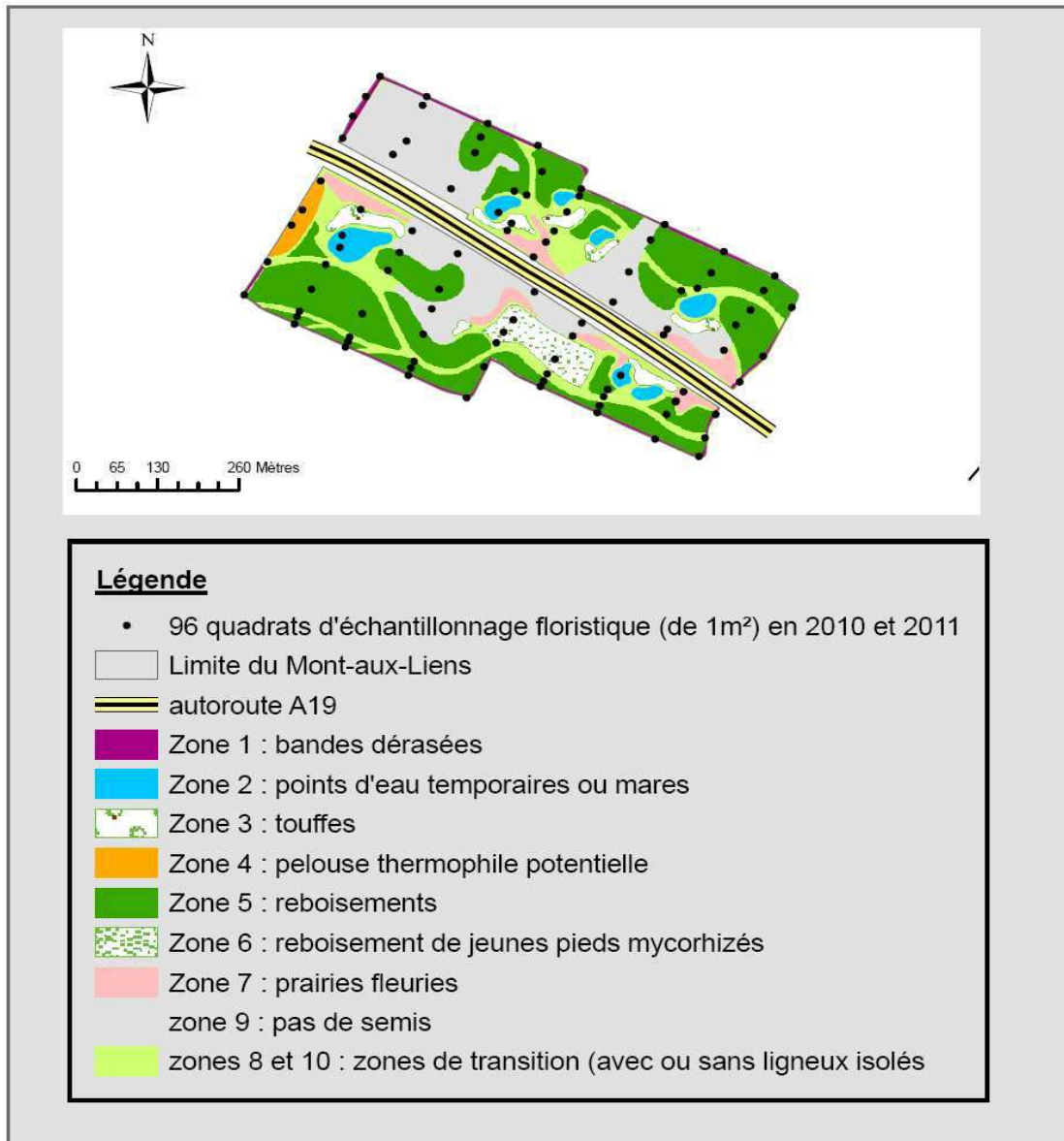


Figure 3 -26: Organisation générale des 10 zones mises en place par l'aménageur en 2008 au sein du Mont-aux-Liens. Les points noirs localisent les emplacements des 96 relevés floristiques de 1m² réalisés en 2010 et 2011.

3.3 Mesures expérimentales

3.3.1 Caractérisation du compartiment biotique

3.3.1.1 Acquisition de données floristiques

Deux grands types de données ont été collectés pour caractériser la biodiversité végétale (données biologiques) : l'indice de présence-absence et l'indice d'abondance-dominance de Braun-Blanquet modifié, proposé par Baudière et Serve (1975) et Foucault (1980) (tableau 3.1) pour une analyse quantitative des relevés. Cet indice résulte de la combinaison de deux critères : (i) l'abondance, qui est une estimation globale de la densité des espèces et (ii) la dominance, qui est le taux de recouvrement (projection au sol) des parties aériennes des végétaux. La liste des espèces est obtenue par un inventaire exhaustif des espèces présentes. Le plan d'échantillonnage est présenté dans la Figure 3 -26 (annexe 3.10). Les inventaires ont été réalisés dans des quadrats de 1 m sur 1 m, disposés le long de transects perpendiculaires à l'autoroute (A19) de façon systématique. Nous nous sommes limités à la strate

inférieure non muscinale pour les deux sites. Les inventaires floristiques ont été réalisés aux mêmes points d'échantillonnage 2010 et en 2011.

Tableau 3-1 : Echelle Braun-Blanquet modifiée d'après Baudière et Serve (1975) et De Foucault (1980)

Valeur de l'indice d'abondance dominance	Classe de Recouvrement (%)	Recouvrement moyen (%)
5	75-100	87,5
4	50-75	62,5
3	25-50	37,5
2	5-25	15
1	1-5	2,5
+	<1	0,5

3.3.1.2 Caractérisation quantitative de la composition de la diversité végétale

Deux indices sont utilisés pour l'analyse de la composition de la diversité végétale : la richesse S (spécifique et des communautés), et l'indice de Hill.

La richesse spécifique S est le nombre d'espèces (ou de communautés) recensées. Cet indice, établi à partir des données de présence/absence, est particulièrement sensible aux espèces rares. L'Indice de Hill mesure de l'abondance proportionnelle et est défini par :

$$Hill = \frac{1}{\lambda} * \frac{1}{e^{H'}}$$

Équation 3-78

avec $1/\lambda$ l'inverse de l'indice de Simpson (Équation 3-), $e^{H'}$ l'exponentiel de l'indice de Shannon-Weaver (Équation 3-20).

L'indice de Simpson λ mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce.

$$\lambda = \sum_{i=1}^p \frac{N_i * (N_i - 1)}{N * (N - 1)}$$

Équation 3-19

avec N_i le nombre d'individus de l'espèce i donnée, N le nombre total d'individus. λ vaut 0 pour indiquer le maximum de diversité, et vaut 1 pour indiquer le minimum de diversité. Cet indice de diversité donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares.

L'indice de Shannon du relevé j , H'_j est calculé par

$$H'_j = - \sum_{i=1}^{i=S} P_{i,j} * \ln P_{i,j}$$

Équation 3-20

avec P_i l'abondance relative de l'espèce i dans le relevé j . H' est minimal ($H' = 0$) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce. H' est également minimal si, dans un peuplement, chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus du peuplement. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces. H' a une valeur strictement positive.

La valeur de l'indice de Hill est comprise entre 0 et 1. Afin de faciliter l'interprétation, l'indice de Hill est transformé (Équation 3-8) tel que :

$$E = 1 - Hill$$

Équation 3-81

La diversité maximale est alors représentée par la valeur 1, et la diversité minimale par la valeur 0.

3.3.1.3 Caractérisation qualitative de la diversité végétale spécifique et comportement individuel des espèces.

Trois origines des espèces herbacées au sein de chaque quadrat i ont été définies : les semis réalisés en i , la colonisation par des espèces semées dans les autres quadrats (espèces exogènes partielles) et la colonisation par des espèces non semées dans le site (espèces exogènes strictes).

Trois indices, rendant compte de ces trois origines possibles, ont été définis :

- l'indice d'indigénat du quadrat i (Équation 3-). Il mesure le succès de l'installation des semis. C'est la proportion d'espèces semées en i et observées dans le relevé i ($S_{i_semées_observées}$) par rapport à la richesse semée en i ($S_{i_semées}$).

$$Ind_i = \frac{S_{i_semées_observées}}{S_{i_semées}}$$

Équation 3-22

- l'indice d'exogénat partiel du quadrat i (Équation 3-9). C'est la proportion en espèces non semées en i mais semées dans le reste du Mont-aux-Liens et observées en i $S_{i_ns_i}$, par rapport à la richesse spécifique en i (S_i).

$$Ex_{i_partiel} = \frac{S_{i_ns_i}}{S_i}$$

Équation 3-93

- l'indice d'exogénat strict du quadrat i (Équation 3-10). C'est la proportion en espèces non semées, ni dans le quadrat i , ni dans le reste du Mont-aux-Liens (S_{i_ns}) par rapport à la richesse spécifique en i (S_i).

$$Ex_{i_strict} = \frac{S_{i_ns}}{S_i}$$

Équation 3-104

La significativité de changement d'occupation des relevés pour chaque espèce i entre les deux années d'échantillonnage est évaluée grâce au test de McNemar (McNemar 1947) avec une correction de Yates.

$$\chi^2 = \frac{((b - c) - 0,5)^2}{b + c}$$

Équation 3-115

Avec χ^2 , la valeur statistique du Chi² pour l'espèce i , b le nombre de relevés dans lesquels l'espèce i a disparu entre 2010 et 2011, et c le nombre de relevés que l'espèce i a colonisés.

3.3.1.4 Acquisition des variables écologiques spécifiques.

L'objectif est de caractériser les espèces recensées en chaque relevé suivant des facteurs écologiques connus et d'obtenir des informations sur les preferendums écologiques des cortèges recensés en chaque relevé et sur les preferendums des communautés modélisées. Cette analyse doit permettre de déceler éventuellement une spécialisation de la communauté pour une condition environnementale spécifique. L'analyse s'appuie sur les données fournies par la base ECOPLANT (Gegout et al. 2005). Elle utilise les

indicateurs d'Ellenberg donnant les valences écologiques des espèces. Les variables écologiques sont les suivantes : la lumière (L), la température (T), la continentalité (K), l'humidité édaphique (F), la réactivité du sol (liée au pH) (R), les nutriments du sol (N, surtout les anions azotés et phosphatés mais également les cations potassiques). Les valeurs de chaque critère et leur signification écologique sont définies en annexe 3.11. Les variables écologiques ont été extraites pour chaque espèce recensée lorsqu'elles étaient disponibles (tableau 3.2)

Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif des pourcentages d'espèces renseignées par la BDD ECOPLANT pour les variables écologiques d'Ellenberg, en 2010 et 2011.

	Variables d'Ellenberg					
	L	T	K	F	R	N
% d'espèces renseignées en 2010	94	62	69	80	55	82
% d'espèces renseignées en 2011	94	64	69	87	57	84

3.3.1.5 Caractérisation de la spécialisation écologique des cortèges floristiques

L'indice de spécialisation des cortèges observés au niveau de chaque relevé i correspond à la valeur indicatrice V_i (Équation 3-12) (Marage et al. 2006). Il est calculé pour chaque variable d'Ellenberg V.

$$V_j = \sum_{i=1}^n \frac{(v_i * y_i)}{y_i}$$

Équation 3-126

avec V_j , la valeur indicatrice pondérée pour le quadrat j , v_i la valeur indicatrice de l'espèce i , y_i la densité de l'espèce i . La corrélation entre les valeurs moyennes par relevés pour les variables R, N, et F et les paramètres mesurés in situ d'après Diekmann (2003) sont présentés dans le Tableau 3-3.

Tableau 3-3 : Paramètres physicochimiques mesurés in situ utilisés pour valider les indices de spécialisation d'Ellenberg par relevé. Nt = azote total (g.kg^{-1}) ; Ct = carbone total (g.kg^{-1}) ; Corg = carbone organique (g.kg^{-1}) ; MO = matière organique (%) ; C/N = rapport carbone organique / azote total (-) ; P_2O_5 = phosphore (g.kg^{-1}) ; CaCO_3 = carbonate de calcium (g.kg^{-1}) ; Ca = Calcium (g.kg^{-1}) ; profH1= profondeur de l'horizon H1 (cm) ; σ_{moyPC} = stress hydrique moyen cumulé sur la période de croissance (-) ; θ_{moyPC} = teneur en eau volumique moyenne de l'horizon H1 sur la période de croissance (-) ; RU = réserve utile ; DA = densité apparente de l'horizon H1 (g.cm^{-3}) ; Ks = conductivité hydraulique (cm.j^{-1}) ; θ_r = teneur en eau volumique résiduelle (-) ; θ_s = teneur en eau volumique à saturation (-) ; α (cm^{-1})

Variable d'Ellenberg	Variables de validation	Variable d'Ellenberg	Variables de validation	Variable d'Ellenberg	Variables de validation
N	Nt Ct Corg MO C/N P_2O_5	R	pH (H_2O) CaCO_3 Ca	F	profH1 θ_{moyPC} σ_{moyPC} RU DA Ks θ_r θ_s α

3.3.1.6 Acquisition des stratégies adaptatives et des formes de vie

Ces paramètres renseignent sur la capacité des espèces à tolérer le stress, et à se maintenir dans le milieu.

3.3.1.6.1 Les formes de vie

Le système de classification des formes de vie proposé par Raunkier (1934) est fondé sur les modalités de protection des bourgeons au cours de la saison défavorable pour les végétaux de régions tempérées, c'est-à-dire en hiver. Les informations ont été collectées pour l'ensemble des espèces des deux sites à partir d'ECOPLANT (Gegout et al. 2005) : les classes sont les suivantes : phanérophYTE, chamaephyte, hémicryptophyte, géophyte, thérophyte, héliophyte, hydrophyte, épiphyte. Les informations ont été extraites pour chaque espèce recensée lorsqu'elles étaient disponibles (tableau 3.4).

Tableau 3-4: Tableau récapitulatif des pourcentages d'espèces renseignées par la BDD ECOPLANT pour les types biologiques et les stratégies adaptatives en 2010 et 2011.

	Stratégies de Grime	Types biologiques
% d'espèces renseignées en 2010	87,7	93,8
% d'espèces renseignées en 2011	89,4	100

3.3.1.6.2 Les stratégies CSR

Les stratégies adaptatives sont abordées en observant la réponse des plantes face à deux facteurs écologiques externes, (i) la destruction de la biomasse (ou perturbation) et (ii) la contrainte limitant la production végétale (ou stress) grâce au système CSR de Grime (1977). Les informations relatives à ce système ont été extraites d'ECOPLANT (Gegout et al. 2005) lorsqu'elles étaient disponibles (tableau 3.4). Trois stratégies différentes sont distinguées : (i) les espèces « compétitives » (C), développant une stratégie compétitive face à de faibles intensités de stress et de perturbations, (ii) les espèces « tolérantes au stress » (S), adaptées à de forts stress et de faibles perturbations, (iii) les espèces « rudérales » (R), supportant de forts niveaux de perturbations mais de faibles niveaux de stress. Il existe des stratégies secondaires pour des niveaux intermédiaires de stress et de perturbation (CS, CR, SR et CSR) (Figure 3-27).

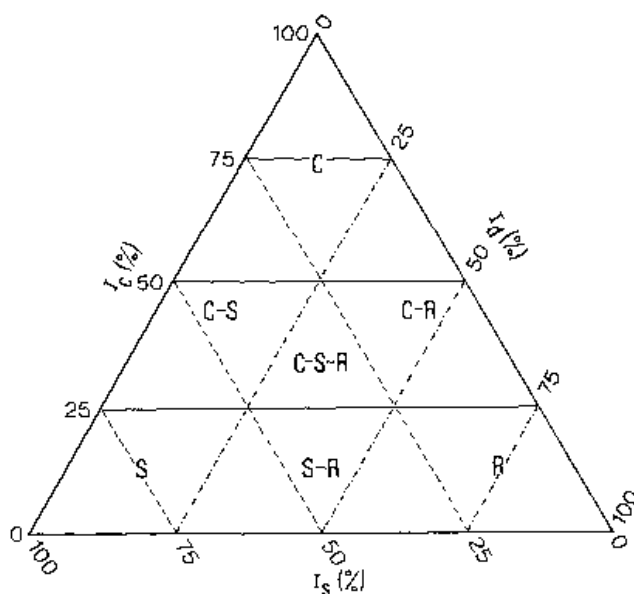


Figure 3-27 : Importance relative de la compétitivité (I_c), de la tolérance au stress (I_s) et de la tolérance aux perturbations ($I_d = I_r$) pour chaque stratégie adaptative (Grime 1977).

3.3.1.7 Caractérisation de la spécialisation adaptative des cortèges floristiques

L'indice d'adaptation des cortèges observés au niveau de chaque quadrat i correspond à la valeur « stratégie » ST_i (Équation 3-13).

$$ST_j = I_c + I_R + I_S$$

Équation 3-137

Avec,

$$I_c = \sum_{i=1}^n \frac{(I_{c,i} * y_i)}{y_i}$$

Équation 3-148

I_c l'indice de compétitivité pondéré du quadrat j (%), $I_{c,i}$ l'indice de compétitivité de l'espèce i (%), y_i la densité de l'espèce i dans le quadrat j ,

$$I_R = \sum_{i=1}^n \frac{(I_{R,i} * y_i)}{y_i}$$

Équation 3-159

I_R l'indice de rudéralité pondéré du quadrat j (%), $I_{R,i}$ l'indice de rudéralité de l'espèce i (%),

$$I_S = \sum_{i=1}^n \frac{(I_{S,i} * y_i)}{y_i}$$

Équation 3-30

I_S l'indice de tolérance au stress pondéré du quadrat j (%), $I_{S,i}$ l'indice de tolérance au stress de l'espèce i (%). ST_j vaut 100%. Les importances relatives pour chaque espèce ($I_{S,j}$, $I_{C,j}$, $I_{R,j}$) puis pour chaque quadrat j (I_S , I_C , I_R) sont définies en pourcentages à l'aide de la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

3.3.2 Caractérisation du biotope

3.3.2.1 Analyses physiques du sol du Mont-aux-Liens

3.3.2.1.1 Détermination de la masse volumique apparente

La masse volumique apparente ρ_b est définie par :

$$\rho_b = \frac{m_{\text{sec}}}{V_{\text{éch}}}$$

Équation 3-161

avec m_{sec} (g) la masse sèche de l'échantillon de sol après séchage pendant 48 heures à l'étuve (105°C) et $V_{\text{éch}}$ (cm³), le volume de l'échantillon prélevé avant séchage.

La masse volumique apparente (ρ_b) de l'horizon H1 a été calculée à partir de prélèvements in situ pour 6 placettes de relevés floristiques (Figure 3-28) grâce à la méthode des cylindres (diamètre = 15,4 cm ; hauteur = 7 cm ; volume = 1304 cm³). Ces points ont été choisis en fonction des résultats des mesures de teneurs en eau volumique de H1 réalisées le même jour selon 2 critères :

- les points choisis ont permis de couvrir entièrement la gamme de variation de la teneur en eau volumique de l'horizon H1,
- la profondeur de l'horizon H1 est suffisante pour enfoncer totalement le cylindre de prélèvement.

La teneur en argile (%) est la seule grandeur physique mesurée in situ pour tous les relevés, montrant le plus fort niveau de corrélation linéaire existant avec la masse volumique apparente pour les 6 prélèvements ($R^2 = 0,7161$). L'équation de cette corrélation a été déterminée (Figure 3-29). La relation de corrélation obtenue est ensuite utilisée pour estimer la masse volumique apparente de l'horizon H1 pour chaque placette de simulation.

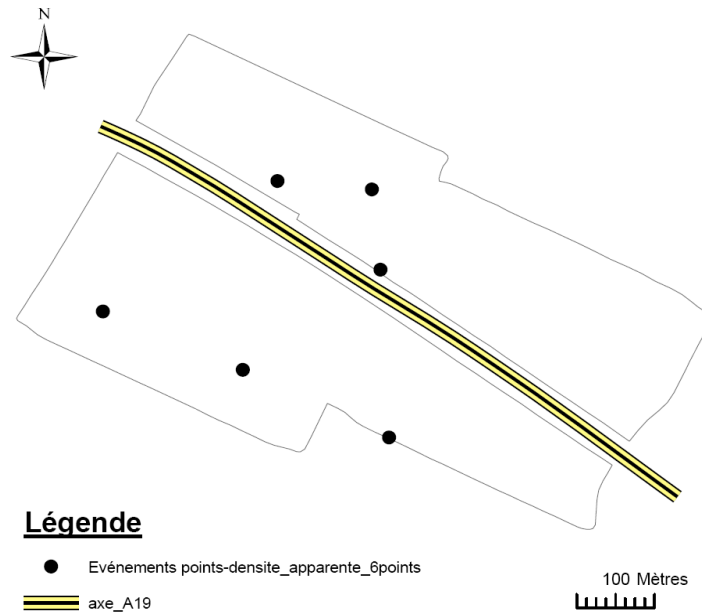


Figure 3-28 : Localisation des relevés de mesures in situ de la masse volumique apparente au sein du Mont-aux-Liens (points noirs).

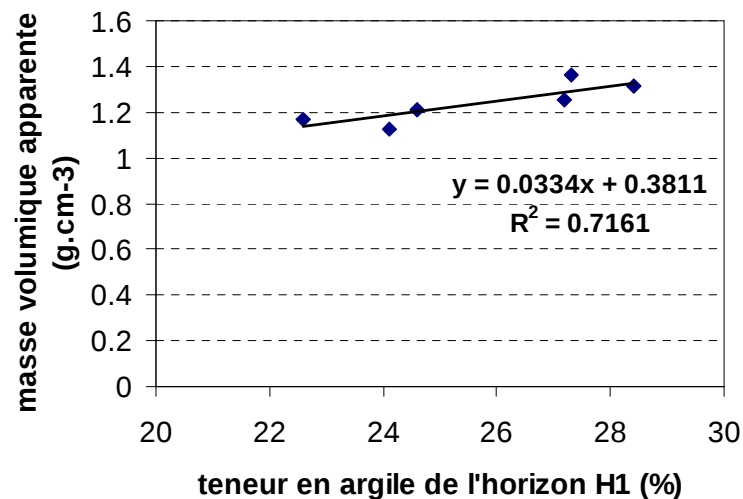


Figure 3-29 : Relation de corrélation entre la teneur en argile de l'horizon H1 et sa masse volumique apparente.

3.3.2.1.2 Détermination de la réserve utile en eau du sol

La réserve utile en eau du sol RU (cm) correspond à quantité d'eau que le sol peut absorber et restituer à la plante. Elle est définie par l'Équation 3-172

$$RU = (\theta_{CR} - \theta_{PF}) * PR$$

Équation 3-172

avec θ_{PF} la teneur au point de flétrissement permanent (atteinte en moyenne à $pF = 4,2$), θ_{CR} la teneur en eau à la capacité au champ (atteinte en moyenne à $pF = 2,5$). θ_{PF} est la teneur en eau en dessous de

laquelle le couvert végétal ne dispose plus de l'eau nécessaire : ses tissus se flétrissent irréversiblement. θ_{CR} est la capacité de rétention maximale. PR est la profondeur d'enracinement pondérée maximale du couvert sur l'année étudiée. Les méthodes de détermination de ces paramètres sont présentées dans le chapitre 4 partie 4.1 « paramétrisation du modèle HYDRUS ». RU a été défini au niveau de chaque relevé floristique faisant l'objet d'une simulation sous HYDRUS.

3.3.2.1.3 Détermination du stress hydrique du couvert

Le stress hydrique σ (-) établit le niveau de satisfaction des besoins du couvert végétal en eau. Il est estimé au niveau de chaque relevé, par simulation à l'aide de Hydrus-1D en utilisant :

$$\sigma = 1 - \frac{Tr_{cum}}{Tm_{cum}}$$

Équation 3-183

avec Tr_{cum} la transpiration réelle cumulée au cours du temps de présence du couvert végétal (cm) et Tm_{cum} la transpiration potentielle cumulée au cours du temps de cette même période (cm). Les valeurs de stress hydrique sont comprises entre 0, valeur pour laquelle il n'y a pas de stress hydrique et 1, valeur pour laquelle le stress hydrique est maximal. Lorsque la ressource en eau est suffisante pour maintenir une activité métabolique normale, la transpiration réelle Tr_{cum} est maximale ($Tr_{cum} = Tm_{cum}$) et σ vaut 0. Lorsque la ressource en eau diminue, la transpiration réelle diminue. Les besoins en eau du couvert végétal sont de moins en moins satisfaits et σ tend vers 1. Tm_{cum} est calculée sous HYDRUS-1D d'après Ritchie (1972) selon la loi de Beer définie dans le paragraphe 3.1.2.5.

3.3.2.1.4 Détermination de la teneur en eau du sol

La teneur en eau du sol s'exprime comme le rapport entre la masse ou le volume d'eau contenu dans un échantillon de sol et la masse sèche de cet échantillon ou son volume apparent (paragraphe 3.1.2.1). Ces deux expressions sont liées par un coefficient de proportionnalité, la masse volumique apparente du sol. Deux méthodes de mesure de la teneur en eau du sol ont été utilisées : une méthode directe (méthode gravimétrique) et deux méthodes indirectes (méthode diélectrique et méthode EM38).

Méthode gravimétrique (méthode directe)

La teneur en eau massique w (kg/kg) ou teneur en eau gravimétrique est définie par l'Équation 3-4 à partir de la masse de sol humide m_h (kg) et de la masse de sol sec m_s (kg)

$$w = \frac{(m_h - m_s)}{m_s}$$

Équation 3-34

Cette analyse concerne uniquement l'horizon de surface. Les échantillons ont été prélevés au niveau des 88 placettes faisant l'objet de la modélisation hydrologique (Figure 3 -26), à raison d'1 prélèvement à la tarière à main sur les dix premiers cm d'épaisseur (masse moyenne $m_{h_moy} = 248,7$ g). Les échantillons de sol prélevés ont été stockés dans un contenant hermétiquement fermé (boîte à tare de dimension : diamètre 7,2 cm * hauteur 8 cm), pesés pour mesurer la masse humide m_h , puis pesés pour mesurer la masse sèche m_s après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 48 h. Cette méthode est considérée comme la plus précise (OMM 1994, Walker et al. 2004) et est nécessaire pour comparer et calibrer les mesures indirectes de la teneur en eau volumique θ (obtenues par la méthode diélectrique).

Méthode indirecte 1 : Méthode diélectrique Theta probe

La teneur en eau volumique θ est mesurée par une méthode indirecte, à l'aide du détecteur d'humidité du sol Theta Probe type ML2x (Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK). L'appareil évalue les réflexions d'ondes électromagnétiques dues à l'impédance du sol, et les convertit en contenu en eau volumique du sol. Le système génère un signal sinusoïdal de fréquence 100 MHz, appliqué à une ligne de transmission interne et transmis au sol par l'intermédiaire d'électrodes. Ce signal génère un champ électromagnétique autour de chaque électrode. Si les propriétés diélectriques du sol sont différentes de celles de l'appareil, une partie du signal est réfléchi. La part réfléchi du signal combinée avec le signal initial forme une onde stationnaire et la tension de cette onde est utilisée pour mesurer θ .

La variation de l'impédance du sol est déterminée par 2 grandeurs : la constante diélectrique apparente du sol, K_a , qui décrit la réponse du milieu à un champ électrique, et la conductivité ionique. A la fréquence du signal (100 MHz), les effets de la conductivité ionique sont minimisés. Ainsi, les variations du signal peuvent être attribuées aux seules variations de la constante diélectrique apparente K_a : les valeurs de la constante diélectrique apparente du sol sont surtout déterminées par la constante diélectrique de l'eau présente dans le sol, et donc par le contenu en eau du sol. Il existe donc une relation du type $\theta = f(\text{tension du signal } V)$. Cette relation résulte de la combinaison de deux équations : (i) la relation entre la tension de sortie V et la racine carrée de la constante diélectrique apparente $\sqrt{K_a}$ (relation linéaire pour des teneurs en eau inférieures à 50%) (Équation 3-195), et (ii) la corrélation linéaire entre $\sqrt{K_a}$ et la teneur en eau volumique θ , documentée pour divers types de sols (Whalley 1993, White et al. 1994) (Équation 3-206).

$$\sqrt{K_a} = 1,1 + 4,4 * V$$

Équation 3-195

avec $\sqrt{K_a}$ la racine carrée de la constante diélectrique apparente du sol, V la tension de sortie (V) (la corrélation linéaire est forte $R^2 = 0,99$).

$$\sqrt{K_a} = a_0 + a_1 * \theta$$

Équation 3-206

Avec a_0 et a_1 deux constantes définies de façon spécifique pour chaque type de sol par calibration du constructeur ou calibration spécifique au sol étudié (annexe 3.12).

Matériel

Cet outil de mesure a été choisi comme une alternative au système TDR-Trase (Time domain reflectometry), trop encombrant à manipuler sur les 26 ha du Mont-aux-Liens et en raison de la présence de beaucoup d'éléments grossiers dans le sol rendant difficile l'insertion des guides d'onde du système TDR-Trase dans le sol. Le matériel utilisé est le suivant :

- un boîtier de mesure et de stockage des données, fonctionnant sur pile,
- 4 électrodes de mesures (de longueur 6 cm) en acier inoxydable insérées dans le sol.

Protocole de mesure

Les mesures sont réalisées sur chaque placette d'échantillonnage de la flore (Figure 3 -26). Afin d'évaluer la variabilité spatiale de la mesure au sein de chaque quadrat d'échantillonnage, 12 mesures par m^2 organisées en 4 groupes ont été relevées (Figure 3-30).

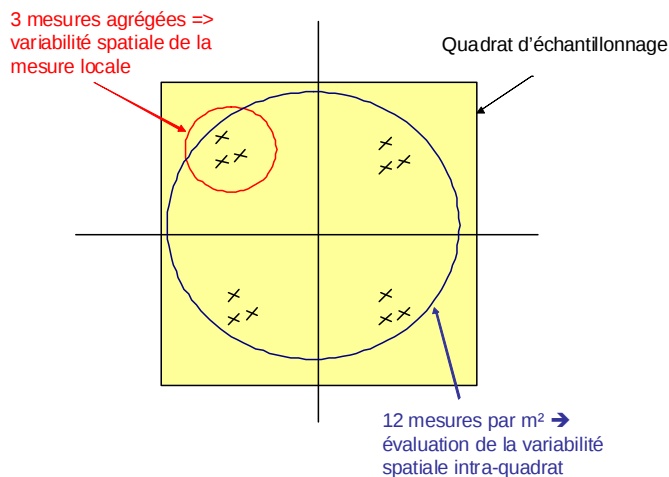


Figure 3-30 : Schéma du protocole de mesure de θ grâce aux sondes Theta Probe au sein de chaque quadrat (1m^2)

Méthode indirecte 2 : Mesure de la conductivité électrique du sol (EM38)

La conductivité électrique apparente E_{Ca} d'un sol (mS.m^{-1}) est l'inverse de sa résistivité électrique. Cette variable correspond à la conductance d'une portion de matériau de 1m de longueur et de 1m^2 de section. Mesurer un tel paramètre présente un intérêt non négligeable dans le cadre de notre étude, car c'est un indicateur indirect de plusieurs propriétés physicochimiques des sols (Rhoades et al. 1989). Le choix a été fait d'utiliser une méthode de mesure in situ de cette variable. Il s'agit de la mesure de la conductivité électrique apparente grâce à un appareil à induction électromagnétique. Deux bobines, une à chaque extrémité, séparées de 1m, opèrent à une fréquence de 13,2 kHz. La première bobine constitue un dipôle émetteur d'un champ électromagnétique primaire. La deuxième bobine joue le rôle de récepteur dipôle du champ électromagnétique secondaire. Le dipôle émetteur induit un champ électromagnétique circulaire qui se propage dans le sol. La magnitude de chaque ligne de champ circulaire est directement proportionnelle à la conductivité électrique du sol traversé par le champ. Le cercle de courant génère un champ électromagnétique secondaire proportionnel à la valeur du courant circulant dans le sol. Une fraction du champ électromagnétique induit par le pôle récepteur de l'appareil est interceptée, amplifiée et convertie en une tension de sortie reliée linéairement à la valeur K_a du sol. Cette méthode fournit une valeur pondérée de K_a . Elle est définie comme une fonction non linéaire de z (McNeill 1980).

Avantages techniques

Cette méthode non destructive réduit le coût financier et le temps passé sur le terrain pour cette mesure par rapport à la méthode traditionnelle de récolte d'échantillons et d'analyse des échantillons en laboratoire. De plus, elle permet d'augmenter le nombre de points de mesure mais la précision individuelle des relevés est plus faible que dans le cas de la méthode traditionnelle (Sudduth et al 1997).

Matériel

L'appareil utilisé est l'EM38 (ABEM-France).

Protocole de mesure

L'appareil a été utilisé en mode dipôle vertical : placé à quelques centimètres au dessus du sol, il mesure la conductivité jusqu'à 1,50m de profondeur environ (Mc Neill 1992). La sensibilité de l'appareil en mode

vertical est maximale à 40 cm sous l'appareil (Sudduth et al. 2005). La valeur mesurée correspond à la moyenne des mesures réalisées latéralement sur une distance approximativement égale à la profondeur de mesure. Les mesures ont été réalisées en continu, en associant l'EM38 à un système de collection des données et à un système de positionnement géographique différentiel (DGPS Trimble) pour le géoréférencement des points de mesures (Sudduth et al. 2001) (NTF, Lambert Zone II) (Figure 3 -31). Les moyennes des valeurs mesurées sont enregistrées toutes les 10 secondes.

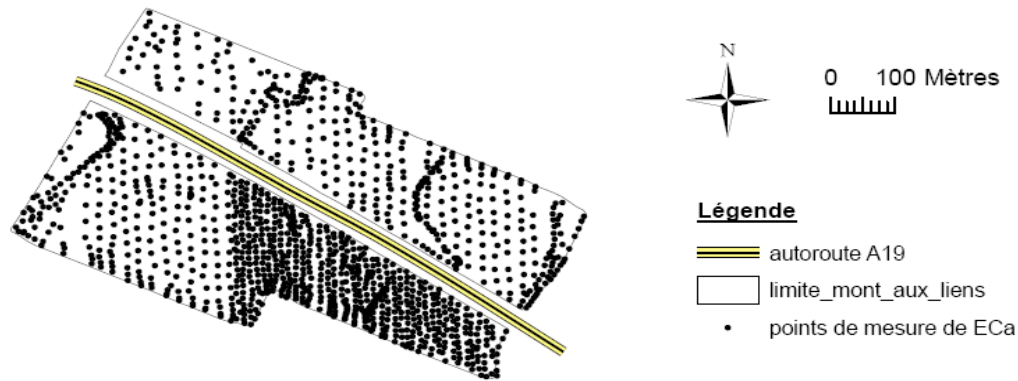


Figure 3 -31 : Localisation des 1357 points de mesure de ECa au sein du Mont-aux-Liens.

3.3.2.2 Analyses chimiques du sol du « Mont-aux-Liens »

Des échantillons ont été prélevés pendant les mois de janvier et février 2011 sur les 24 ha du Mont aux liens, sur chacune des 96 placettes d'échantillonnage de la flore (Figure 3 -26), à raison de 3 prélèvements par placettes sur les 10 premiers centimètres de sol. Les trois prélèvements ont été mélangés afin d'avoir des masses de sol suffisantes pour les analyses. Les échantillons de chaque placette ont ensuite été envoyés pour analyse au Laboratoire d'Analyses des Sols INRA ARRAS.

Les grandeurs mesurées sont :

- le pH eau (NF ISO 10390)
- le calcaire CaCO_3 total (NF ISO 10693)
- la Capacité d'Echange Cationique, méthode Metson (AFNOR NF X 31-130)
- le phosphore P_2O_5 assimilable méthode Joret-Hébert (AFNOR NF X 31-161)
- le sodium (Na) échangeable (AFNOR NF X 31-108)
- le calcium (Ca) échangeable (AFNOR NF X 31-108)
- le carbone (C) total et l'azote (N) total (NF ISO 10694 et NF ISO 13878)

Les grandeurs calculées à partir de ces variables mesurées in situ sont :

- la teneur en carbone minéral $C_{\min}$ (g.kg^{-1}). Elle est estimée selon le protocole du LAS INRA ARRAS, à partir de la teneur en calcaire total par l'équation suivante :

$$C_{\min} = 0,12 * \text{CaCO}_{3\text{tot}}$$

Équation 3-217

- la teneur en carbone organique C_{org} (g.kg^{-1}). Elle est estimée à partir de la teneur en carbone total et de la teneur en carbone minéral par :

$$C_{\text{org}} = C_{\text{tot}} - C_{\min}$$

Équation 3-228

-le rapport C/N (-), calculé à partir de la teneur en carbone organique C_{org} calculé précédemment et de la teneur en azote total mesurée N_t

-la teneur en matière organique MO (%), est estimée par l'Équation 3-39 (Bernal et al. 1998, Jones et al. 2005, Stevens et al. 2006, De Vos et al. 2007).

$$MO = 1,724 * \%C_{org}$$

Équation 3-39

CHAPITRE 4 : MODELISATION DES TRANSFERTS D'EAU DANS LE SYSTEME SOL-PLANTE DU MONT-AUX-LIENS.

4.1 Acquisition des paramètres du modèle

4.1.1 Géométrie du système

Géométrie : Le système modélisé est monodimensionnel et correspond à un profil de sol, de dimension z variable, définie par l'expérimentateur. Nous avons réalisé 88 systèmes différents, correspondant aux 88 profils de sol réalisés pour la caractérisation pédologique du Mont-aux-Liens (chapitre 3 paragraphe 3.2.5). Chaque profondeur de profil et les profondeurs des limites des différents horizons correspondent aux observations réalisées in situ au cours de cette caractérisation pédologique.

Discrétisation spatiale en z : La grille verticale est composée de 101 nœuds avec une densité deux fois plus élevée en surface qu'en profondeur, les gradients de charge hydraulique y étant plus importants.

4.1.2 Conditions aux limites du système

4.1.2.1 Condition à la limite supérieure

Elle est de type « atmosphérique » et permet d'inclure des conditions d'entrée d'eau dans le système (par les précipitations) et de sortie d'eau du système (par l'évaporation du sol). Ces entrées et sorties sont directement liées aux conditions climatiques appliquées pendant la période de simulation et ont été mesurées in situ (chapitre 3 paragraphe 3.2.3). Elles sont aussi liées à la présence d'un couvert végétal (pendant la période de dite « de croissance »), à sa capacité d'interception des précipitations, et à sa hauteur. L'interception par le couvert n'a pas été considérée dans nos simulations. La contrainte limite inférieure de potentiel hydrique à ne pas dépasser à cette frontière a été fixée à $h = -10000$ cm d'eau ($pF = 5$).

4.1.2.2 Détermination de la période de croissance (PC)

Elle est définie comme la période de l'année où sont réunies les conditions de température et de teneur en eau du sol adéquates pour la production agricole (FAO 1997). La période de croissance représente la période de transpiration par le couvert. L'estimation de la période de croissance (PC) est basée sur un modèle de bilan hydrique climatique qui compare les précipitations (RR) à l'évapotranspiration potentielle (ETP). La longueur de la période de croissance (LPC) est la période de l'année durant laquelle sont vérifiées les deux conditions suivantes :

$$T_{moy_j} \geq 5$$

Équation 4-1

$$RR_j \geq \frac{ETP_j}{2}$$

Équation 4-2

Avec T_{moy} , la température moyenne journalière de l'air (°C), RR_j la hauteur totale de précipitation journalière [L], ETP_j l'évapotranspiration potentielle journalière [L]. Pour 2010, la période de croissance s'étend du 21 mars au 20 novembre avec un ralentissement de la croissance entre le 11 avril et le 30 avril et entre le 21 juin et le 10 juillet (annexe 4.1). Pour 2011, la PC s'étend du 11 février au 31 décembre. Selon l'hypothèse précédente, on a considéré que le site présentait un couvert entre ces dates (ET = transpiration + évaporation du sol) et ne présentait pas de couvert vert du 01 janvier 2010 au 20 mars 2010, du 21 novembre 2010 au 10 février 2011 (ET = évaporation du sol).

4.1.2.3 Définition de la hauteur moyenne de couvert H_m et de sa variation annuelle.

Pour chaque profil de simulation, la hauteur moyenne H_m du couvert est définie par :

$$H_m = \sum_{i=1}^p \frac{h_i * y_i}{y_i}$$

Équation 4-3

Avec H_m , la hauteur moyenne pondérée du couvert au quadrat i [L], h_i la hauteur moyenne pour l'espèce i , y_i la densité de l'espèce i dans le quadrat i .

- Hors période de croissance, H_m vaut 0 (du 01 janvier 2010 au 20 mars 2010, et du 21 novembre 2010 au 10 février 2011).
- La détermination de h_i : en 2010, ce paramètre a été défini à partir (i) des échantillonnages floristiques réalisés in situ et qui nous ont permis de définir les espèces présentes en chaque quadrat de simulation et (ii) de données bibliographiques figurant dans la base de données LEDA (Kleyer et al. 2008) renseignant des valeurs de h_i pour chaque espèce i recensée. Chaque espèce présentant un recouvrement y_i supérieur ou égal à 2,5 % par quadrat est conservée pour le calcul d' H_m . Quatre-vingt deux pourcents et demi des espèces inventoriées in situ sont renseignés dans LEDA. Enfin, on considère une seule valeur sur l'année : H_m est supposé constant sur toute la période de croissance.

En 2011, des mesures in situ de la hauteur ont été réalisées aux deux dates d'inventaires floristiques pour chaque espèce présentant un recouvrement y_i supérieur ou égal à 2,5 % (méthode en annexe 4.2). Deux valeurs sont considérées sur l'année (annexe 4.3). Les valeurs sont comprises sur l'ensemble des profils entre 0 et 78,6 cm du 21 mars 2010 au 30 avril 2010 et du 1^{er} mai au 20 novembre 2010, entre 7,8 cm et 61 cm du 11 février au 30 avril 2011 et entre 10 cm et 89,6 du 01 mai au 31 décembre 2011.

4.1.2.4 Condition à la limite inférieure

La condition à la limite inférieure est de type « drainage libre », traduisant l'absence de zone saturée dans les profils de sol (paragraphe 3.2.5).

4.1.3 Périodes de simulation

La simulation a pour objectif de reproduire l'évolution de l'état hydrique des sols du « Mont-aux-Liens » entre janvier 2010 et décembre 2011. Les pas de temps de simulation choisis sont journaliers. Les sorties générées par HYDRUS-1D sont journalières.

4.1.4 Etats hydriques initiaux

Il est défini par un potentiel matriciel initialement fixé à -100 cm le long du profil. Les valeurs de potentiel h produites par les simulations du 31 décembre 2010 constituent les conditions initiales du 01 janvier 2011.

4.1.5 Paramètres hydriques du sol

Ils sont définis à partir des fonctions de pédotransfert présentées au chapitre 3 paragraphe 3.1.2.3.

4.1.5.1 Détermination de θ_r , θ_s , θ_{CR} , θ_{PF} , α et n .

Pour l'horizon de surface (H1), les valeurs de $\theta(h)$ par classe de texture de chaque horizon (Figure 4-1) (Bruand et al. 2002), corrigées par les valeurs de masse volumique apparente obtenues à partir de mesures in situ (chapitre 3 paragraphe 3.3.2.1.1) ont été utilisées. Les courbes $\theta(h)$ sont ajustées sous RETC (Genuchten et al.1991) et les valeurs de θ_s , θ_r , θ_{CR} , θ_{PF} , α et n obtenues sont ensuite utilisées pour la modélisation. Pour les horizons H2, H3 et H4, on ne disposait pas de mesures de masse volumique apparente : les paramètres obtenus après ajustement sous RETC et proposés par Bruand et al. (2002) par classe de texture ont été utilisés directement.

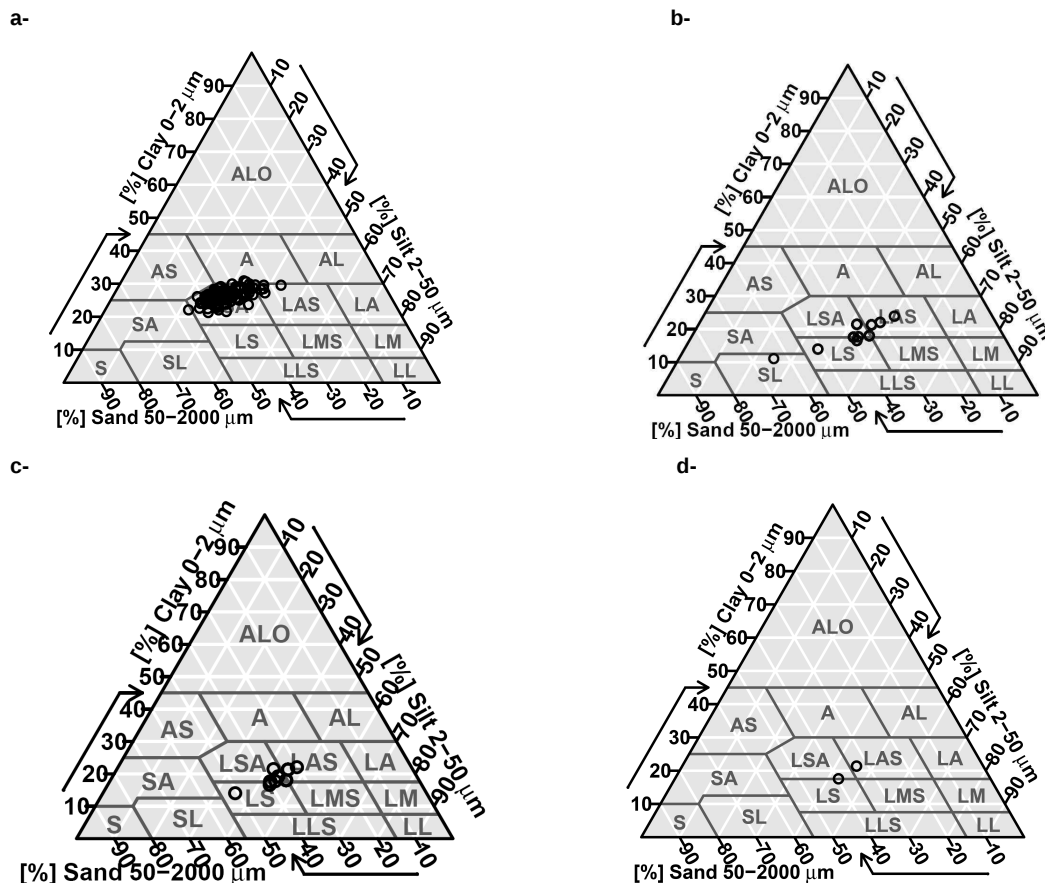


Figure 4-1 : Classes texturales des horizons de sol H1 (a), H2 (b), H3 (c), H4 (d) d'après le triangle des textures de la carte des sols de l'Aisne (Baize 2000).

4.1.5.2 Détermination de K_{sat}

Elle est déterminée par la combinaison de deux équations. L'équation de Jarvis et al. (2002) (Équation 4-4) donne la valeur de $K(h)$ pour une charge hydraulique h de -10 cm et à partir des données granulométriques.

$$\text{Log}K_{10} = 0.8874 - 0.0193 * c - 0.0089 * si$$

Équation 4-4

Avec K_{10} la conductivité hydraulique au potentiel -10 cm (mm.h^{-1}), si le pourcentage de limons, c le pourcentage d'argiles. K_{sat} est obtenue à partir de l'Équation 4-5, en utilisant la valeur de K_{10} calculée précédemment.

$$K(h) = K_{sat} \frac{\left[1 - (\alpha h)^{n*m} * \left(1 + (\alpha h)^n\right)^{-m}\right]^2}{\left(1 + (\alpha h)^n\right)^{m*l}}$$

Équation 4-5

Avec K_{sat} la conductivité hydraulique à saturation (cm/j), h la charge hydraulique (cm) (ici fixée à -10 cm), $m = 1 - 1/n$ et l le coefficient de connexion des pores [-] ($l = 0,5$ d'après Mualem (1976)). n et α ont été obtenus lors de l'étape précédente.

4.1.6 Puits racinaire

L'ensemble des paramètres présentés ci-dessous définissent les conditions de prélèvement de la ressource en eau par le couvert.

4.1.6.1 Définition du type de couvert

Le type de couvert permet de définir les valeurs de potentiel hydrique déterminant la fonction de stress hydrique (h_1, h_2, h_3, h_4) (chapitre 3 paragraphe 3.1.2.4). Pour les identifier, il a été décidé de s'appuyer sur la base de données HYDRUS-1D en raison de l'absence d'information dans la littérature portant sur les paramètres de la fonction de Feddes (1978) pour les espèces sauvages recensées. Deux types de couvert correspondant le plus à notre cas d'étude ont été sélectionnés : le type « pasture » et le type « grass ». Le type « pasture » (Wesseling et al. 1991) a été appliqué pour les quadrats dont le recouvrement maximal par année d'étude était celui d'espèces monocotylédones et dicotylédones. Le type « grass » a été appliqué pour les quadrats dont le recouvrement maximal était celui de monocotylédones. Les figures ci-après présentent les distributions spatiales de ces deux types de couverts pour nos deux sites d'étude. Les paramètres de Feddes (h_1, h_2, h_3, h_4) pour les deux types de couverts sont -10 cm (h_1), -25 cm (h_2) et -8000 cm (h_4). h_3 vaut -800 cm pour le couvert « grass », et -1000 cm pour le couvert « pasture ».

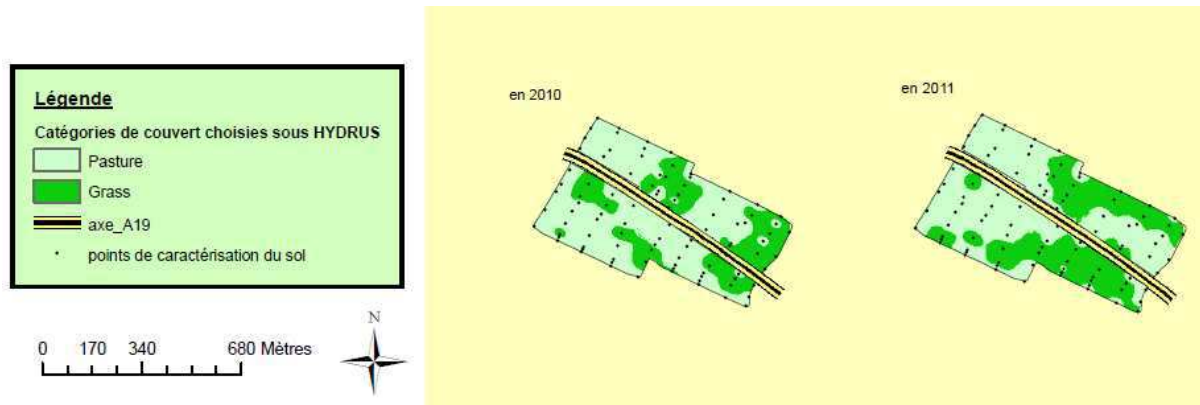


Figure 4-2 : Distribution spatiale des couverts modélisés sous HYDRUS-1D pour le Mont-aux-Liens (interpolation IDW sous ArcGIS).

4.1.6.2 Conditions de présence du couvert

Les végétaux recensés lors des inventaires floristiques sont principalement des hémicryptophytes (45 % en 2010 et 42 % en 2011 du cortège total) et des thérophytes (50% en 2010 et 53% en 2011 du cortège total). Ces espèces survivent à la saison hivernale sous la forme de bourgeons situés au niveau du sol (espèces persistantes herbacées) ou sous forme de graines (espèces annuelles) respectivement. Les parties aériennes meurent entièrement durant la mauvaise saison dans le cas des hémicryptophytes. Toutes les parties végétatives sont détruites par la dessiccation due au gel ou à la sécheresse pour les thérophytes. Quelques espèces de géophytes (5 % en 2010 et 5 % en 2011) sont également recensées. Ces plantes vivaces possèdent des organes leur permettant de passer la mauvaise saison enfouis dans le sol : elles sont donc invisibles au cours de quelques mois de son cycle annuel. En conséquence, il est possible de considérer comme nu le sol hors de la période de croissance.

4.1.6.3 Définition du LAI

Afin de tenir compte de la variation de la demande en eau du couvert au cours de la période de simulation, il est nécessaire de définir une variation de l'indice de surface foliaire (Leaf Area Index) en 2010 et 2011 pour chaque profil de simulation. Ont été définies trois valeurs annuelles du LAI : les deux premières sont issues du calcul du LAI pour chaque espèce à partir des données de recouvrement (SCF) récoltées au cours des deux sessions d'échantillonnage annuelles. Le LAI pour chaque session d'inventaire a été calculé à partir du recouvrement maximal relevé à l'aide de l'Équation 4-6 définie sous HYDRUS-1D :

$$LAI_{sp} = -\frac{1}{a_i} * \ln(1 - SCF_{sp})$$

Équation 4-6

Avec LAI_{sp} l'indice de surface foliaire de l'espèce, SCF_{sp} , la surface occupée par l'espèce [-], a_i la constante d'extinction du rayonnement par la canopée (fixée à 0.55 [-] pour les pâtures et prairies de *Festuca sp* dans la base de données du modèle STICS (Brisson et al. 2003)). La valeur du LAI du quadrat i (LAI_i) est obtenue par sommation des valeurs de LAI obtenues pour chaque espèce du quadrat (LAI_{sp}) :

$$LAI_i = \sum LAI_{sp}$$

Équation 4-7

Il existe donc deux valeurs annuelles pour ce paramètre : la première valeur est définie pour la période s'étendant du début de la PC au milieu de l'intervalle entre les deux dates de relevés floristiques et correspond à la valeur de LAI issue de la première session d'inventaires floristiques. La seconde valeur est appliquée pour les pas de temps s'étendant du milieu de l'intervalle entre les jours d'inventaire et la fin de la PC (annexe 4.3). Les valeurs obtenues (figure 4-3) sont comprises entre 0,2 et 12,5 du 21 mars 2010 au 30 avril 2010, 0,5 et 10,5 du 1^{er} mai au 20 novembre 2010, entre 0,5 et 7,4 du 11 février au 30 avril 2011 et entre 0,5 et 8,7 du 01 mai au 31 décembre 2011. Hors période de croissance (du 1^{er} janvier au 20 mars 2010 et du 21 novembre au 10 février 2011), le sol est considéré comme nu et le LAI_i vaut « zéro ».

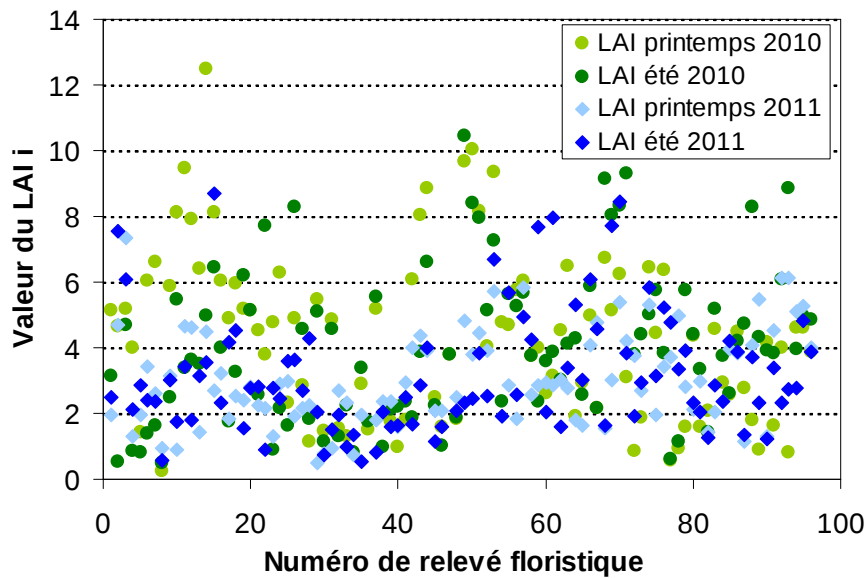


Figure 4-3 : Valeurs du LAI (Leaf Area Index) pondéré pour chaque relevé floristique, en 2010 et 2011.

4.1.6.4 Définition du profil de densité racinaire et de sa forme.

Le profil de densité racinaire tient compte des caractéristiques de profondeur pour chaque espèce recensée et pour laquelle les informations bibliographiques étaient disponibles (52 % des espèces recensées) et lorsque le score du recouvrement pour chaque espèce était supérieur ou égal à 1 selon Braun-Blanquet (chapitre 3 3.1.1). La densité racinaire (Équation 4-8) est définie par :

$$DR_{[k,l],l>k} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n y_{i,[0,k]}}{\sum_{i=1}^n y_{i,[0,l]}}$$

Équation 4-8

Avec $DR_{[k,l]}$, la densité racinaire entre les profondeurs k et l , $y_{i,[0,k]}$ la densité racinaire de l'espèce i entre les profondeurs 0 et k , $y_{i,[0,l]}$ la densité racinaire de l'espèce i entre les profondeurs 0 et l . La profondeur l est comprise entre 4 cm et 96 cm en 2010 et en 2011. Les valeurs de densité racinaires sont comprises entre 0,01 et 1 en 2010 et en 2011.

Il a été choisi de rester dans le cas le plus simple d'un profil racinaire de type rectangulaire.

4.1.6.5 Définition de la profondeur racinaire moyenne

La profondeur racinaire moyenne de chaque système de simulation i (quadrat i) PR_i est définie pour les deux dates de relevés floristiques par l'Équation 4-9 :

$$PR_i = \sum_{i=1}^p \frac{pr_i * y_i}{y_i}$$

Équation 4-9

Avec pr_i la profondeur racinaire théorique de l'espèce i [L] issue de la base de données TRY (Kattge et al. 2011), y_i la densité de l'espèce i dans le quadrat i . Lorsque la valeur pr_i était indisponible sous TRY pour l'espèce recherchée, la valeur d'une espèce du même genre taxonomique, de taille voisine et de milieu similaire a été utilisée. Lorsque cette solution n'était pas réalisable, une valeur d'une espèce de la même famille, de la même taille, avec le même type d'appareil racinaire (pivotant, fasciculé, rampant, ...) a été choisie. Les espèces non renseignées n'ont pas été prises en compte pour le calcul de la densité racinaire.

Deux valeurs de PR_i ont été définies. Elles correspondent aux valeurs calculées à partir des échantillonnages floristiques réalisés en 2010 et 2011. Les valeurs obtenues sont comprises entre 0 et 67 cm en 2010, entre 0 et 60 cm en 2011. La méthode d'extrapolation à l'ensemble de l'année est la même que celle utilisée pour le LAI (annexe 4.3).

4.2 Résultats

4.2.1 Courbes $\theta(h)$ et $K(h)$ des systèmes modélisés.

4.2.1.1 Analyse globale

Les valeurs théoriques utilisées pour caractériser les propriétés hydrodynamiques des matériaux du site montrent une capacité de rétention en eau de l'horizon H1 moyenne sur la totalité du site (Figure 4-4 a) : la teneur en eau volumique moyenne à saturation ($\theta_{s_{moy_H1}}$) vaut 27,5 %. La teneur en eau résiduelle moyenne ($\theta_{r_{moy_H1}}$) vaut 13,4 %. Ceci découle directement des classes de texture (connues à partir de l'analyse des fractions granulométriques, chapitre 3 paragraphe 3.2.5) caractérisant l'horizon H1 (Figure 4-1a) : il s'agit d'un horizon de limon sablo-argileux, présentant une grande fraction de particules sableuses ($\%_{sable_moy_H1} = 44\%$) dont la capacité de rétention est moyenne. La mesure en éléments grossiers n'a pas été réalisée mais les observations in situ lors des différentes campagnes de terrain ont permis de rendre compte de leur forte proportion sur tous les relevés. Le point d'inflexion de la courbe moyenne est peu marqué et proche de pF 2,5. La faible variabilité spatiale des valeurs de θ entre les profils (Intervalle de Confiance < 1%) (Figure 4--5) est due à l'homogénéité de texture des matériaux de l'H1 entre les relevés.

La capacité de rétention en eau pour les horizons H2, H3 et H4 est plus élevée que celle de H1 mais demeure faible ($\theta_{s_{moy_H2}} = 0,319$ et $\theta_{r_{moy_H2}} = 0,164$; $\theta_{s_{moy_H3}} = 0,318$ et $\theta_{r_{moy_H3}} = 0,163$; $\theta_{s_{moy_H4}} = 0,322$ et $\theta_{r_{moy_H4}} = 0,159$) (Figure 4-4a). Les horizons H2, H3 et H4 présentent en moyenne les mêmes propriétés hydrodynamiques. Les points d'inflexion des courbes pour les horizons H2, H3 et H4 sont peu marqués comme pour l'horizon H1 et traduisent une diminution quasi-linéaire de la teneur en eau avec l'augmentation du pF, et l'absence de seuil inférieur de rétention en eau. Les points d'inflexion

pour les horizons H2, H3, H4 sont légèrement supérieurs à celui des horizons H1, et sont voisins de pF 3 : ceci est peut-être lié à l'enrichissement de la texture moyenne en particules limoneuses (+ 14% en moyenne globale) (Figure 4-1) et donc à une capacité capillaire plus élevée pour H2, H3, H4 au détriment de la fraction sableuse, et bien que la fraction argileuse moyenne enregistre également une diminution du même ordre (- 7% pour chacune d'elle).

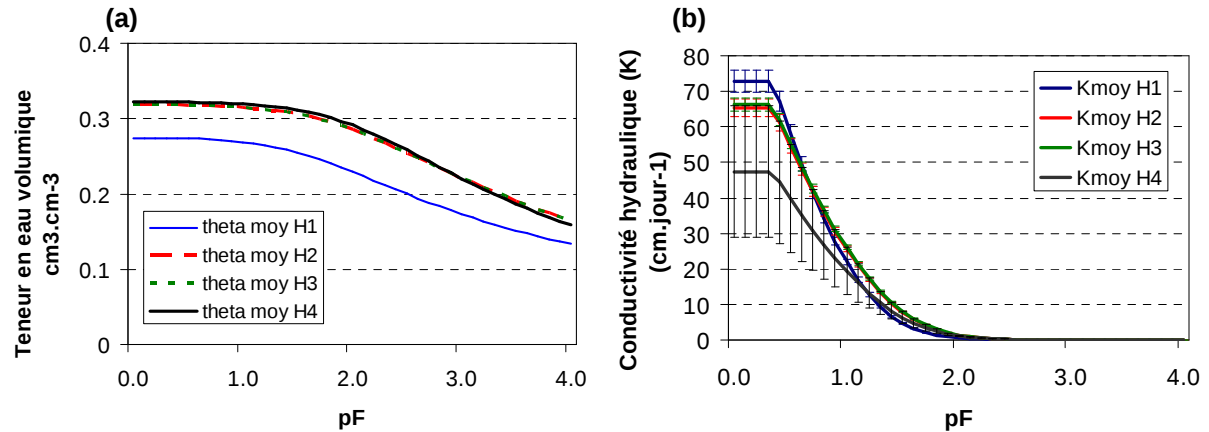


Figure 4-4 : Relation $\theta_{moy}(h)$ (a) et $K_{moy}(h)$ (b) des horizons H1, H2, H3, H4 sur l'ensemble du Mont-aux-Liens.

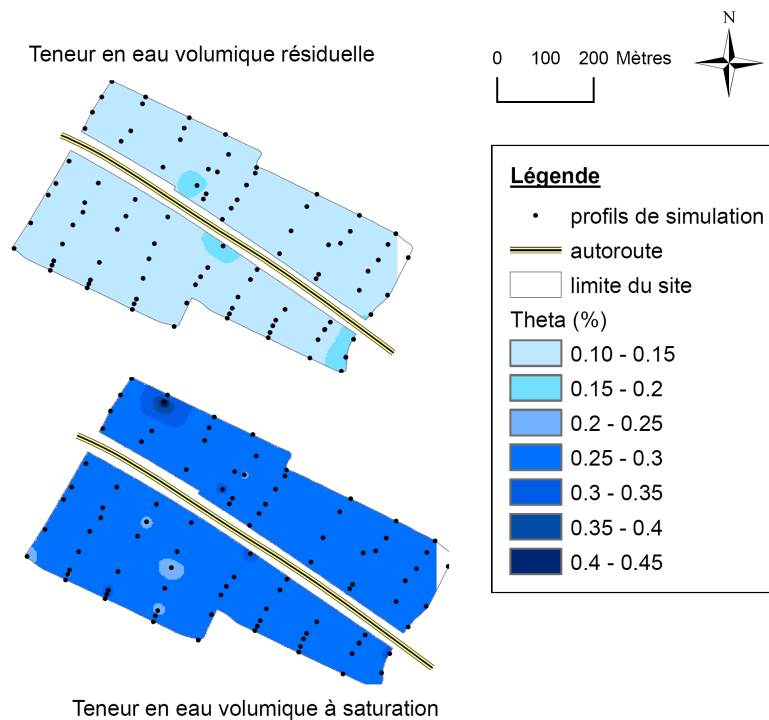


Figure 4-5 : Distribution spatiale de la teneur en eau résiduelle θ_r de H1 (en eau) et de la teneur en eau à saturation θ_s de H1 (en bas) (IDW sous ArcGIS)

La conductivité hydraulique moyenne de l'horizon H1 (K_{moyen_H1}) est significativement plus élevée que celle des horizons H2 (K_{moyen_H2}), H3 et H4, à saturation et pour les pF inférieurs à 0,5 (Figure 4-4b). Au-delà de cette valeur, les conductivités hydrauliques ne sont pas significativement différentes (ANOVA Kruskal-Wallis, $H = 0.478$, $nddl = 3$, $P = 0.924 > 0,05$). Les valeurs moyennes de conductivité à saturation pour les horizons H1 ($K_{sat_moy_H1}$), H2 ($K_{sat_moy_H2}$), H3 ($K_{sat_moy_H3}$) et H4 ($K_{sat_moy_H4}$) sont respectivement de $72,9 \text{ cm.jour}^{-1}$, $65,5 \text{ cm.jour}^{-1}$, $66,4 \text{ cm.jour}^{-1}$, $47,4 \text{ cm.jour}^{-1}$. Les profils de sols sont très perméables et leur capacité à conduire l'eau est élevée. Ces caractéristiques sont cohérentes

avec l'absence de zone saturée dans tout le Mont-aux-liens et la présence ponctuelle de quadrats de simulation plus argileux en surface donc potentiellement plus humides.

Les valeurs minimales de K_{sat_H1} , comprises entre 5,6 et 6,2 cm.jour⁻¹ (pour les profils n°38, 39, 59, 60 et 92) sont rencontrées pour les horizons H1 dont la texture est plus riche en argile et de type limono-argilo-sableuse (LAS) (Figure 4-6). Le profil n°90, repéré pour ses propriétés $\theta(h)$ (Figure 4-5), est aussi particulier pour K_{sat} (11 cm.jour⁻¹). Les valeurs maximales de K_{sat_H1} , voisines de 100 cm.jour⁻¹ ou supérieures à cette valeur (borne des valeurs de K_{sat} pour les sols limoneux de Musy et Soutter (1991)) sont observées pour les profils n°17, 27, 29, 30, 53, 79, 80, 94, 95. Leurs valeurs de K_{sat} sont 104,5 ou 105 cm.jour⁻¹. Ces profils présentent un horizon H1 limon sablo-argileux (LSA) avec une part dominante en sable (supérieure à 50 %). La valeur de $K_{sat_H1_2}$ (pour le profil n°2) est très élevée alors que l'on s'attendrait à une valeur basse compte tenu de sa teneur plus élevée en argile.

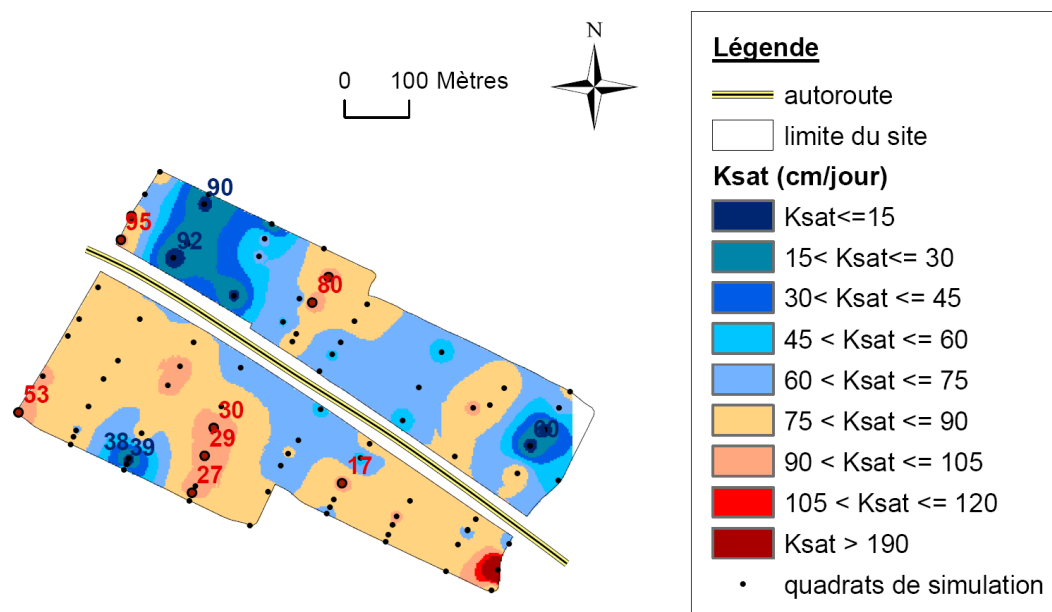


Figure 4-6: Distribution spatiale des valeurs de conductivité hydraulique à saturation de l'horizon H1 (K_{sat}). Les relevés numérotés en rouge localisent les profils pour lesquels les valeurs de K_{sat} sont maximales. Les relevés numérotés en bleu sont ceux pour lesquels des valeurs de K_{sat} sont minimales (IDW sous ArcGIS).

4.2.1.2 Analyse par zones aménagées

Les propriétés hydrodynamiques des horizons H1 des zones aménagées sont significativement différentes (Figure 4-7). Les valeurs de θ_s sont comprises entre une valeur maximale (0,2874) rencontrée pour les profils des zones de bords de site (zone 1) et une valeur minimale (0,2545) rencontrée pour les profils des zones de reboisements de jeunes pieds mycorhizés (zone 6). La variabilité entre les zones aménagées est moindre pour la teneur en eau résiduelle θ_r : elle est comprise entre une valeur maximale rencontrée pour les zones non semées (0,1391) (zone 9) et une valeur minimale (0,1226) rencontrées pour les reboisements de jeunes pieds mycorhizés (zone 6). Seuls les profils de la zone 6 diffèrent significativement de tous les autres groupes avec des valeurs de θ inférieures pour toutes les valeurs de potentiel h , montrant ainsi une capacité de rétention moindre. Les zones non semées initialement (zone 9) diffèrent aussi significativement de tous les groupes hormis le groupe Prairies Fleuries (zone 7). Il est nécessaire de dire que, bien que ces différences soient significatives, elles demeurent faibles (inférieures à 5 %). Les distributions

moyennes de $K(h)$ pour chaque zone aménagée pour l'horizon H1 ne sont pas différentes significativement (ANOVA sur les Rangs, $P > 0,300$).

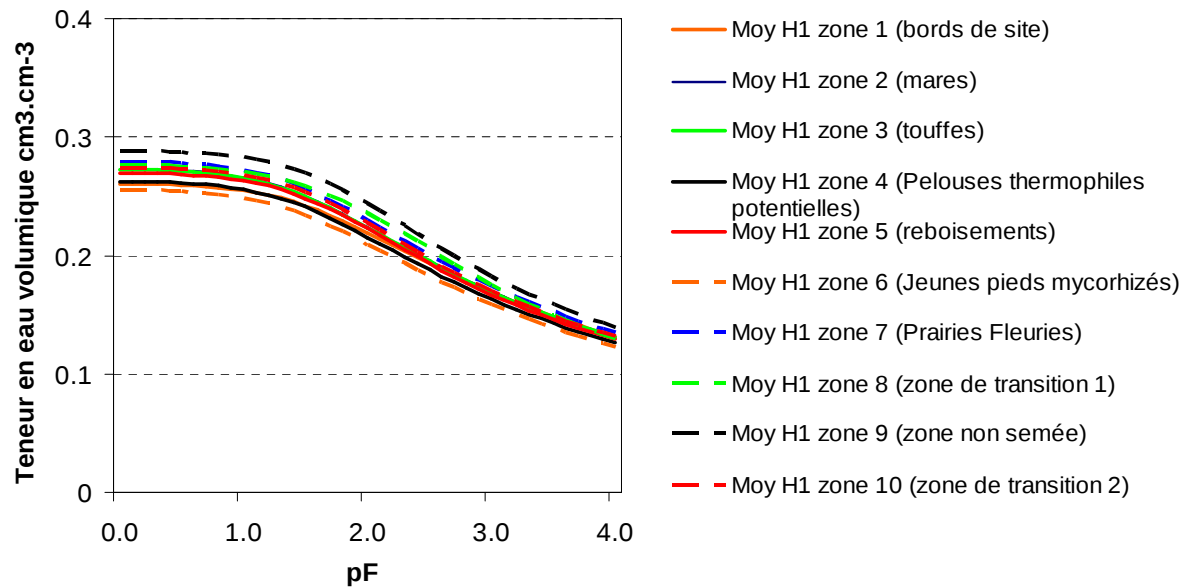
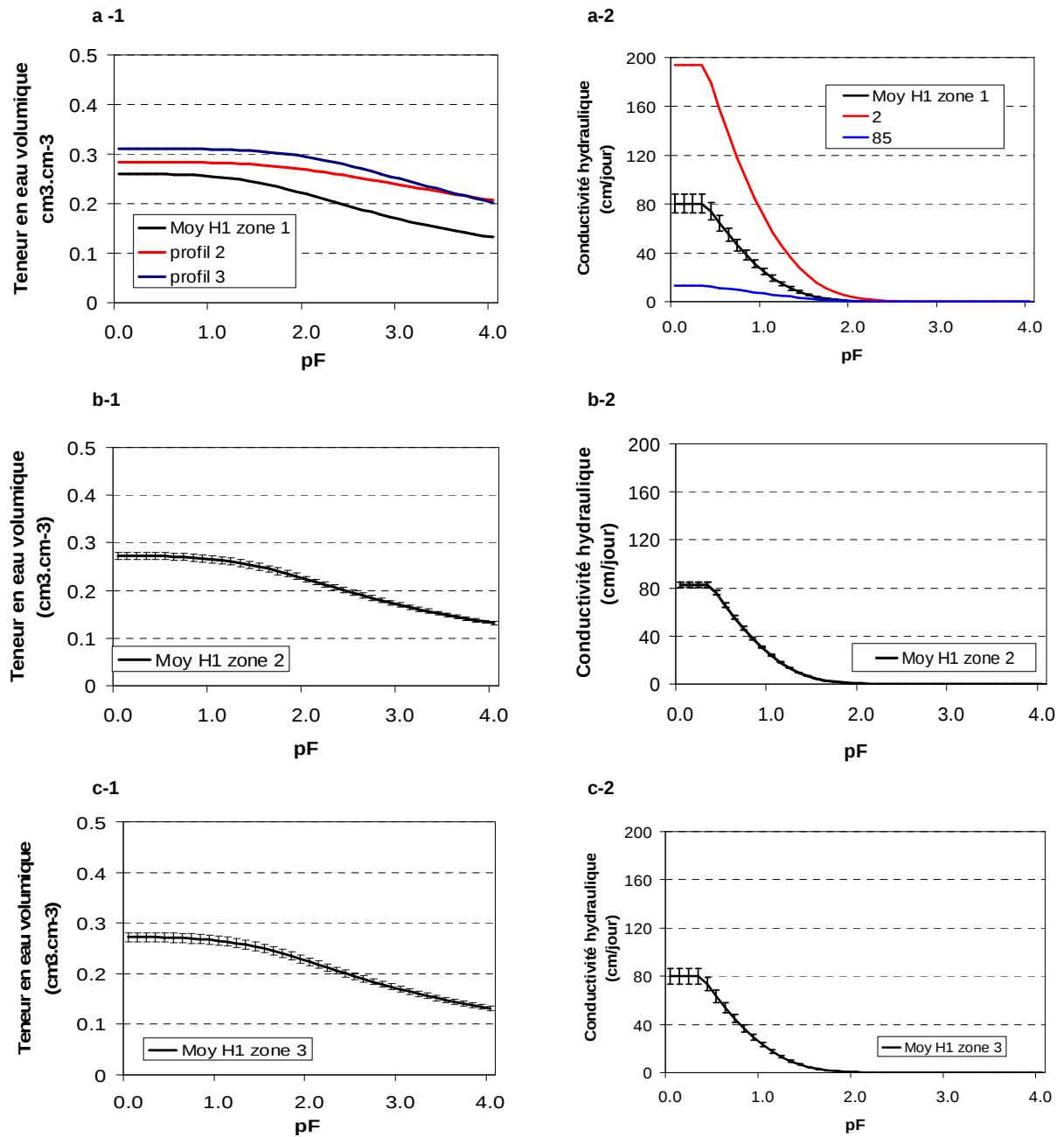


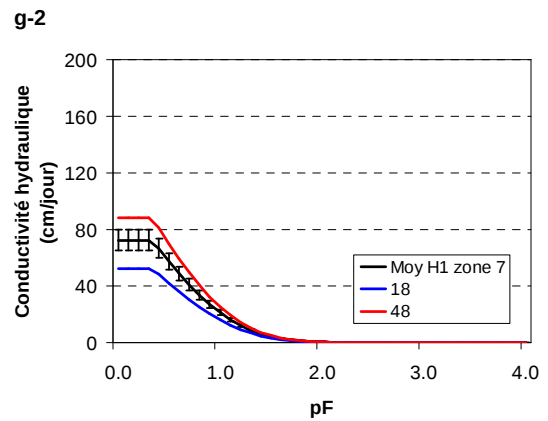
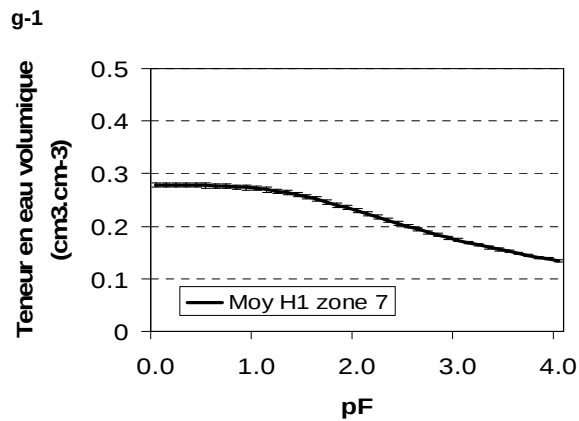
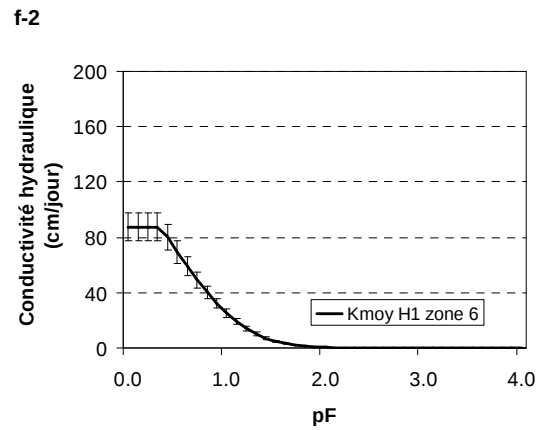
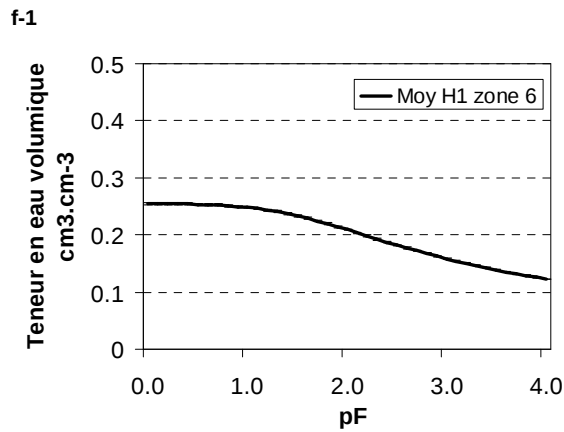
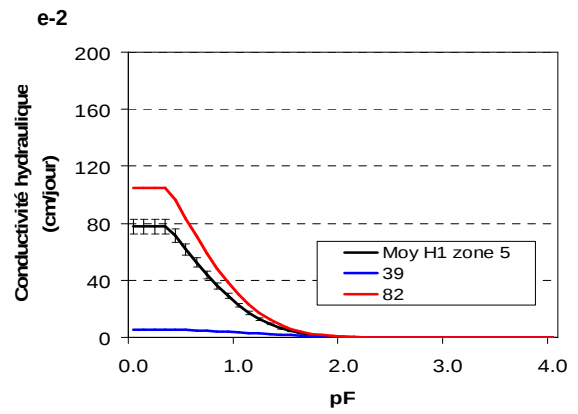
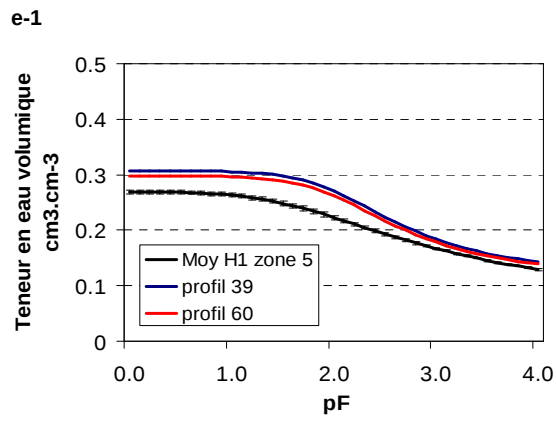
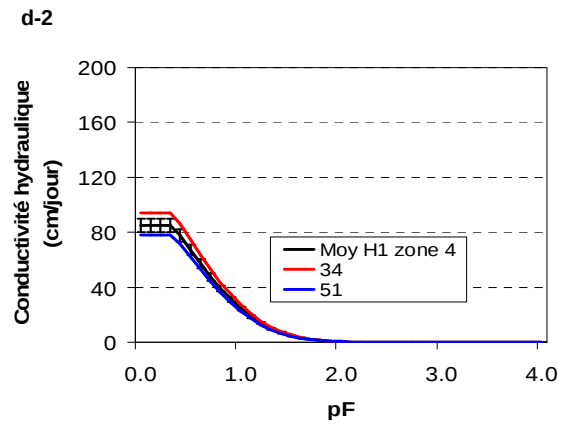
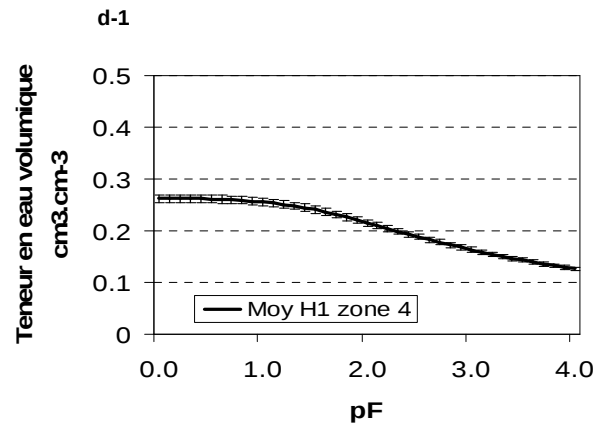
Figure 4-7 : Relation $\theta(h)$ moyenne pour l'horizon H1 pour chaque zone aménagée.

Au sein de chaque zone aménagée, certaines variations entre profils sont parfois observées : les capacités de rétention et les conductivités hydrauliques K sont significativement différentes de la moyenne du site pour les zones de bords de site (zone 1) (Figure 4-8a), de reboisements (zone 5) (Figure 4-8 e), de transition (zones 8 et 10) (Figure 4-8 h et j), et de la zone non semée (zone 9) (Figure 4-8i). L'hétérogénéité de la conductivité hydraulique de la zone de bords de site (zone 1) est maximale avec des valeurs de K_{sat} comprises entre de 5 cm.jour^{-1} et 200 cm.jour^{-1} . Le profil n° 90, appartenant à la zone 9 (non semée) se distingue par une forte capacité de rétention ($\theta_{s90} = 0.4495$), la présence d'un point d'inflexion marqué vers pF 2,5 et une teneur en eau résiduelle inférieure à la teneur en eau résiduelle moyenne ($\theta_{r90} = 0,1136$) (Figure 4-8 i-1). Ces contrastes avec les tendances moyennes de rétention en eau de chaque zone reposent sur un contraste des textures de l'horizon H1 par rapport à la texture moyenne observée, marquées par une teneur plus élevée en argile : la texture est limoneuse argilo-sableuse pour les profils n°38, 39, 59, 60, 90, 92 et argileuse pour les profils n°2, 3, 20, 84. Les valeurs θ_s sont significativement plus élevées que la tendance moyenne, jusqu'à 0,3157 pour le profil n°84 du groupe de texture argileuse (A) et jusqu'à 0.363 pour le profil n°39 du groupe texture limono-argilo-sableuse (LAS). Les valeurs θ_r pour le groupe des textures A sont significativement plus élevées, d'une valeur minimale de $\theta_r = 0,2021$ pour les profils n°3 et 20 par rapport à la valeur moyenne θ_r de l'ensemble des profils ($\theta_{r_{moy}}$). Cette différence est plus limitée pour le groupe des textures LAS, avec θ_r compris entre un minimum de 0,1268 (θ_{r92}) et un maximum de 0,1434 (θ_{r39}). Les points d'inflexion sont au-delà de pF 4,2 pour le groupe A et compris entre pF 2,5 et pF 3,5 pour le groupe LAS.

Les deux propriétés hydrodynamiques $\theta(h)$ et $K(h)$ sont homogènes au sein des zones de mares (zone 2) (Figure 4-8 b1), de touffes (zone 3) (Figure 4-8 c1), de reboisements de jeunes pieds mycorhizés (zone 6) (Figure 4-7g). Les zones 4 et 7 présentent des capacités de rétention homogènes entre les profils mais des conductivités hydrauliques significativement différentes. Cette

hétérogénéité est moins marquée que pour les zones 1, 5, 8, 9 et 10, avec des valeurs de K_{sat} comprises entre 78 cm.jour^{-1} et 94 cm.jour^{-1} pour la zone 4, et 52 cm.jour^{-1} et 88 cm.jour^{-1} pour la zone 7. Pour les horizons inférieurs (H2, H3, H4), il n'existe pas de différence significative entre les zones aménagées.





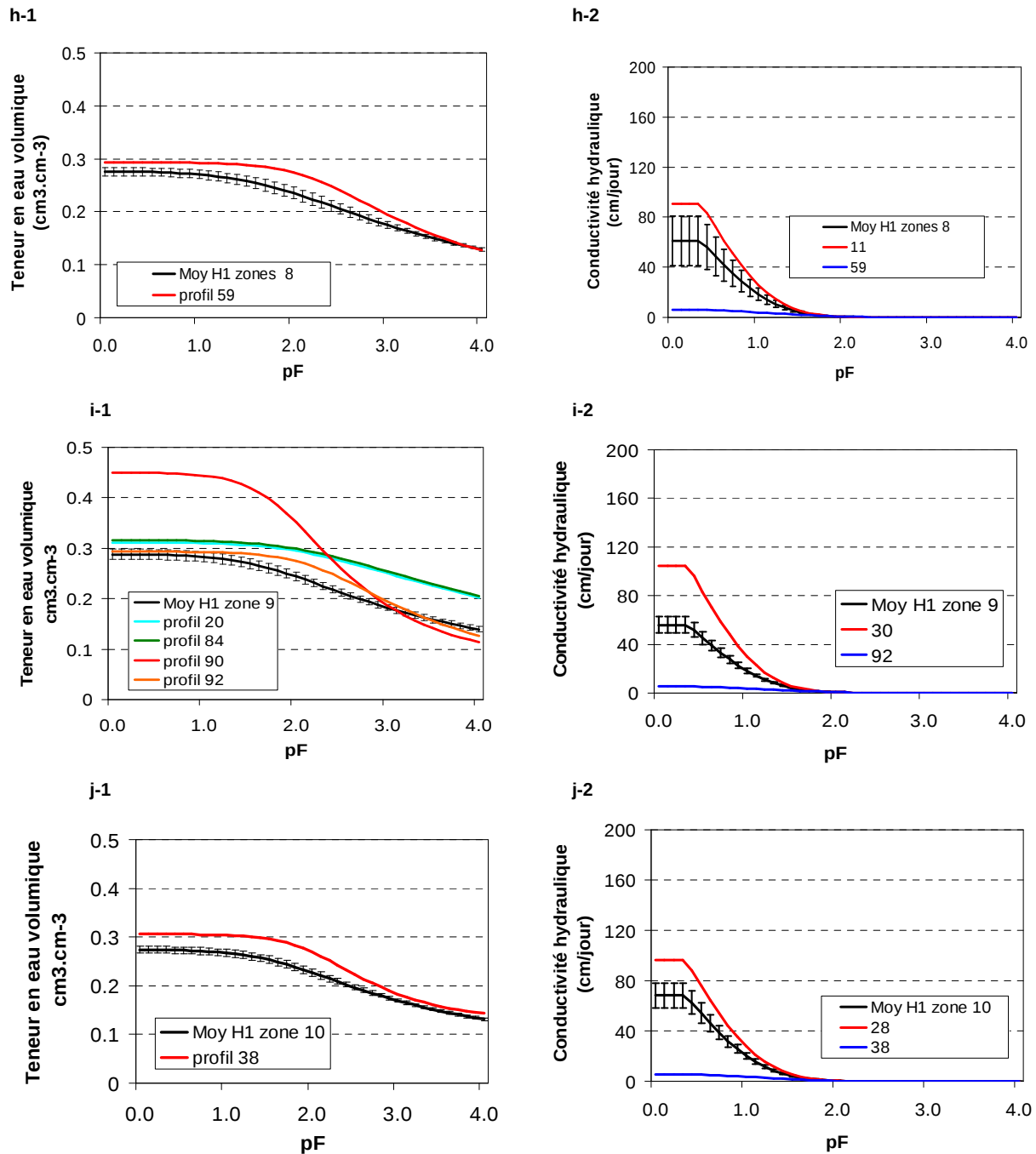


Figure 4-8 : Relations $\theta(h)$ et $K(h)$ par zone aménagée pour l'horizon H1. Les graphiques $\theta(h)$ (a-1 ; b-1 ; c-1 ; d-1 ; e-1 ; f-1 ; g-1 ; h-1 ; i-1 ; j-1) montrent les courbes significativement différentes de la tendance moyenne (trait noir plein). Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne. Pour les graphiques de $K(h)$ (a-1 ; b-1 ; c-1 ; d-1 ; e-1 ; f-1 ; g-1 ; h-1 ; i-1 ; j-1), les courbes bleues montrent les valeurs minimales de chaque zone aménagée, les courbes rouges, les valeurs maximales. Zone 1= bandes dérasées ; zone 2 = points d'eau temporaires ou mares ; zone 3 = touffes ; zone 4 = pelouses thermophiles potentielles ; zone 5 = reboisements ; zone 6 = reboisements de jeunes pieds mycorhizés ; zone 7 = prairies fleuries ; zone 8 et 10 = zones de transition ; zone 9 = zone non semée.

4.2.2 Validation des valeurs de θ simulées par les mesures in situ

4.2.2.1 Par la méthode gravimétrique

4.2.2.1.1 Analyse globale

Les teneurs en eau gravimétriques mesurées le 25 janvier 2011 pour chaque profil de simulation ont été transformées en teneur en eau volumique (θ_{grav}) grâce aux valeurs de masse volumique apparente

obtenues par prélèvements in situ (paragraphe 3.3.2.1.1). L'estimation par le modèle HYDRUS de θ en surface pour cette date (les 6 premiers cm) est plutôt bonne : HYDRUS-1D sous-estime principalement la teneur en eau volumique à hauteur de 0,03 (SE = 0,004). L'écart mesuré sur les valeurs absolues entre θ_{HYDRUS} et θ_{grav} est compris entre 0,13 et 0 selon le profil. HYDRUS-1D surestime les valeurs de θ pour 19 % des profils (d'une valeur moyenne de 0,018, SE = 0,0037). HYDRUS-1D sous-estime les valeurs de θ pour 81% des profils (d'une valeur moyenne de 0,04, SE = 0,003).

4.2.2.1.2 Analyse par zones aménagées

On observe que la sous-estimation de la teneur en eau volumique par HYDRUS (Figure 4-9) est particulièrement prononcée pour les zones 2 (mares), 3 (touffes) pour lesquelles le nombre de répétitions est trop faible ($n = 2$) pour assurer d'une représentativité des valeurs mesurées. En revanche, cette faible représentativité ne peut pas être en jeu pour la sous-estimation observée pour les zones 1 (zone dérasée) et 5 (zone de reboisements) (le nombre de répétitions est supérieur à 20). Les simulations à l'aide d'HYDRUS-1D ne permettent pas de rendre compte des hétérogénéités locales au sein de ces zones aménagées. L'estimation de la teneur en eau volumique par HYDRUS-1D correspond aux observations dans le cas des zones 4 (pelouses thermophiles potentielles), 6 (zones de boisements de jeunes pieds mycorhizés), 7 (prairies fleuries), 8 et 10 (zones de transitions), 9 (zone non semée).

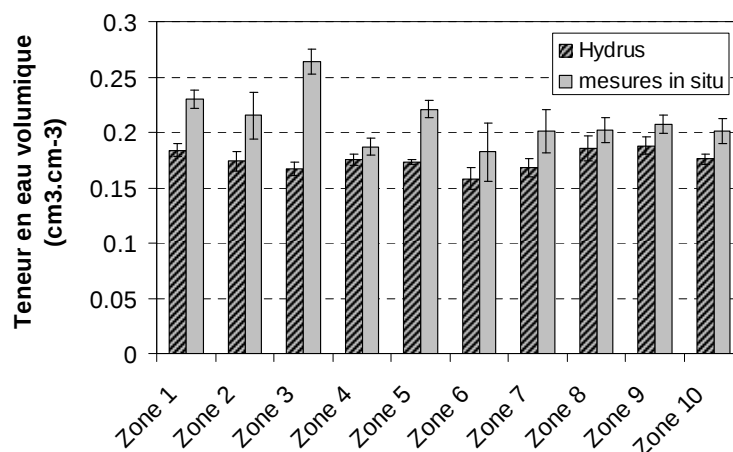


Figure 4-9 : Comparaison des valeurs de θ_{grav} obtenues pour chaque zone aménagée aux valeurs obtenues par HYDRUS-1D. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard (SE) de la moyenne.

4.2.2.2 Par la méthode diélectrique

Les teneurs en eau volumique mesurées in situ à l'aide des sondes theta-probes posent en revanche des problèmes d'interprétation : l'utilisation des valeurs de θ obtenues par calibration sol-spécifique valide les valeurs de θ obtenues sous HYDRUS-1D pendant la première campagne de terrain du mois de mars 2011 mais pas celles obtenues en avril. En revanche, l'utilisation des valeurs de θ obtenues par calibration constructeur valide des sorties d'HYDRUS-1D du mois d'avril 2011 et pas celle de mars 2011.

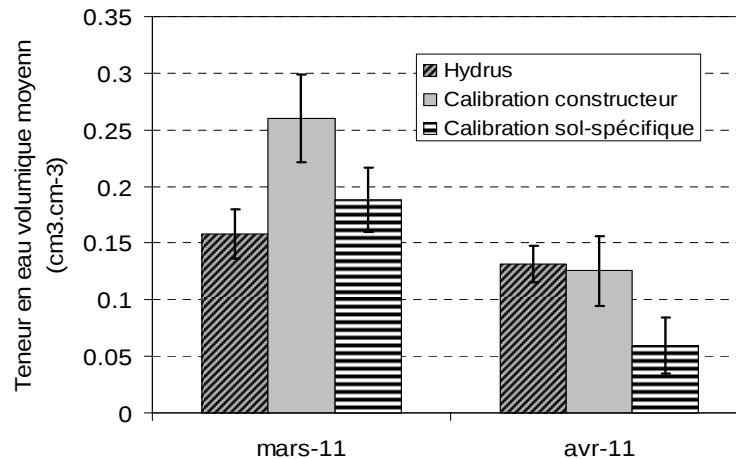


Figure 4-10: Comparaison des valeurs de θ_{moy} obtenues pour l'ensemble du site sous Hydrus en mars 2011 et en avril 2011 avec les valeurs mesurées in situ à l'aide des sondes theta-probes selon la calibration sol-spécifique et la calibration constructeur. Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

La comparaison des valeurs obtenues par HYDRUS-1D et par les mesures in situ après calibration sol-spécifique des sondes theta-probes, en mars et en avril montre qu'elles sont significativement différentes (test Mann-Whitney, $P \leq 0,001$, $n = 88$) (Figure 4-10). En mars, HYDRUS-1D sous-estime d'environ 3% la valeur moyenne de θ sur l'ensemble du site, ce qui reste néanmoins un écart à la prédiction convenable ($\theta_{\text{moy_hydrus mars}} = 0,158$, $SE = 0,002$; $\theta_{\text{moy_PBS mars}} = 0,188$, $SE = 0,003$). L'écart absolu, mesuré entre la valeur prédite et la valeur moyenne mesurée in situ pour chaque profil est de 4 %. L'écart absolu minimal entre les valeurs prédites et mesurées par profil est de 0,1% pour le profil 92; l'écart absolu maximal est de 8,1%, pour le profil 70. En avril, HYDRUS-1D surestime d'environ 7,2 % la valeur moyenne de θ in situ sur l'ensemble du site ce qui est une différence significative ($\theta_{\text{moy_hydrus avril}} = 0,132$, $SE = 0,002$; $\theta_{\text{moy_PBS avril}} = 0,060$, $SE = 0,003$). L'écart absolu, mesuré entre la valeur prédite et la valeur moyenne mesurée in situ pour chaque profil est de 7,8 %. L'écart absolu minimal entre les valeurs prédites et mesurées par profil est de 1,2 % pour le profil 37 ; l'écart absolu maximal est de 13,7 %, pour le profil 20.

La comparaison des séries de distribution obtenues en mars par HYDRUS-1D et par les mesures in situ utilisant la calibration constructeur des sondes theta-probes montre qu'elles sont significativement différentes (test Mann-Whitney, $P \leq 0,001$, $n = 88$). En revanche, les distributions obtenues en avril ne le sont pas (Figure 4-10). En mars, HYDRUS-1D sous-estime de 10,2% la valeur moyenne de θ sur l'ensemble du site, ce qui est un écart à la prédiction important ($\theta_{\text{moy_hydrus mars}} = 0,158$, $SE = 0,002$; $\theta_{\text{moy_PBS mars}} = 0,260$, $SE = 0,004$). L'écart absolu minimal entre les valeurs prédites et mesurées par profil est de 0,4 % pour le profil 84 ; l'écart absolu maximal est de 16,9 %, pour le profil 70, comme dans le cas de la calibration sol spécifique pour ce dernier résultat. En avril, la prédiction par HYDRUS-1D est convenable : il surestime la teneur en eau volumique moyenne sur le site de 0,7% seulement ($\theta_{\text{moy_hydrus avril}} = 0,132$, $SE = 0,002$; $\theta_{\text{moy_PBS avril}} = 0,125$, $SE = 0,006$). L'écart absolu est compris entre la valeur min 0,01% pour le profil 83 et la valeur maximale de 7,7% pour le profil 58.

Ces observations montrent qu'il ne nous est pas permis de conclure quant à la validité de la calibration constructeur ou de la calibration sol-spécifique en raison de leur incohérence les unes vis-à-vis des autres.

4.2.3 Evolution des flux aux limites du système.

4.2.3.1 A limite supérieure

4.2.3.1.1 Précipitations

Les apports d'eau sont uniquement liés aux précipitations : il n'existe pas d'irrigation in situ (Figure 4-11). Pendant les périodes de sol nu (avant la période de croissance 2010 et entre les périodes de croissance de 2010 et 2011), les précipitations sont égales ($RR_{\text{avant PC2010}} = 143,2 \text{ mm}$) ou supérieures aux précipitations moyennes tombées entre 1990 et 2009 pour ces périodes : les précipitations tombées entre fin PC 2010 et début PC 2011, d'une hauteur de 220 mm sont 26% plus abondantes que la valeur moyenne de 1990 à 2009.

Les précipitations tombées pendant la période de croissance de 2010 ($RR_{\text{PC2010}} = 482,3 \text{ mm}$) sont plus élevées que la moyenne 1990-2009 pour cette période (+ 7,6%). Les précipitations tombées pendant la période de croissance de 2011 ($RR_{\text{PC2011}} = 507,8 \text{ mm}$) sont en revanche plus faibles que la moyenne 1990-2009 pour cette période (-16 %). L'année 2011 est donc marquée par un déficit global en eau. Des contrastes d'approvisionnement sont observables au sein de chaque période de croissance : ainsi, la période d'émergence de la végétation de 2010 (avril-mai) est marquée par un déficit hydrique élevé (73,6%). Seuls 30,5 mm de précipitations sont ainsi tombés durant cette période. En 2011, un déficit hydrique de 59 % marque la période d'émergence du couvert végétal s'étendant de février à mai 2011 (seuls 85 mm de précipitations tombés). Les périodes de maturation de la végétation sont en revanche marquées par un excédent d'approvisionnement en eau par rapport à la moyenne 1990-2009 : en 2010, il est de 35% : les mois de juin à novembre sont marqués par de fortes précipitations à l'exception du mois d'octobre 2010 ($RR_{\text{juin_nov 2010}} = 451,8 \text{ mm}$). En 2011, cet excédent est plus réduit (6,7%). Les précipitations totales tombées au cours de la période de maturation du couvert entre juin et décembre 2011 sont de 422 mm et marquées par un excédent par rapport à la moyenne lié aux très fortes précipitations de décembre (Excédent $RR_{\text{déc}_2011} = 128 \text{ mm}$).

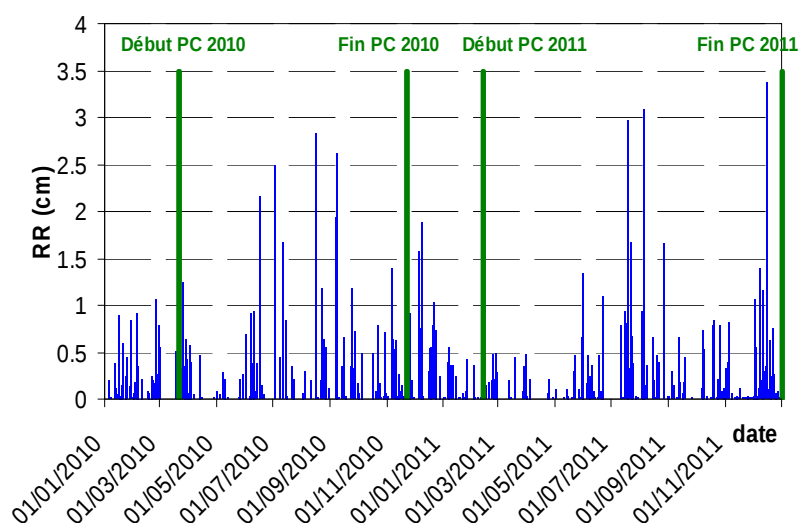


Figure 4-11: Hauteurs de précipitations (RR) mesurées in situ en 2010 et 2011 (en bleu). Les traits verts marquent les limites des périodes de croissance (PC).

4.2.3.1.2 Transpiration et évaporation

Les faibles capacités de rétention en eau des matériaux de sol et leur forte conductivité hydraulique se traduisent par l'absence d'accumulation d'eau en surface ou de ruissellement pendant les périodes

de sol nu ou de croissance du couvert végétal sur l'ensemble du Mont-aux-Liens. Le devenir de l'eau apportée sous forme de précipitations à la surface du sol est présenté Figure 4-12 : le flux cumulé à la surface montre une baisse de ses valeurs qui deviennent de plus en plus négatives : l'infiltration domine sur l'évaporation en 2010 et 2011. L'eau tombée sous forme de précipitations est directement mobilisée dans le profil de sol : les débuts de périodes de croissance sont marqués par une diminution de la part prise par l'infiltration (observée grâce à la diminution de la pente de la courbe) résultant d'une raréfaction des précipitations, ce qui se transcrit également sur la quantité d'eau mobilisée par le couvert par un ralentissement de la transpiration réelle cumulée (Figure 4-13). Les fortes précipitations estivales, débutant en juillet 2010 et juillet 2011 se traduisent par une augmentation de l'infiltration de l'eau dans le sol et une augmentation de son utilisation par le couvert, observable par une hausse de la transpiration réelle cumulée. La transpiration réelle journalière moyenne modélisée pendant les périodes de croissance passent de 0,08 cm/jour de début PC 2010 au 7 juin 2010 à 0,141 cm/jour du 8 juin 2010 à la fin de PC 2010 et de 0,06 cm/jour de début PC 2011 au 15 juillet 2011 à 0,125 cm.jour⁻¹ du 16 juillet au 17 novembre 2011. Un ralentissement en fin de PC 2011 est observé (0,006 cm.jour⁻¹).

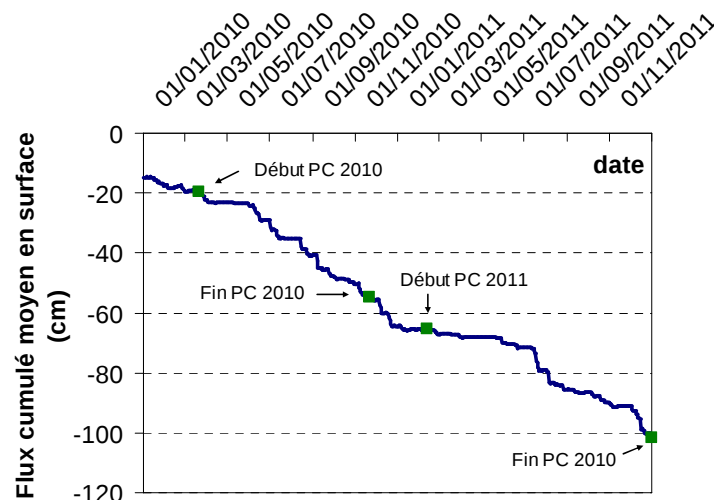


Figure 4-12 : Evolution du flux cumulé moyen réel (pour l'ensemble du Mont-aux-Liens) en surface sur 2010 et 2011. Des valeurs négatives indiquent que les flux d'eau sont dominés par l'infiltration des apports d'eau.

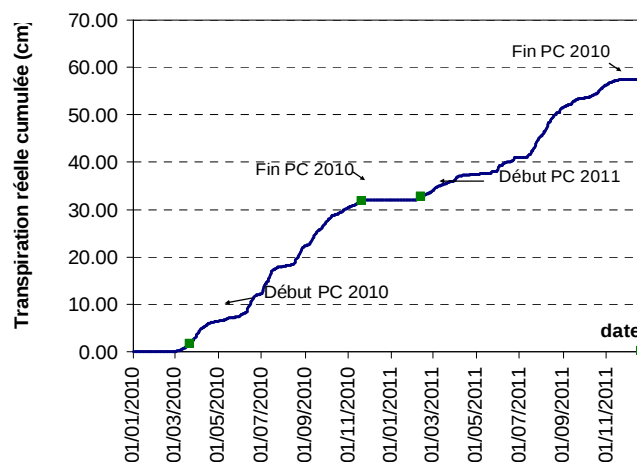


Figure 4-13: Evolution de la transpiration réelle cumulée de l'ensemble du Mont-aux-Liens.

4.2.3.2 A la limite inférieure

Le suivi de l'évolution du flux d'eau moyen (sur l'ensemble du Mont-aux-Liens) à la limite inférieure montre qu'il n'existe pas de remontées capillaires dans le profil (Figure 4-14) conformément à nos attentes. L'eau apportée par la surface est éliminée par le couvert (prélèvement) ou par écoulement gravitaire. La recharge de la nappe de Beauce est plus intense entre les périodes de croissance (pente descendante plus marquée). Pendant les périodes de croissance, la pente de la courbe est presque nulle : le flux cumulé diminue à l'exception de la fin 2011 (Figure 4-14) alors que l'infiltration (Figure 4-12) et la transpiration (Figure 4-13) sont toujours observées. La présence de couvert végétal se traduit par un prélèvement important (pente nulle en sortie) de la ressource en eau et donc une diminution de la quantité d'eau circulant à travers la base du profil de sol. On observe une recharge voisine d'environ 12 cm entre les deux périodes de croissances.

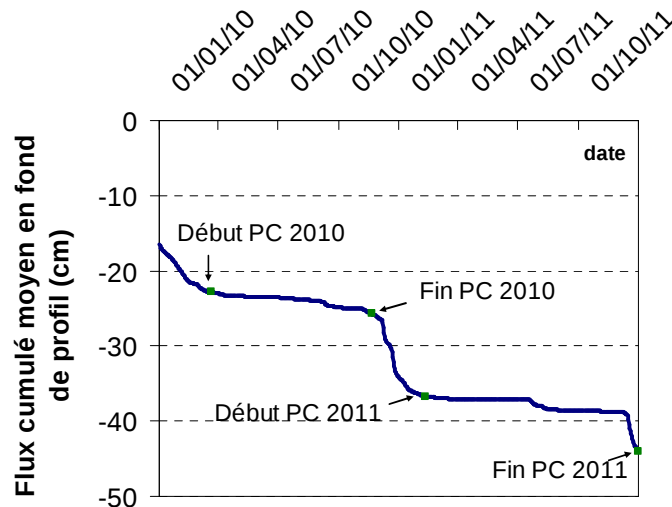


Figure 4-14: Evolution du flux d'eau cumulé moyen sur la limite inférieure des profils de sol pour 2010 et 2011.

4.2.4 Evolution des variables d'état hydrique

4.2.4.1 Evolution moyenne de $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ au sein du Mont-aux-Liens

4.2.4.1.1 Evolution du potentiel moyen (h_{ZR_moy}) de la zone racinaire et de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire (θ_{rac_moy})

L'évolution au cours du temps du potentiel matriciel moyen de la zone racinaire h_{ZR_moy} sur l'ensemble du Mont-aux-Liens (Figure 4-15) et de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire (Figure 4-16) permet de rendre compte qualitativement de l'intensité de la contrainte hydrique appliquée au couvert végétal et de l'état de saturation des sols au cours des périodes de croissance et des périodes de sol nu. On observe une forte réactivité du système : lorsque les précipitations totales sont abondantes, le potentiel h_{ZR_moy} augmente rapidement puis rediminue dès que les précipitations totales diminuent (Figure 4-15). Ceci correspond à une humidification rapide de la zone racinaire mais une mobilisation immédiate de cette réserve en eau par la végétation. h_{ZR_moy} subit une variation importante pendant l'année 2010 : il est compris entre une valeur maximale de -307 cm du 01 au 10 février et une valeur minimale de -10391 cm du 21 au 30 avril (Figure 4-15 a). Cette tendance s'accroît en 2011 sur l'ensemble du Mont-aux-Liens avec des valeurs de h_{ZR_moy} comprises entre -225 cm du 11 au 20 décembre et -14024 cm du 11 au 20 mai (Figure 4-15 b). La comparaison entre 2010 et 2011 des valeurs journalières de h_{ZR_moy} montre une différence

significative entre elles (test Mann-Whitney, $N = 365$, $P < 0,001$) avec des valeurs moyennes annuelles en 2010 ($h_{ZR_moy_2010}$) de -4159 cm et de -5915 cm en 2011 ($h_{ZR_moy_2010}$). Les conditions hydriques rencontrées dans la zone racinaire sont plus contraignantes en 2011 pour le couvert. L'appréciation de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire ne montre pas de différence significative entre les deux années (test Mann-Whitney, $N = 365$, $P = 0,447$), indiquant donc que la prise en compte de ce paramètre ne reflète pas la variation temporelle de la disponibilité en eau pour le couvert entre les deux années. Cependant, θ_{rac_moy} est compris entre des valeurs minimales de 0,15 et 0,16 pour 2010 et 2011 respectivement et des valeurs maximales de 0,23 et 0,24 pour 2010 et 2011 respectivement, indiquant que conformément aux caractéristiques hydrodynamiques des profils (partie 4.2.1.1), la saturation de l'horizon H1 n'est jamais atteinte durant les deux années d'observation. La zone racinaire est en moyenne sous des conditions de teneur en eau proches des conditions résiduelles (Moy 2010 $\theta_{rac_moy} = 0,19$, $SE = 0$; Moy 2011 $\theta_{rac_moy} = 0,18$, $SE = 0$).

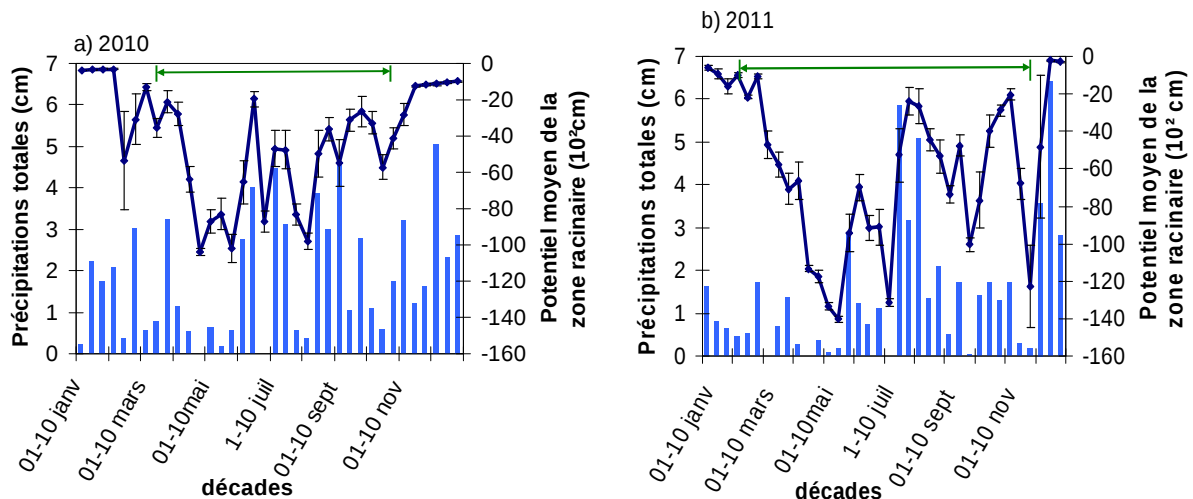


Figure 4-15: Evolution du potentiel moyen de la zone racinaire h_{ZR_moy} pour l'ensemble des profils de simulation et des précipitations totales (cm) au cours des décades de 2010 (a) et 2011 (b). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard de la valeur moyenne de h_{ZR_moy} . Les flèches vertes montrent les intervalles de temps correspondant aux périodes de croissance (PC).

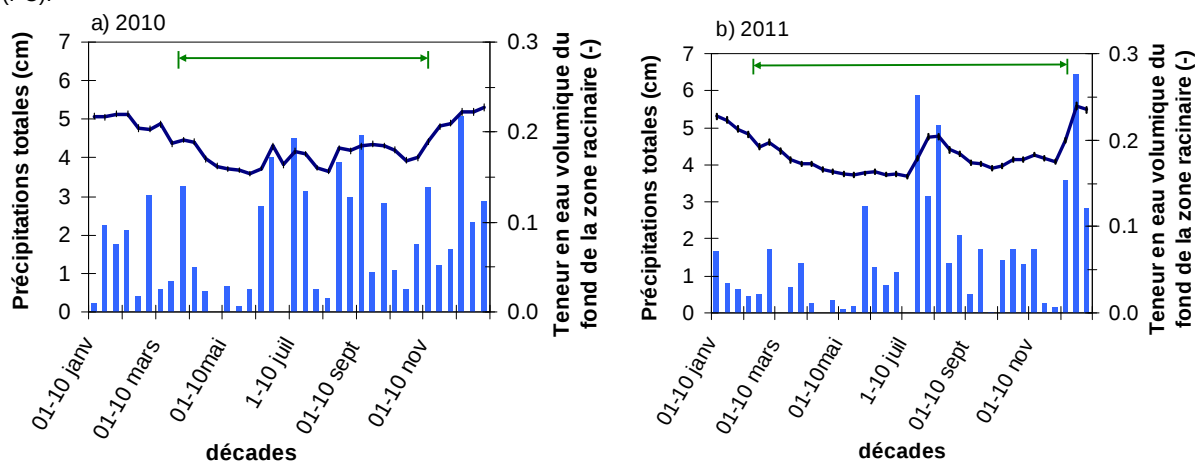


Figure 4-16 : Evolution de la teneur en eau volumique à la base de la zone racinaire θ_{Rac_moy} pour l'ensemble des profils de simulation et des précipitations totales (cm) au cours des décades de 2010 (a) et 2011 (b). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard de la valeur moyenne. Les flèches vertes montrent les intervalles de temps correspondant aux périodes de croissance (PC).

L'intensité de la contrainte hydrique est appréciée suivant les paramètres h_1 , h_2 , h_3 et h_4 de la fonction de Feddes définissant des niveaux de stress caractéristiques du couvert simulé et du nombre de jours

de la période de croissance appartenant aux intervalles $[h_1; 0]$, $] h_2; h_1]$, $] h_3; h_2]$, $] h_4; h_3]$, $] -\infty; h_4]$ (Figure 4-17). Il n'existe pas de stress hydrique par excès d'eau pour les deux années de simulation ($h_{obs} < h_2$). Les besoins en eau du couvert de végétation ne sont pas satisfaits en 2010. Cette observation est également valable pour 2011 bien que le stress hydrique soit absent pendant 4,9% de la période de croissance 2011 (soient 16 jours). Les deux périodes de croissance sont dominées par un stress hydrique moyen à fort ($h < -900$ cm). Ce stress hydrique est sévère avec le franchissement du seuil de flétrissement (h_4) pour 30,6% de la période de croissance de 2010 et pour 38,6% de celle de 2011.

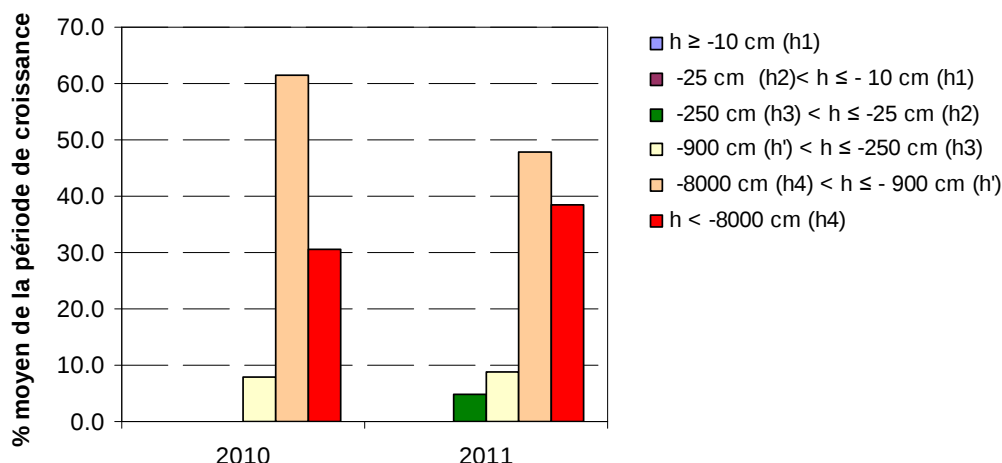


Figure 4-17 : Distribution du pourcentage moyen (pour l'ensemble du site) de jours des périodes de croissances de 2010 et 2011 dans les différentes classes de potentiels caractérisant le stress hydrique. « $h \geq -10$ cm » : stress hydrique par excès d'eau sans prélèvement par le couvert ; « -25 cm < $h \leq -10$ cm » : stress hydrique par excès d'eau avec prélèvement par le couvert ; « -250 cm < $h \leq -25$ cm » : pas de stress hydrique et prélèvement maximal par le couvert ; « -900 cm < $h \leq -250$ cm » : stress hydrique par manque d'eau avec T_p de $0,1$ cm < $T_p < 0,5$ cm ; -8000 cm < $h \leq -900$ cm » : stress hydrique par manque d'eau avec $T_p < 0,1$ cm ; « $h \leq -8000$ cm » : stress hydrique maximal avec flétrissement du couvert.

4.2.4.1.2 Evolution du potentiel matriciel (h) et de la teneur en eau volumique (θ) dans les profils de sol.

En 2010, on constate que le potentiel matriciel est peu variable sur l'ensemble du profil pour les deux premiers mois de l'année (janvier et février) (Figure 4-18).

La teneur en eau volumique augmente linéairement avec la profondeur (Figure 4-19). Le mois de mars est marqué par un début d'assèchement du sol en surface (et un abaissement du potentiel matriciel) : cela coïncide avec le début de la période de croissance du couvert en 2010. La teneur en eau volumique est affectée (diminution) sur l'ensemble du profil mais son gradient de variation entre la surface et le fond reste graphiquement linéaire (Figure 4-19 b). Cet assèchement se poursuit en avril et mai où il atteint son maximum en profondeur. Les variations du potentiel matriciel sont bien marquées jusqu'à 35 cm de profondeur ce qui correspond à la zone de prélèvement racinaire. En revanche, ce contraste n'est pas visible sur $\theta(z)$ (Figure 4-19 b). Les mois de juin et juillet sont marqués par un début de réhumidification du profil en profondeur, alors que les 35 premiers centimètres présentent un gradient de potentiel matriciel plus marqué encore que celui du mois de mai. Les apports d'eau sous forme de précipitations pendant le mois d'août augmentent le potentiel sur l'ensemble du profil mais les 35 premiers centimètres demeurent le siège d'un prélèvement racinaire important. Les précipitations automnales et hivernales conduisent à l'augmentation des

valeurs de potentiel matriciel sur l'ensemble du profil (Figure 4-19 c), malgré de faibles apports d'eau en octobre.

En 2011, le début de l'assèchement a lieu en février (Figure 4-19 d). Il se répercute significativement en mars en profondeur au-delà des 35 cm de profondeur. Les 20 premiers centimètres sont régulièrement alimentés en eau de sorte que le gradient entre 20 et 35 cm de h et θ est élevé (Figure 4-19 d). L'assèchement en avril est plus marqué qu'en 2010 (Figure 4-19 e). Il se répercute en mai en profondeur et en juin sur tout le profil où il est maximal: les 35 premiers centimètres restent les plus marqués par les assèchements malgré de fortes précipitations en mai ayant abouties à l'humidification des 20 premiers centimètres. Les précipitations du mois de juillet atténuent l'assèchement du profil particulièrement en profondeur ; la demande en eau semble être encore trop élevée car le gradient entre la surface (0-35cm) et le reste du profil demeure. Les précipitations estivales ne permettent pas le ré-humidifier cette portion du profil de sol en raison d'une forte demande en eau du couvert. La ré-humidification est significative sur l'ensemble du profil mais se produit plus tardivement en 2011 (à partir d'octobre et jusqu'en décembre) (Figure 4-19 f) en raison d'une période de présence de la végétation jusqu'en décembre 2011 et d'un épisode de sécheresse en octobre. Seules les fortes précipitations de décembre permettent un retour à des conditions de potentiel matriciel plus favorables au couvert.

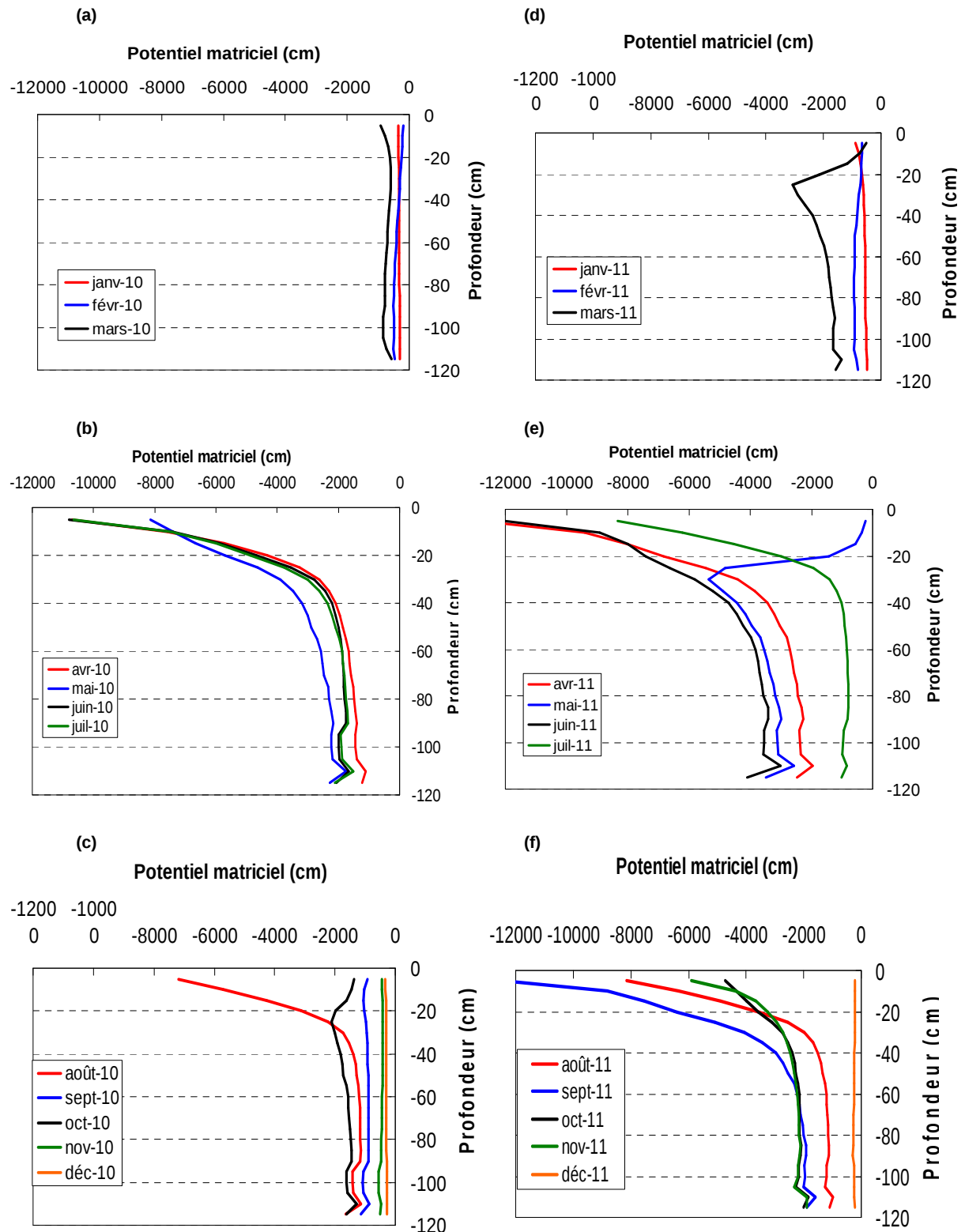


Figure 4-18: Sorties mensuelles en 2010 et 2011 de la relation $h(z)$ moyenne sur l'ensemble du Mont-aux-Liens

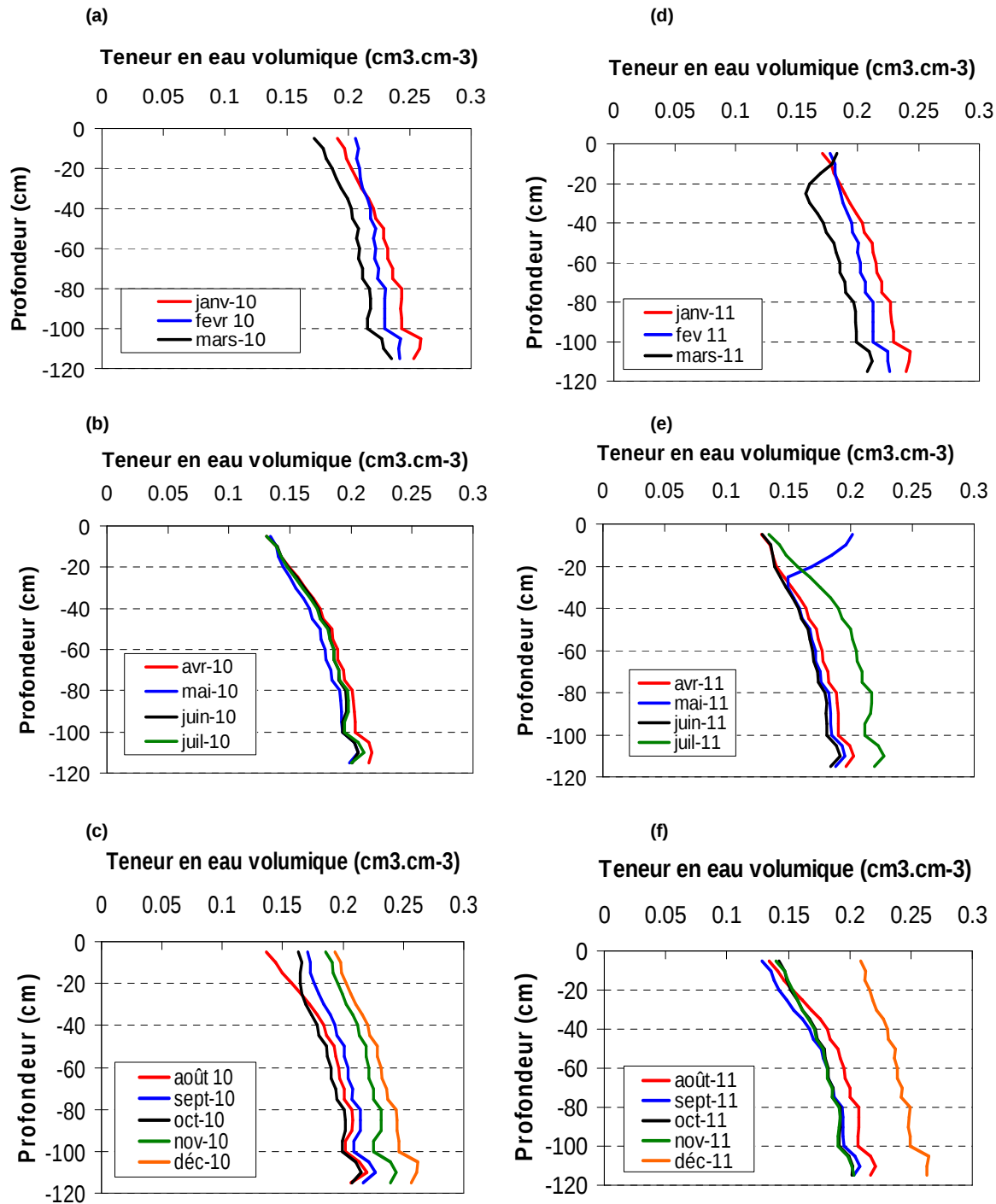


Figure 4-19 : Sorties mensuelles de la relation $\theta(z)$ moyenne sur l'ensemble du Mont-aux-Liens, en 2010 (a, b, c) et en 2011 (d, e, f)

4.2.4.2 Analyse de la tendance $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ parmi les profils de simulation.

Le potentiel matriciel moyen de la zone racinaire h_{ZR_moy} et la teneur en eau volumique à 10 cm de profondeur ne présentent pas de distribution spatiale particulière en 2010 ni en 2011 (annexes 4.4 et 4.5 a,b) comme le montrent les Figure 4-20 et Figure 4-21 en fin de période de croissance, en raison de la forte homogénéité pédologique des profils de sol. En revanche, l'analyse selon la classe texturale de l'horizon H1 montre que, lorsque les précipitations sont faibles (Figure 4-15), le potentiel moyen de la zone racinaire est significativement plus faible que la tendance moyenne pour les profils

dont l'horizon H1 est argileux, et significativement moins faible que la tendance moyenne pour les profils dont l'horizon H1 est limono-argilo-sableux (Figure 4-22a). La teneur en eau volumique à 10 cm de profondeur est d'autant plus élevée par rapport à la moyenne que l'horizon H1 est riche en argile (Figure 4-22b). Ce dernier résultat est cohérent avec les analyses des propriétés hydrodynamiques réalisées précédemment, qui ont montré que la teneur en eau résiduelle pour les horizons les plus riches en argile est plus élevée que la tendance moyenne. Les valeurs h_{zr_moy} sont concordantes avec les observations sur $K(h)$: seuls les profils dont le H1 est LAS présentent une conductivité hydraulique significativement inférieure à la tendance moyenne, donc une vitesse de conduction de l'eau du sol plus lente que la tendance moyenne et, par conséquent, des conditions de potentiel matriciel plus favorables au couvert végétal (h_{zr_moy} plus élevé) (Figure 4-22).

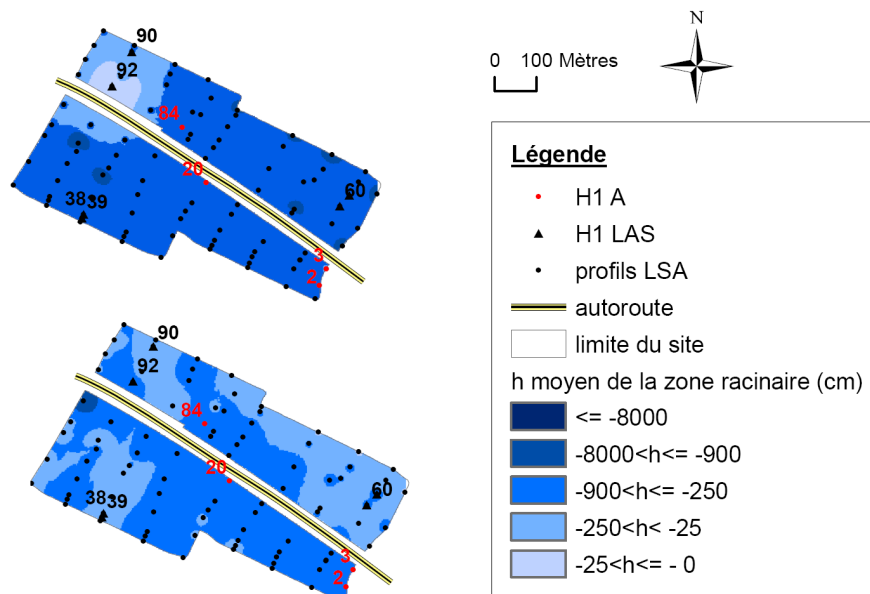


Figure 4-20 : Distribution spatiale des valeurs de h_{zr_moy} (cm) au sein du Mont-aux Liens durant la dernière décade de PC 2010 (en-haut) et de PC 2011 (en-bas). H1 A = Horizon H1 argileux ; H1 LAS = horizon H1 limono-argilo-sableux ; profils LSA = horizon H1 limono-sablo-argileux (IDW sous ArcGIS).

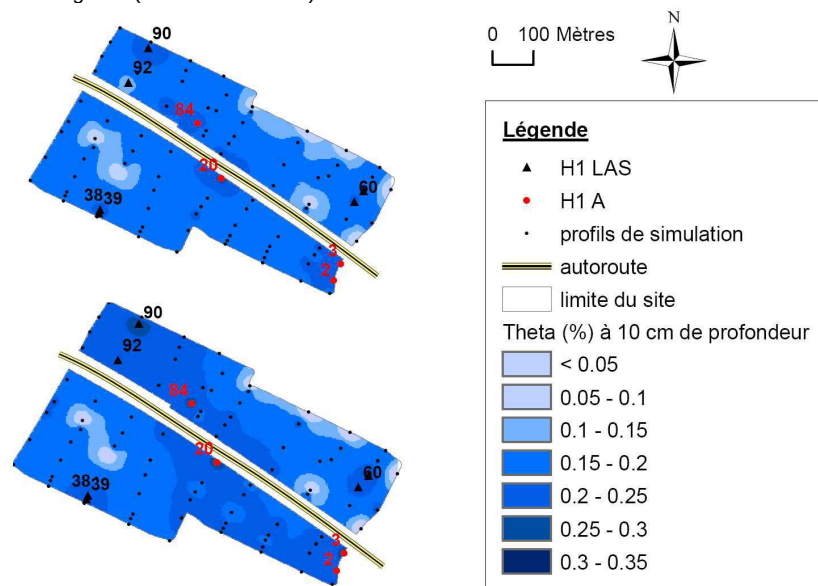


Figure 4-21 : Distribution spatiale des valeurs de θ obtenues sous HYDRUS, à 10 cm de profondeur, durant la dernière décade de PC 2010 (en-haut) et de PC 2011 (en-bas). H1 A = Horizon H1 argileux ; H1 LAS = horizon H1 limono-argilo-sableux ; profils LSA = horizon H1 limono-sablo-argileux (IDW sous ArcGIS).

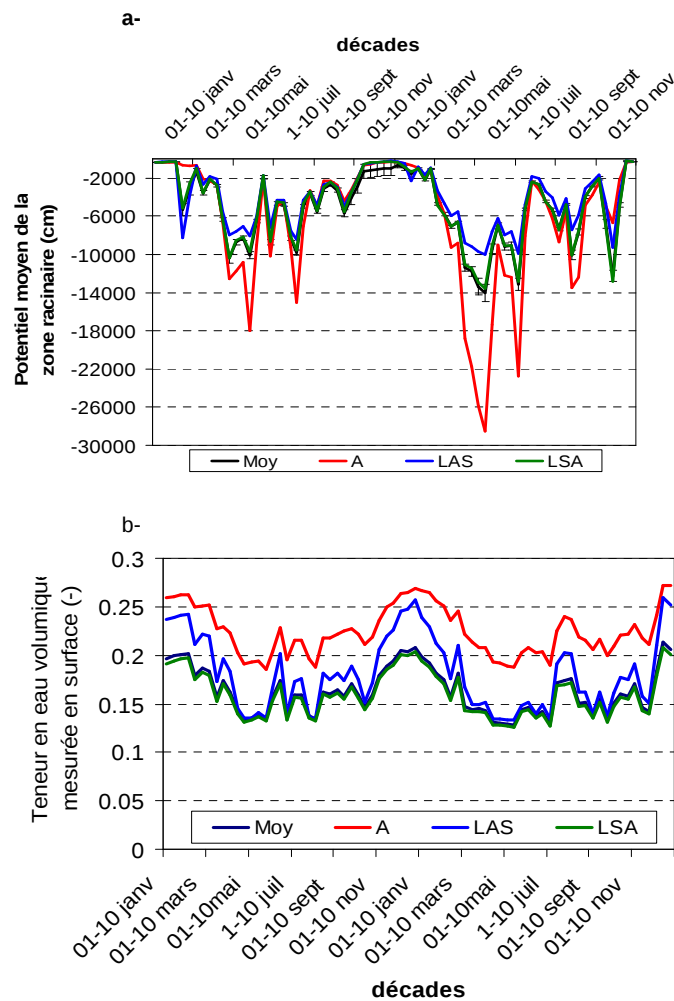


Figure 4-22 : Variation en fonction du temps du potentiel moyen de la zone racinaire (h_{zR_moy}) (a) et de la teneur en eau volumique θ à 10 cm de profondeur (b) pour 3 classes de textures de H1 : Moy = moyenne pour tous les profils ; A = texture argileuse ; LAS = texture limono-argilo sableuse ; LSA = texture limono-sablo argileuse.

Seuls quelques profils contrastent avec la tendance moyenne de h_{zR_moy} durant 2010 et 2011 (Mann-Whitney, $P < 0,05$) : il s'agit uniquement de profils dont l'horizon H1 est LSA ; en 2010 les profils 5, 34, 38, 77 montrent des valeurs de potentiel matriciel moyen dans la zone racinaire ($h_{zR_moy_5}$; $h_{zR_moy_34}$; $h_{zR_moy_38}$; $h_{zR_moy_77}$) supérieures à la tendance moyenne sur 2010 à l'exception de la période du 11 au 28 février 2010 ; durant ces périodes, $h_{zR_moy_38}$ et $h_{zR_moy_77}$ sont plus faibles que la tendance moyenne (Figure 4-23 a). Le profil 96 montre aussi une contrainte hydrique moins forte que la tendance moyenne sauf du 20 avril au 01 juin 2010 où elle est supérieure à la tendance moyenne (Figure 4-23 b). En 2011, seuls 4 profils montrent une contrainte hydrique de la zone racinaire significativement différente de la tendance moyenne : les profils 30, 35, 37 montrent une contrainte hydrique dans la zone racinaire moins forte que la tendance moyenne à partir du 31 mai 2011. Seul le profil 30 se distingue par des potentiels moyens de la zone racinaire plus élevés que le potentiel moyen du 01 janvier au 31 mai (Figure 4-23 c). La contrainte hydrique est très forte et supérieure à la moyenne pour le profil 8 (Figure 4-23 d). Seul le profil 92 (H1 LAS) présente des valeurs de potentiels pour la zone racinaire $h_{zR_moy_92}$ fortement inférieures à la tendance moyenne (Figure 4-23 b).

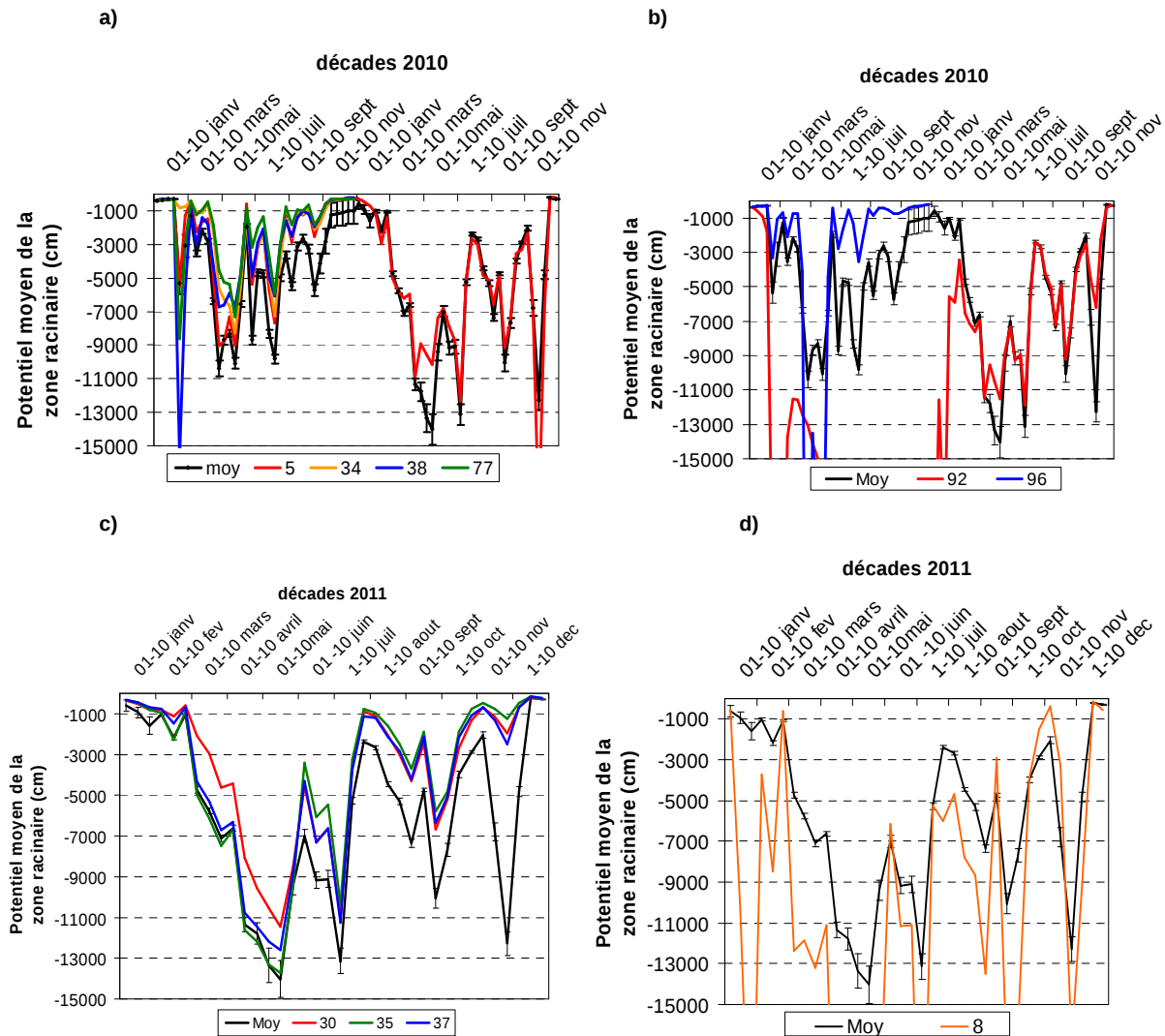


Figure 4-23: Relation h_{zr_moyen} (temps) pour les profils de simulation contrastant avec la tendance moyenne de ce paramètre au sein du Mont-aux-liens ("moyenne Mont-aux-Liens") au cours des décades de 2010 (a et b) et de 2011 (c et d)

4.2.4.3 Analyse de la tendance $h(z,t)$ et $\theta(z,t)$ par zones aménagées.

En 2010, seule la zone 4 (pelouses thermophiles potentielles) présente une évolution du potentiel moyen de la zone racinaire en 2010 $h_{zR_moy_zone4_2010}$ au cours du temps (par décades) significativement différente de l'évolution moyenne de ce paramètre pour le Mont-aux-Liens h_{zR_moy} (Test Mann-Withney, $P = 0,032$, $n = 32$) : la contrainte hydrique de la zone 4 est moins forte que la contrainte hydrique moyenne (Figure 4-24) et ne concerne que 3 profils de simulation. En 2011, aucune des zones ne présentent une évolution différente à la tendance moyenne. La comparaison entre les zones aménagées des teneurs en eau volumiques à 10 cm de profondeur au cours du temps montre que seule l'évolution de la zone 6 est significativement différente de l'évolution moyenne sur le Mont-aux-Liens (Test Mann-Withney, $P \leq 0,001$, $n = 2$) (Figure 4-25). Cependant, le faible effectif testé pour ce groupe ($n = 2$) nuance nos conclusions. Ces résultats montrent qu'il existe peu de contraste de la contrainte hydrique et de la teneur en eau volumique à 10 cm entre les zones d'habitats envisagés par le constructeur. L'implantation d'habitats semi-naturels contrastant par les conditions hydriques du sol donc semble difficilement atteignable.

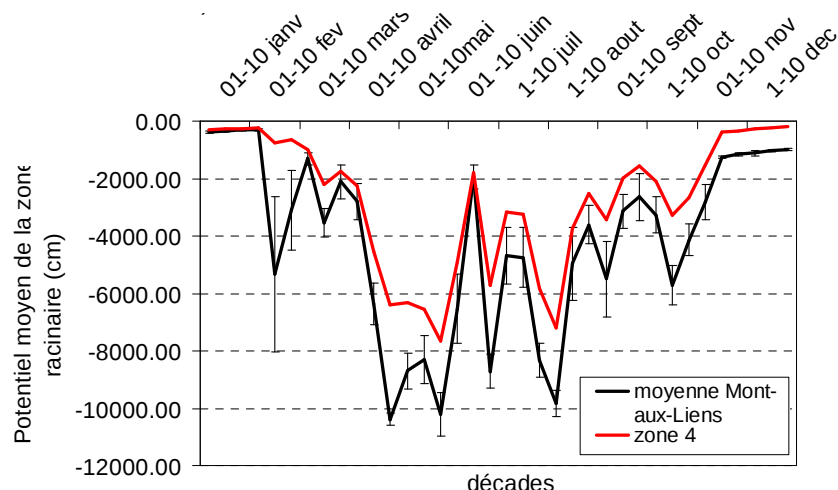


Figure 4-24 : Evolution au cours du temps (décades de 2010) du potentiel moyen de la zone racinaire rencontrée dans la zone 4 et pour le Mont-aux-Liens dans son ensemble (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne).

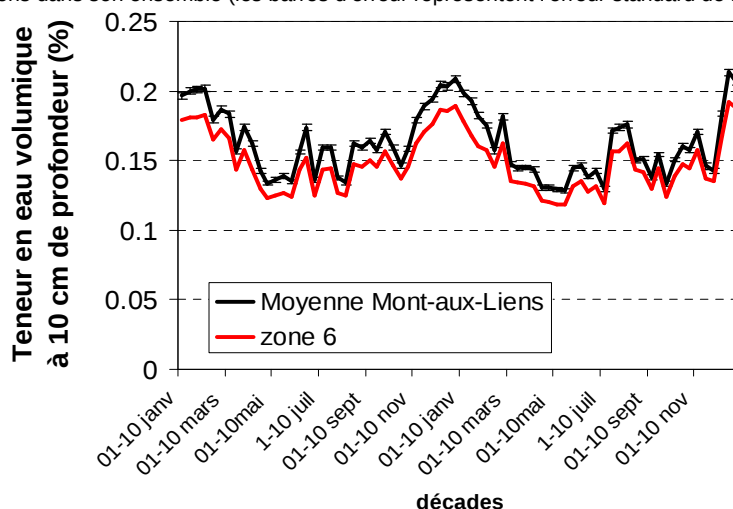


Figure 4-25 : Evolution au cours du temps (décades de 2011) de la teneur en eau volumique moyenne de la zone racinaire rencontrée dans la zone 4 et pour le Mont-aux-Liens dans son ensemble (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne).

4.2.5 Evolution du stress hydrique du couvert

4.2.5.1 Analyse de l'évolution temporelle moyenne du stress hydrique σ du Mont-aux-Liens

Le suivi de la tendance moyenne de l'évolution de σ en 2010 et 2011 sur le site montre 3 parties distinctes (Figure 4-26) : tout d'abord l'indice est faible et assez stable, puis on observe une augmentation rapide de cet indice jusqu'à sa valeur maximale, puis sa légère diminution traduisant des conditions de transpiration plus favorables. L'utilisation de valeurs cumulées permet de rendre compte de l'influence des effets du stress à long terme sur la végétation : ainsi le retour de conditions climatiques plus favorables (Figure 4-15) ne permet pas de renverser la tendance et le couvert reste en état de stress hydrique élevé jusqu'à la fin de la période de croissance. En 2010 comme en 2011, le stress hydrique est fort pendant toute la période de végétation, avec une augmentation particulièrement marquée pendant la phase de développement du couvert s'étendant de l'émergence de la végétation jusqu'à juin : 50% du stress hydrique maximal ($\sigma_{\max_50\%}$) est atteint dès le 22 mars en 2011 ($\sigma_{\max_50\% \text{ 2011}} = 0,42$) et dès le début de la période de croissance de 2010 ($\sigma_{\max_50\% \text{ 2010}} = 0,37$).

Un contraste entre les deux années (Figure 4-26) est néanmoins observable : le stress hydrique débute plus précocement en 2011 et est présent jusqu'à la fin de l'année 2011 en raison d'une période de croissance plus longue cette année-là ($L_{PC\ 2011} = 324\text{ j}$; $L_{PC\ 2010} = 245\text{ j}$). De plus, le stress hydrique en 2011 est plus intense que celui de 2010. La forte hausse de σ débute en mars 2011 et atteint sa valeur maximale ($\sigma_{\max\ 2011} = 0,84$) le 11 juillet 2011 en réponse à un déficit de précipitations de mars 2011 à fin juillet 2011 d'une hauteur de 32,7 % par rapport à la moyenne sur ces mêmes mois entre 1990 et 2009. D'août 2011 à la fin de la période de croissance (décembre 2011), σ diminue légèrement : ces mois enregistrent un niveau de précipitations particulièrement élevé par rapport à la moyenne 1990-2009 (+ 3,3%). En 2010, l'intensité du stress est moindre en raison de conditions de sécheresse moins marquée : σ croît rapidement d'avril à début juin 2010 où il atteint sa valeur maximale plus précocement qu'en 2011, le 7 juin 2010 ($\sigma_{\max\ 2010} = 0,74$), probablement en réponse de faibles précipitations (le déficit hydrique est de 73,6% pour ces mois par rapport à la moyenne des précipitations de 1990 à 2009), puis se stabilise pour diminuer légèrement de juin à novembre au cours desquels le déficit hydrique par rapport à la moyenne 1990-2009 est moindre (19,2%).

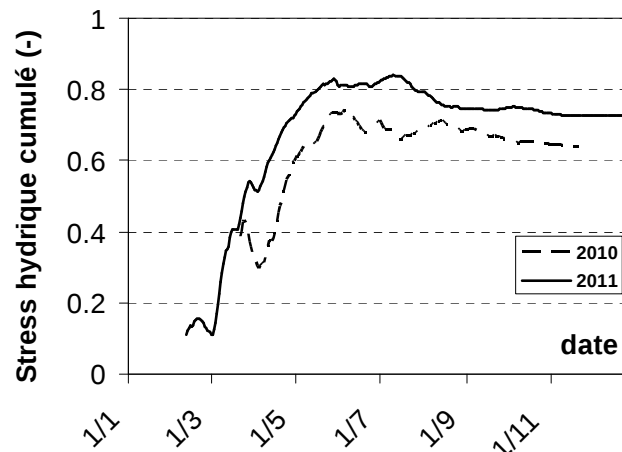


Figure 4-26 : Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ mesuré pour l'ensemble des quadrats au cours du temps, en 2010 et 2011.

4.2.5.2 Analyse de l'évolution spatiale et temporelle du stress hydrique σ au sein du Mont-aux-Liens.

4.2.5.2.1 *Par profil*

Le stress hydrique est homogène au sein du Mont-aux-Liens tout au long de la durée de simulation (Figure 4-27) : en 2010, 76 % des profils de simulation présentent un stress hydrique cumulé (σ) en fin de période de croissance entre 0,6 et 0,7. On retrouve cette même homogénéité en 2011 avec 78% des profils de simulation dont le σ de fin de période de croissance est compris entre 0,7 et 0,8. L'étude de la corrélation entre le stress hydrique cumulé σ et les coordonnées spatiales (x , y) montre qu'il existe une zone en 2011 où le stress hydrique cumulé est significativement plus faible que celui calculé sur le reste du site en 2011 (Indice de Moran = 0,31 ; Déviation Standard = 1,93, P-value < 0,1%) (annexe 4.4) (Moran 1950). En revanche, cette tendance n'est pas observée en 2010 bien que cette même zone corresponde aussi graphiquement à une zone de moindre stress hydrique (Figure 4-27). Sept profils (n° 4, 30, 32, 34, 38, 39, 40) présentent pour les deux années une réponse à la contrainte hydrique moins intense que la réponse moyenne en fin de période de croissance. Le stress

hydrique cumulé (σ) en fin de période de croissance est compris entre 0,28 (σ_{77_fin} PC2010) et 0,99 (σ_{92_fin} PC2010) en 2010 et entre 0,55 (σ_{30_fin} PC2011) et 0,83 (σ_{20_fin} PC2011) en 2011.

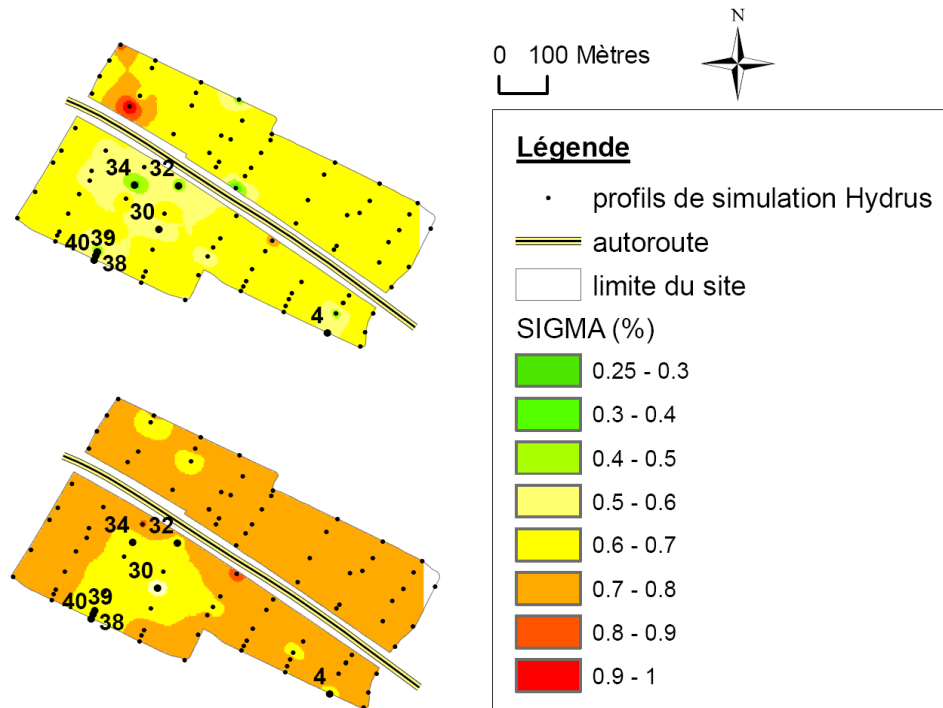


Figure 4-27: Distribution spatiale des valeurs du stress hydrique cumulé σ en fin de période de croissance de 2010 (en haut) et de 2011 (en bas). Les numérotations localisent l'emplacement des profils pour lesquels le couvert végétal montre un stress hydrique cumulé σ significativement différent de σ_{moy} , la valeur moyenne mesurée pour tout le Mont-aux-Liens (IDW sous ArcGIS).

Le premier facteur pouvant impacter l'intensité du stress hydrique du couvert est la disponibilité en eau et donc la texture de l'horizon superficiel où s'enracine le couvert. L'analyse suivant les classes texturale de H1 et pour un couvert végétal identique de l'horizon montre qu'il existe bien une différence significative du stress hydrique cumulé entre les trois classes de textures (ANOVA sur les rangs, $P < 0,05$) (Figure 4-28) : les profils argileux (A) montrent un stress hydrique plus important que les deux autres classes de textures ce qui est cohérent avec une plus faible disponibilité de la ressource en eau pour le couvert végétal pour des conditions de teneur en eau faible (teneur en eau résiduelle plus élevée que la valeur moyenne pour le site)(chapitre 4 paragraphe 4.2.4.2) et une plus forte contrainte hydrique dans la zone racinaire (chapitre 4 paragraphe 4.2.4.2). Les profils limoneux-argilo-sableux (LAS) présentant moins d'argile que les précédents et des fractions limoneuses et sableuses plus importantes, leurs teneurs en eau résiduelles sont inférieures à celles des textures argileuses et une ressource en eau davantage disponible dans des conditions de teneur en eau faible. Ainsi, conformément aux résultats de mesure de la contrainte hydrique dans la zone racinaire (paragraphe 4.2.4.2), le stress hydrique observé pour les profils LAS est moins élevé que celui des profils A.

L'analyse de la corrélation entre la profondeur du profil et le niveau de stress hydrique cumulé moyen annuel montre qu'en 2010, la profondeur du profil ne joue pas de rôle dans l'intensité du stress hydrique (Coefficient de Corrélation de Spearman = - 0,03, $n = 88$, $P\text{-value} = 0,775$). En revanche, lorsque les conditions de stress hydrique sont plus contraignantes (en 2011), ce dernier est d'autant plus intense que le profil présente un profil de faible profondeur (Coefficient de Corrélation de

Spearman = -0,210, $n = 88$, $P\text{-value} = 0,05$). Cependant, cette corrélation n'est pas très forte. Ce résultat est cohérent avec l'analyse du lien statistique entre la profondeur racinaire pondérée de chaque relevé et la valeur de son indice de stress hydrique cumulé. Elle montre que, en fin de période de croissance, plus la profondeur racinaire est élevée, plus le stress hydrique cumulé est faible. Cette corrélation est vérifiée en 2010 et 2011 (Coefficient de Corrélation de Spearman 2010 = - 0,279, $n = 88$, $P\text{-value} = 0,00872 < 0,05$; Coefficient de Corrélation de Spearman 2011 = -0,0396, $n = 88$, $P = 0,319 > 0,05$).

En revanche, l'analyse de l'évolution du stress hydrique réalisée sur des profils de même classe texturale (LSA pour H1) en fonction des deux types de couvert végétal utilisé (Figure 4-29) montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les distributions moyennes du stress des profils « grass » et les profils « pasture » (Test Mann-Whitney, $n=58$, $P=0,645$). Le type de couvert, du point de vue du puits racinaire, ne jouerait pas de rôle dans la variation de l'intensité du stress hydrique au sein du site.

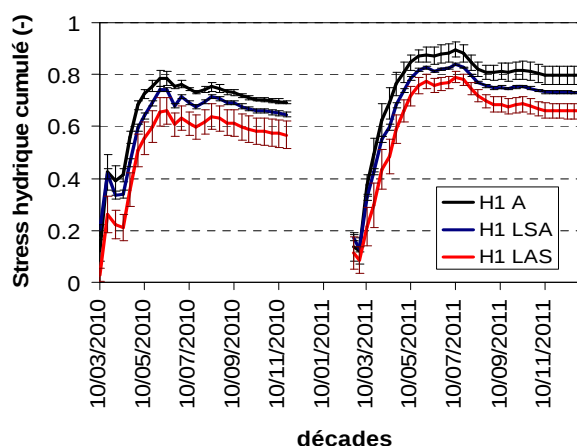


Figure 4-28 : Comparaison des relations $\sigma(t)$ pour les profils présentant un horizon H1 argileux (A), limono-argilo-sableux (LAS) et limono-sablo argileux (LSA) pour un couvert végétal de type « pasture ».

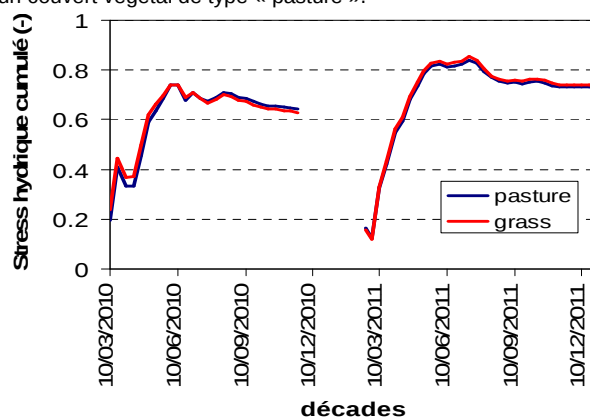


Figure 4-29 : Comparaison des relations $\sigma(t)$ moyennes pour les profils de couverts « pasture » et les profils de couvert « grass ».

4.2.5.2.2 Par zones aménagées par le constructeur

La comparaison de l'évolution moyenne du stress hydrique du Mont-aux-Liens et celles des différentes zones aménagées en 2010 et 2011 (test de Mann-Whitney) montre que, bien qu'il existe des différences statistiquement significatives entre elles, leur importance est relativement faible et ne permet pas de conclure quand à leur signification écologique. De plus, les zones de mares (zone 2), de touffes (zone 3) et de jeunes pieds mycorhizés (zone 6) ne présentent que 2 profils de simulation

chacun ; les moyennes pour ces zones et leur comparaison avec l'évolution moyenne du site (σ_{moy}) doit être interprétée avec précaution. Il semblerait néanmoins que le contraste entre les tendances moyennes du stress pour chaque zone soit plus marqué en 2010 qu'en 2011 (Figure 4-30).

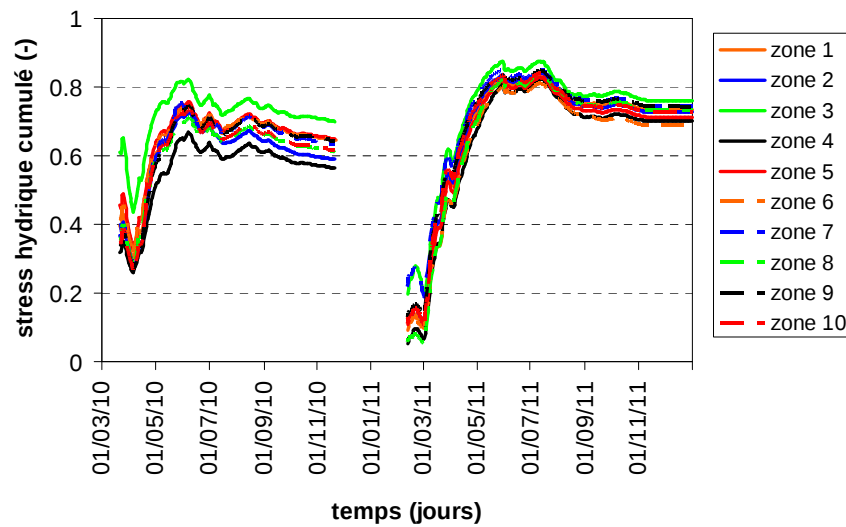
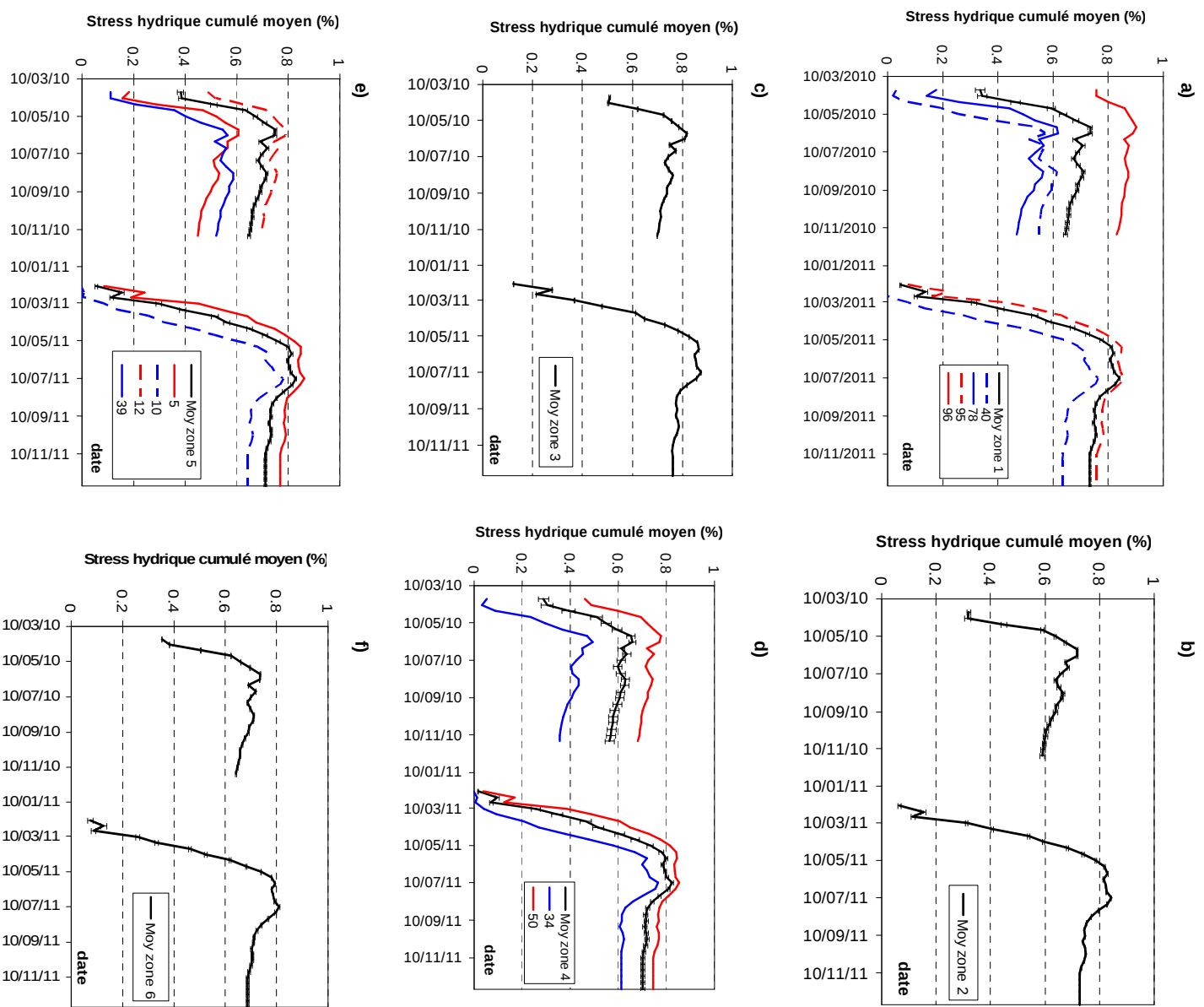


Figure 4-30: Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ moyen par zone aménagée par le constructeur, en 2010 et 2011.

Il existe des intensités de stress hydrique cumulé plus ou moins marquées au sein de chaque zone aménagée (Figure 4-31): une faible hétérogénéité est observée pour les zones de transition (n° 8 et 10). Elle est particulièrement faible en 2011 avec un écart moyen entre les extrema ($\Delta\sigma_{\text{moy}}$) de 15 % (SE = 0,007) en 2010 ($\Delta\sigma_{8\text{moy}_2010}$) et de 3 % (SE = 0,002) ($\Delta\sigma_{8\text{moy}_2011}$) en 2011 pour la zone 8 (Figure 4-31 h), de 22 % (SE = 0,006) ($\Delta\sigma_{10\text{moy}_2010}$) en 2010 et 10 % (SE = 0,005) ($\Delta\sigma_{10\text{moy}_2011}$) en 2011 pour la zone 10 (Figure 4-31 j). L'hétérogénéité est plus marquée surtout en 2010 pour la zone de bords de site (zone 1) ($\Delta\sigma_{1\text{moy}_2010} = 42$ %, SE = 0,03) (Figure 4-31 a), les pelouses thermophiles potentielles (zone 4) ($\Delta\sigma_{4\text{moy}_2010} = 34$ %, SE = 0,012) (Figure 4-31 d), la zone de reboisements (zone 5) ($\Delta\sigma_{5\text{moy}_2010} = 27$ %, SE = 0,014) (Figure 4-31 e) et la zone non semée (zone 9) ($\Delta\sigma_{9\text{moy}_2010} = 69$ %, SE = 0,019) (Figure 4-31 i). Cette dernière montre les plus forts contrastes : le profil 92 montre un stress hydrique cumulé maximal en 2010.



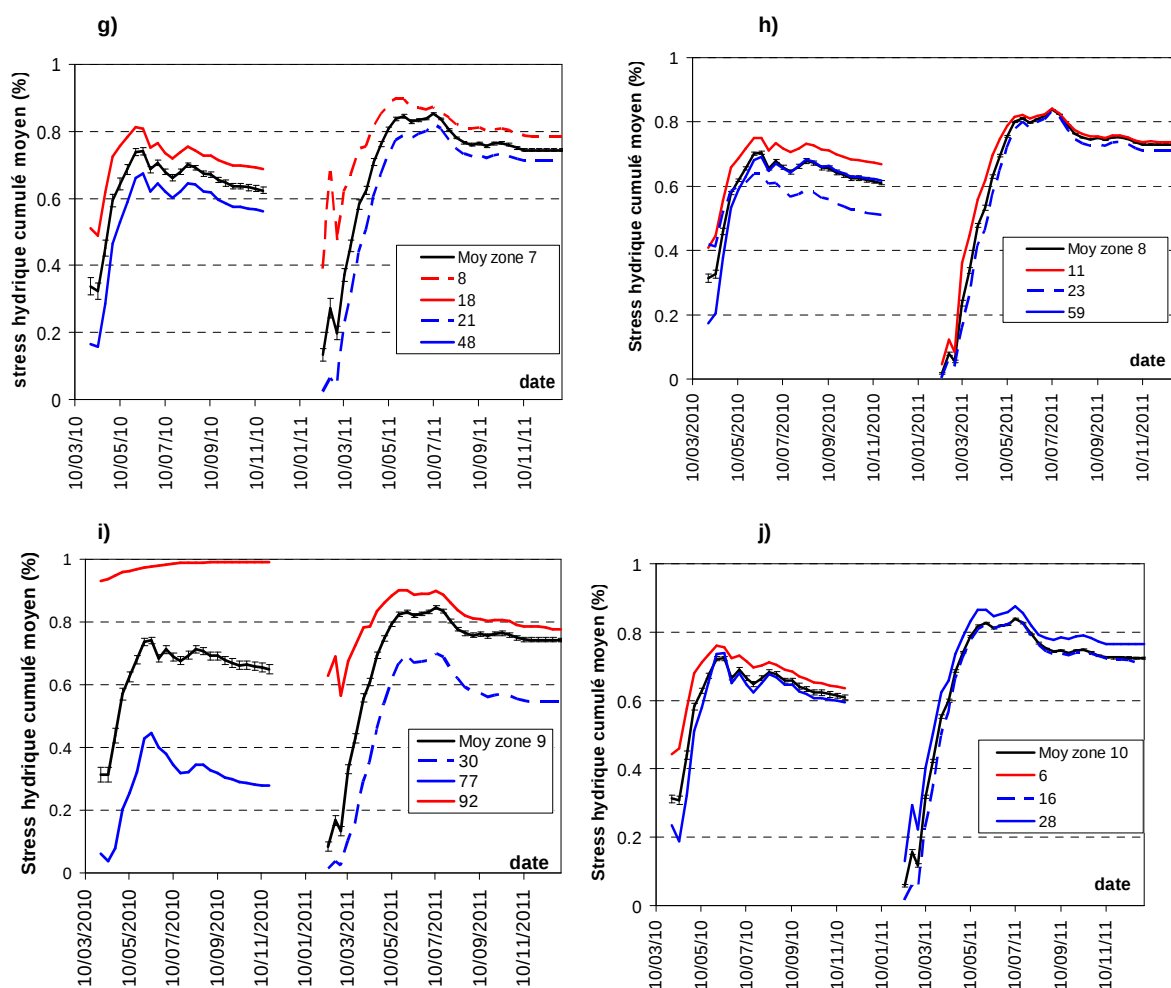


Figure 4-31 : Evolution temporelle du stress hydrique cumulé σ au sein de chaque zone aménagée par le constructeur, en 2010 et 2011. Seules sont représentées pour chaque zone, les courbes significativement différentes de la tendance moyenne (courbes noires) pour chaque zone aménagée (a) zone 1 (zone dérasée) ; (b) zone 2 (mares ou points d'eau temporaire) ; (c) zone 3 (touffes) ; (d) zone 4 (pelouse thermophile potentielle) ; (e) zone 5 (reboisements) ; (f) zone 6 (reboisements de jeunes pieds mycorhizés) ; (g) zone 7 (prairies fleuries) ; (h) zone 8 (zone de transition 1) ; (i) zone 9 (zone non semée) ; (j) zone 10 (zone de transition 2).

4.2.6 Discussion

4.2.6.1 Discussion des résultats

L'étude des propriétés hydrodynamiques des sols a permis de mettre en évidence la faible capacité de stockage en eau des matériaux ainsi que la vitesse élevée de circulation de l'eau dans le sol. Ces deux caractéristiques sont observées pour tous les horizons des profils de sol, et quelles que soient les zones aménagées par le constructeur au sein du Mont-aux-Liens. Les valeurs des conductivités hydrauliques sont conformes aux ordres de grandeur rencontrés pour les sols limoneux (entre 10 cm et 100 cm (Musy et Soutter 1991)). En revanche, les sols identifiés comme argileux montrent des conductivités hydrauliques élevées par rapport à celles attendues : il est possible de supposer qu'une fraction importante de carbonates sous forme de particules fines existe dans la fraction argileuse réelle et augmente significativement la proportion de particules de cette taille sans en posséder les propriétés de rétention en eau, particulièrement pour les horizons H2, H3 et H4.

La validation de l'estimation de la teneur en eau volumique par HYDRUS-1D grâce à des mesures in situ a été réalisée selon deux méthodes : la méthode gravimétrique (réalisée fin janvier 2011) et la

méthode diélectrique. Les résultats de cette démarche nous donnent des résultats contrastés : si la méthode gravimétrique montre que les valeurs fournies par HYDRUS-1D sont relativement bien estimées, la méthode diélectrique est peu concluante, en raison de la trop forte variabilité observée entre les deux méthodes de calibration. Cette méthode ayant fait l'objet de deux campagnes de terrain, ces résultats sont problématiques car ils nous empêchent de conclure définitivement quant à la validité de nos simulations. Cependant, l'évolution de θ au cours du temps ne montre pas de valeurs aberrantes.

Bien que les résultats de la validation des mesures de θ ne soit pas concluants pour l'ensemble des méthodes utilisées, les simulations de θ et h au sein de la zone racinaire, ou sur toute la hauteur des profils, en 2010 et 2011, confirme nos attentes : les conditions hydriques du sol observées en 2010 et en 2011 sont caractéristiques de sols drainants et fortement réactifs vis-à-vis des conditions pluviométriques. Les résultats de l'analyse des flux aux limites du système ont montré que ceux-ci sont dominés par une infiltration verticale bien que de l'évaporation soit également présente sur toute la période de simulation.

La contrainte hydrique de la zone racinaire diminue immédiatement après les épisodes pluvieux tandis que la teneur en eau volumique augmente. L'eau infiltrée est mobilisée rapidement, soit par écoulement vers le fond des profils hors période de croissance, soit par absorption par le couvert végétal. En conséquence, il n'y a pas de zone saturée en eau dans le profil de sol, quelle que soit la localisation du profil dans le Mont-aux-Liens (le fonctionnement hydrologique n'est pas significativement contrasté spatialement en raison de la forte homogénéité des matériaux) et quelle que soit la saison. Les analyses portant sur le stress hydrique du couvert végétal montrent que ce fonctionnement impacte fortement la satisfaction des besoins en eau du couvert végétal : les conditions in situ sont sèches et la demande par le couvert faiblement satisfaite, plus particulièrement au printemps et en début d'été, lorsque la végétation émerge. On observe alors une forte progression du stress hydrique, conjugué à des déficits pluviométriques significatifs pour ces périodes de l'année en 2010 et 2011. Le stress hydrique est maximal et très élevé dès le début de la période estivale et impacte durablement le couvert végétal durant les mois suivants et jusqu'à la fin des périodes de croissance, mois durant lesquels le stress hydrique cumulé ne diminue pas notablement. Cette évolution signifie que le couvert ne prélève que très peu d'eau, malgré de fortes précipitations durant les mois estivaux. Conjuguées aux observations portant sur l'évolution du potentiel matriciel moyen de la zone racinaire sur l'ensemble des profils (le seuil de flétrissement de la végétation étant franchi pour environ un tiers de la période de croissance), ces résultats appuient l'hypothèse selon laquelle le couvert végétal est en partie définitivement desséché. Cette conclusion est difficilement appréciable in situ, dans la mesure où la végétation peut être flétrie mais de façon temporaire, mais surtout parce que nos visites de terrain pendant la période de croissance ne coïncident pas exactement avec le pic de stress hydrique cumulé. Cependant, les inventaires floristiques réalisés nous ont permis de constater le dessèchement progressif de la végétation et donc la présence d'un stress hydrique impactant la végétation in situ. Une partie des eaux météoritiques non utilisées par la fraction de couvert non flétrie s'écoulent rapidement en profondeur conformément aux propriétés hydrodynamiques du sol.

L'analyse portant sur les facteurs impactant la variabilité relative du stress hydrique entre les profils apporte peu de réponse sur le déterminisme de celle-ci. La texture du premier horizon de sol H1 impacterait la disponibilité en eau entre les profils : conformément à nos attentes et conformément aux propriétés hydrodynamiques des sols, l'augmentation de la fraction argileuse et de la fraction sableuse des horizons H1 augmente le stress hydrique. Le type de couvert choisi (« pasture » vs « grass ») ne semble pas déterminant. Ce résultat était attendu : les paramètres de la fonction de Feddes définis pour chaque type de couvert déterminent en partie la transpiration réelle modélisée. Or, les seuils de flétrissement sont identiques pour les deux types de couvert végétal ($h_4 = -8000$ cm) et, bien que les valeurs de h_3 (marquant le début de stress hydrique par manque d'eau) et la valeur h_3' déterminant une transpiration réduite ($< 0,1$ cm) soient différentes ($h_{3\text{grass}} = -300$ cm ; $h_{3\text{pasture}} = -200$ cm ; $h_{3'\text{grass}} = -1000$ cm ; $h_{3'\text{pasture}} = -800$ cm), ces contrastes sont peu marqués. La corrélation négative significative entre la profondeur racinaire en fin de PC, la profondeur totale du profil et l'intensité du stress subit par le couvert est cohérente avec les connaissances selon lesquelles la résistance au stress (et donc la réduction du stress hydrique) est associée à une variété de traits adaptatifs permettant de maximiser le prélèvement de la ressource en eau, par le développement en profondeur de l'appareil racinaire (Chaves et al. 2003).

Ces observations ne sont pas favorables à l'évolution du site en une mosaïque d'habitats contrastant par leurs caractéristiques hydrologiques, telle qu'elle avait été envisagée par le constructeur, et notamment en ce qui concerne l'aménagement de points d'eau temporaires.

4.2.6.2 Discussion autour des méthodes employées pour la paramétrisation du modèle

Les méthodes employées ont principalement fait appel à des données bibliographiques. Ce choix est discutable, car il soulève le problème (i) de la précision des paramètres utilisés pour la description des propriétés hydrodynamiques des sols et du puits racinaire in situ pour produire des résultats représentatifs du fonctionnement hydrologique in situ.

La détermination des propriétés hydriques est fondée sur les classes de textures de la terre fine déterminées sur des échantillons de sols prélevés in situ. Nous n'avons pas réalisé de mesures in situ des capacités de rétention du sol permettant de rendre compte de variations ponctuelles pouvant être liées aux éléments grossiers en raison de la difficulté rencontrée lors des prélèvements d'un nombre réduit de cylindres pour les mesures de masse volumique apparente (sol compacté et présence d'éléments grossiers) et du grand nombre de profils de simulation. L'évaluation de la teneur en éléments grossiers semble néanmoins indispensable pour évaluer la justesse de notre démarche : en effet, les travaux de Tetegan et al. (2011) ont montré que les éléments grossiers calcaires sont poreux et participent significativement au stockage de l'eau. Considérer uniquement la terre fine pour la définition des propriétés de rétention du sol conduit, d'après ces auteurs, à une sous-estimation de la réserve utile de 20 % à partir de 30 % d'éléments grossiers. Cette sous-estimation pourrait être observée pour les profils dont l'épaisseur H1 est supérieure à 20 cm. Pour les profils présentant un H1 d'épaisseur inférieure à 10 cm, la situation est davantage celles des sols crayeux, avec une surestimation réduite (4,3 % pour 30 % d'éléments grossiers).

La paramétrisation du puits racinaire nécessite tout d'abord de définir les paramètres de la fonction de stress hydrique : ces paramètres sont propres à chaque espèce. Deux types de couverts « pasture » et « grass », dont les paramètres sont prédéfinis et renseignés dans la banque de données de HYDRUS-1D ont été utilisés. Ce choix repose sur le fait que la traduction du preferendum hydrique de chaque espèce sauvage inventoriée in situ en des variables quantitatives de potentiels matriciels est apparu difficile : de telles valeurs ne figurent pas dans la bibliographie à notre connaissance et cette approximation semble le meilleur compromis.

Afin de paramétrer au mieux le taux d'extraction maximum par le couvert, Sp , il serait nécessaire d'améliorer la paramétrisation de la profondeur d'enracinement et de la densité racinaire. En effet, les valeurs de profondeurs racinaires ne sont pas pleinement représentatives de l'enracinement in situ car (i) certaines espèces recensées in situ ne sont pas renseignées dans la littérature pour ce critère, et (ii) les valeurs bibliographiques sont mesurées dans des conditions potentiellement très différentes des conditions expérimentales de notre étude, qui peuvent impacter ces traits physiologiques (nature du substrat, présence d'éléments grossiers, état physiologique) (Clark et al. 2003, Whitmore et Walley 2009). Cependant, mesurer ces paramètres in situ nécessiterait de faire face à certaines contraintes liées aux conditions environnementales in situ : l'étude d'un couvert herbacé plurispécifique, se développant sur un sol compacté, d'épaisseur variable, et sur une grande superficie.

L'amélioration de la paramétrisation de la transpiration et de l'évaporation suggère de discuter de la méthode d'estimation du LAI. La méthode proposée par HYDRUS-1D à partir de la proportion de sol couvert par chaque espèce a été utilisée car elle permettait d'une part de prendre en compte l'ensemble des espèces recensées au sein de chaque quadrat et d'autre part de rattacher les valeurs de LAI calculées aux traits de diversité biologique mesurés in situ pendant les périodes d'inventaires. Les ordres de grandeurs obtenus par cette méthode surestiment le LAI par relevé si l'on se base sur les valeurs de référence du LAI de Canisius et al. (2010) obtenues par télédétection, qui mentionnent des ordres de grandeur pour les couverts prairiaux est de 2,3 à 4,8. En revanche, si l'évaluation à petite échelle du LAI pour des prairies d'espèces sauvages, sans espèces ligneuses réalisées par Pocock et al. (2010) montre également une valeur moyenne à 4,3, il est aussi précisé que la gamme de variation est plus importante que précédemment (l'écart interquartile s'étend de 2,6 et 5,5, et la gamme de variation complète est comprise entre 0,35 et 9,95 pour les prairies pâturées) et concorde avec nos estimations. D'après ces auteurs, l'estimation du LAI par la mesure de la taille des trous dans le couvert ou (« gap fraction method ») représente une alternative particulièrement intéressante pour améliorer la représentativité du couvert végétal modélisé par HYDRUS-1D tout au long de la période de croissance : elle a l'avantage d'estimer la contribution au LAI global mesuré à l'échelle de la communauté végétale de chaque espèce herbacée. L'estimation est rapide et non destructive contrairement aux méthodes directes (Breda 2003). Cette méthode tient également compte de la hauteur du couvert végétal (intervenant dans le calcul de la résistance aérodynamique, utilisée pour le calcul de l'ETp) et permettrait ainsi sa mesure in situ et régulièrement au cours du temps. Nous avons estimé cette variable ponctuellement, pendant nos inventaires floristiques et grâce à des données bibliographiques. Notre méthode présente l'inconvénient de définir une hauteur de couvert sans variations progressives au cours du temps.

4.3 Conclusion du chapitre 4

Ce chapitre 4 a permis de caractériser le fonctionnement hydrologique du Mont-aux-Liens aux cours de deux années, 2010 et 2011. Les analyses ont permis de mettre en évidence un certains nombre de points clefs.

- Tout d'abord, le Mont-aux-Liens se caractérise par une forte homogénéité pédologique sur l'intégralité de sa superficie. Le biotope est dominé par un sol de texture limono-sablo-argileuse fortement carbonatée, sur presque l'intégralité du site, surplombant des calcaires du Gâtinais. Le seul facteur de variation remarqué est la profondeur de sol.
- Ces caractéristiques impactent fortement le fonctionnement hydrologique du Mont-aux-Liens : l'étude de la variations des paramètres hydrique h et θ en fonction du temps (t) et de la profondeur (z), met en évidence l'existence d'un système dominé par les écoulements verticaux, s'humidifiant rapidement en présence de fortes précipitations, mais s'asséchant également rapidement en période de sécheresse. Le système demeure insaturé sur toute la période de simulation, en période hivernale (période de recharge des nappes souterraines profondes grâce aux précipitations) comme en période estivale, et sur toute la zone d'étude. Les variations, de faible intensité, observées entre zones aménagées ne rendent en effet pas compte d'un fonctionnement hydrologique diversifié au sein du site.
- En conséquence, le stress hydrique cumulé ressenti par le couvert végétal est élevé et durable sur tout le site. Il s'intensifie rapidement pendant la croissance de la végétation, période durant laquelle les besoins en eau sont très élevés. Le niveau atteint au début de l'été est critique et son évolution jusqu'à la fin des périodes de croissance traduit un flétrissement permanent du couvert. Il est peu variable sur le site, moins intense lorsque les profondeurs racinaire et du profil de sol augmentent.
- Le travail présenté dans ce chapitre pose les bases de l'utilisation d'un outil de modélisation mécaniste pour l'étude des milieux-semi-naturels, utilisé plus classiquement pour l'étude du fonctionnement hydrologique des milieux agricoles. Des simplifications ont donc été nécessaires pour l'étape de paramétrisation, particulièrement pour la représentation du puits racinaire. Une réflexion a été initiée pour améliorer la représentativité du couvert végétal modélisé (estimation du LAI, ..).

D'après nos résultats, et dans les conditions de notre étude, l'eau est un facteur limitant fortement et uniformément le développement de la végétation sur l'ensemble du site. Dans la mesure où il est établi que les variations spatiales et temporelles des paramètres environnementaux déterminent la distribution des communautés végétales et plus largement la biodiversité végétale, particulièrement aux abords des infrastructures routières, il apparaît pertinent de s'interroger sur la composition de la biodiversité du site en 2010 et 2011, son organisation spatiale en communautés et la place du déterminisme environnemental dans cette structuration, mais également sur l'existence de stratégies adaptatives en lien avec ce déterminisme et d'y mesurer la place de la disponibilité de la ressource en eau. Cette réflexion sera l'objet du chapitre 5.

CHAPITRE 5 : MODELISATION DE LA BIODIVERSITE VEGETALE AU SEIN D'UN AMENAGEMENT PAYSAGER AUTOROUTIER (A19), AU CŒUR D'UNE ZONE D'AGRICULTURE INTENSIVE.

5.1 Paramétrisation du modèle de niche écologique.

5.1.1 Définition du système et des périodes de simulation

Le système étudié correspond aux 88 relevés pour lesquels l'étude du fonctionnement hydrologique grâce au logiciel HYDRUS-1D (chapitre 4), et les inventaires floristiques, ont été réalisés en 2010 et 2011 (chapitre 3).

Les résultats des simulations sous HYDRUS-1D et les données floristiques des quadrats d'inventaires, sont utilisés successivement pour :

- la définition des communautés végétales (Etape « assemblage »). Les 96 quadrats d'inventaires floristiques sont utilisés pour définir les communautés statistiquement observées en 2010 et 2011, indépendamment des prédicteurs environnementaux.
- la calibration du modèle (Etape « Préviation ») : 88 des 96 quadrats ont été décrits à l'aide de variables environnementales (paragraphe 5.1.4.1). Soixante-dix pourcents de ces 88 quadrats sont choisis aléatoirement et utilisés pour définir les paramètres des lois de probabilité de présence des communautés, à l'aide des prédicteurs environnementaux adéquats (paragraphe 5.1.4.2).
- la validation du modèle : il s'agit de confronter les résultats produits par le modèle de chaque communauté, avec les distributions des communautés statistiques issues de l'étape « Assemblage ». Cette étape est réalisée sur les 30 % des 88 quadrats restants (paragraphe 5.1.4.1).

5.1.2 Détermination des traits de biodiversité de composition utilisés

Deux matrices de paramètres de diversité de composition ont été construites à partir des données d'inventaires floristiques récoltées in situ (chapitre 3 paragraphe 3.3.1.1) : les matrices « Présence/Absence » (P/A) des espèces, et les matrices « Recouvrement » des espèces. Ces matrices ont été utilisées pour analyser la similarité des relevés entre eux. Les résultats de cette analyses montrent que la discrimination des relevés entre eux repose principalement sur la présence ou l'absence de certaines espèces dans les relevés et peu sur leur recouvrement au sein des quadrats (Tableau 5-1) (les valeurs du χ^2 montre que les relevés sont très semblables du point de vue de l'abondance de chaque espèce). Les relevés sont donc dominés par des espèces très recouvrantes et présentes dans un grand nombre de quadrats. La variabilité entre quadrat provient de la présence d'espèces peu abondantes au sein de chaque quadrat et peu représentée au sein du groupe de quadrats. Le niveau de similarité entre les relevés en 2010 est confirmé par les résultats de 2011. L'utilisation de la matrice P/A donne donc une meilleure estimation statistique des communautés présentes sur le site.

Tableau 5-1 : Analyse de la similarité S des quadrats d'inventaires floristiques (SE =Standard Error) .

	2010	2011
<i>Matrice Présence/Absence</i>		
Indice : Jaccard S		
S_{moy}	0,239 ; SE = 0,002	0,217; SE = 0,002.
S_{max}	0,846	0.857
S_{min}	0	0
<i>Matrice Recouvrement</i>		
Indice : χ^2 similarité (probabilité)		
χ^2_{moy}	0,967 ; SE < 0,001	0,971 ; SE < 0,001
χ^2_{max}	0,996	0,995
χ^2_{min}	0,93	0,943

De plus, l'utilisation des données de présence / absence donne une estimation plus robuste de la fidélité des espèces aux communautés (chapitre 3 paragraphe 3.1.3.2.4) que celle donnée par l'utilisation de l'abondance d'après Chytry et al. (2002) car la détermination des communautés est moins affectée par les fluctuations temporelles rencontrées dans le cas de l'estimation de l'abondance et par le biais lié à l'observateur.

5.1.3 Assemblage des relevés en communautés

5.1.3.1 Influence des espèces rares sur la classification des relevés

Certaines espèces (13 espèces en 2010 et 16 espèces en 2011) ne sont présentes que dans un seul quadrat. Il est nécessaire de savoir si ces espèces « rares » sont déterminantes dans l'assemblage des relevés en communautés, ou si leur présence n'a aucune influence sur celui-ci. Dans ce dernier cas, ne pas considérer ces espèces permet de diminuer le « bruit » qui leur est lié dans l'étape d'assemblage et d'améliorer la détermination statistique des communautés.

Pour chaque année d'étude, deux classifications des relevés ont été réalisées selon la méthode détaillée dans le paragraphe 3.1.3.2.2 (chapitre 3). La première est issue de la matrice de Présence/Absence brute comprenant toute les espèces inventoriées ; la seconde est issue de la matrice de Présence/Absence excluant les espèces présentes dans un seul relevé floristique. Les classifications sont ensuite confrontées à chaque niveau de partition (K), pour chaque année (2010 et 2011), et évaluées grâce à l'indice modifié de Rand (R) (Rand 1971, Hubert et Arabie 1985).

$$R(P; P') = \frac{n_1 + n_2}{n(n-1)/2}$$

Équation 5-1

avec P et P' les deux partitions testées (P la partition avec toutes les espèces, et P' la partition sans les espèces rares), n_1 le nombre d'accords positifs où deux relevés appartiennent au même groupe dans P et P', n_2 le nombre d'accords négatifs où deux relevés appartiennent à 2 groupes différents, n le nombre total de paires. Cet indice permet d'estimer la concordance des classifications en calculant le pourcentage de paires en accord. L'indice R prend la valeur « 1 » quand les partitions sont identiques au niveau de partition K, et vaut « 0 » lorsqu'elles sont totalement différentes.

Les classifications hiérarchiques sans les espèces rares sont différentes de celles réalisées avec toutes les espèces, en 2010 comme en 2011 (Figure 5-1) : elles sont identiques à plus de 90 % ($R \geq 0,9$) à partir de la partition n° 38 ($K = 38$) en 2010 (Figure 5-1a), et à partir de la partition n° 54 ($K = 54$) en 2011 (Figure 5-1b), ce qui traduit un fort impact des espèces « rares » sur la hiérarchisation des relevés d'après la similarité de leur composition spécifique. L'étape « Assemblage » est donc réalisée à partir des matrices de similarité prenant en compte toutes les espèces initialement recensées.

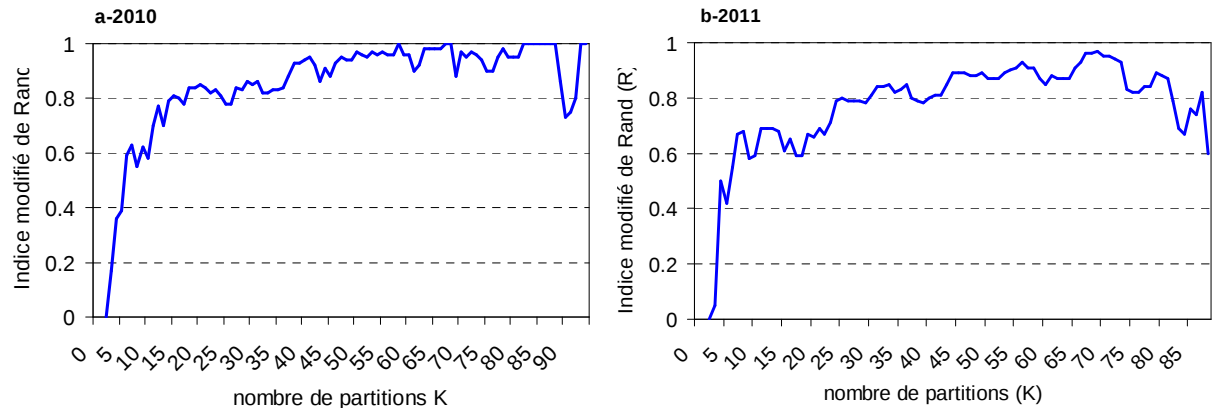


Figure 5-1: Relation $R(K)$ pour les classifications avec et sans filtre des espèces rares (présentes dans moins d'un quadrat), en 2010 (a) et 2011 (b)

5.1.3.2 Détermination du seuil de fidélité statistique

Il est nécessaire, pour choisir le niveau de partition K optimal, de définir le niveau de fidélité de chaque espèce i à chaque groupe X (Fid_{i_Gx}). Ce niveau de fidélité est influencé par le seuil de fidélité statistique (P -value) choisi par l'expérimentateur (Tichy et al. 2010). Afin de connaître le seuil statistique (P -value) le plus approprié pour notre étude, nous avons déterminé, pour 4 valeurs de seuil (0,05 ; 0,01 ; 0,001 ; 0,0001), les paramètres permettant de vérifier les hypothèses de choix du nombre de partitions (chapitre 3 paragraphe 3.1.3.2.3) : le nombre total d'espèces significatives parmi les groupes (N_{diag_tot}) (hypothèse 3), le nombre de groupes sans espèces diagnostiques propres ($N_{groupes_nul}$) (hypothèse 3), le nombre de clusters avec plus de 2 espèces diagnostiques propres ($N_{groupe_diag>2}$) (hypothèse 4). Une valeur la plus faible possible pour P -value permettra d'accroître la significativité de la fidélité des espèces aux clusters.

5.1.4 Détermination des prédicteurs environnementaux des communautés statistiques

5.1.4.1 Le choix des relevés

La calibration et la validation des modèles de distribution de chaque communauté ont été réalisées de façon aléatoire, sur la base de 70 % des 88 relevés pour lesquels les paramètres environnementaux (soit 61 relevés) pour la calibration, et sur la base de 30 % pour la validation (soit 27 relevés) (Figure 5-2).

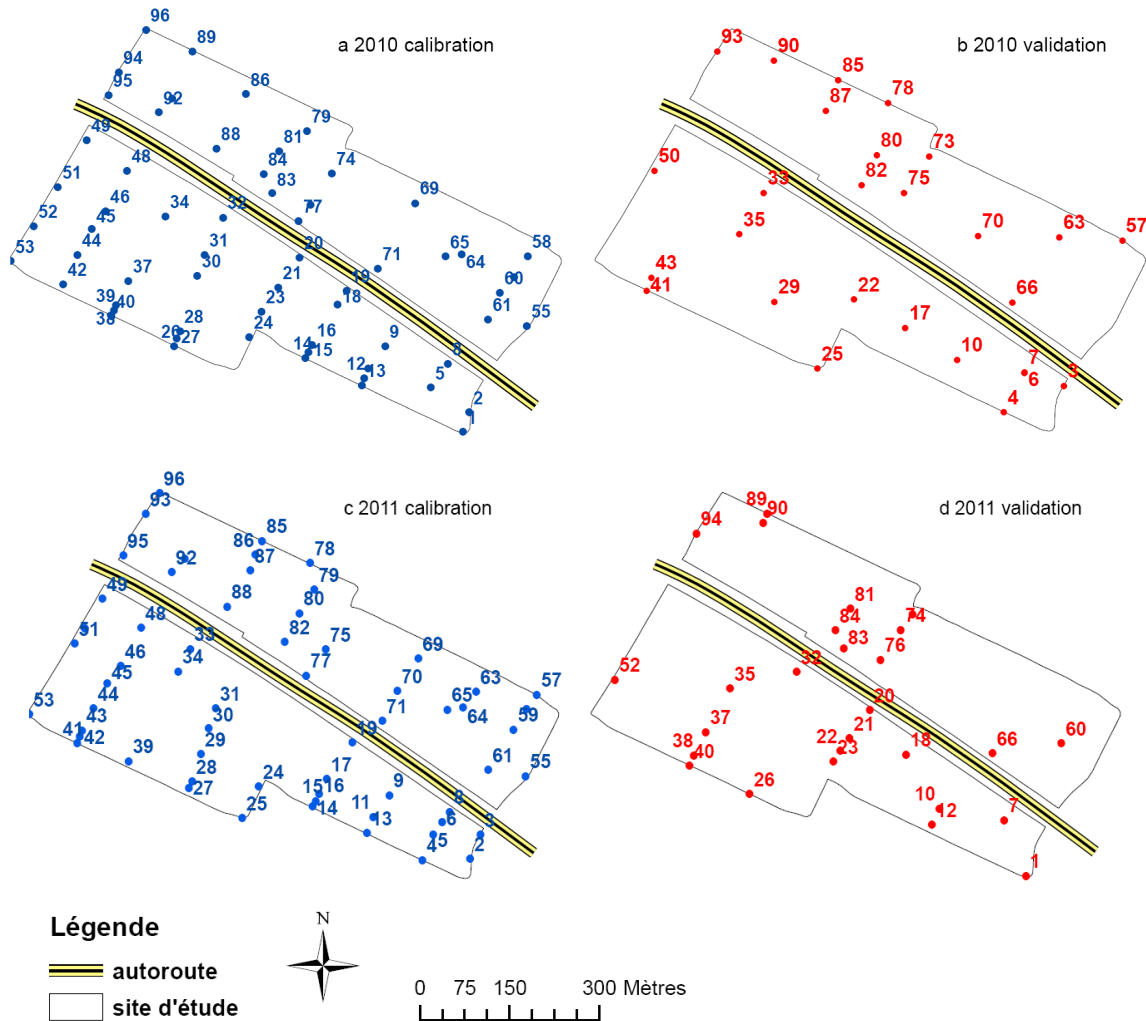


Figure 5-2 : Distributions spatiales des relevés utilisés pour la calibration des modèles de distribution spatiale en 2010 (a) et 2011 (c) et leur validation en 2010 (b) et 2011 (d).

5.1.4.2 Les prédicteurs testés

Vingt-trois paramètres environnementaux ont été testés : il s'agit d'une part, des paramètres issus de l'analyse physicochimique de l'horizon H1 (chapitre 3 paragraphes 3.2.5 et 3.3.2.2), de paramètres caractérisant les capacités de rétention du sol en eau et la disponibilité de la ressource en eau pour le couvert, de données de localisation géographique, et de sorties annuelles obtenues sous HYDRUS-1D (Tableau 5-2). Les corrélations 2 à 2 entre ces paramètres ont été testées (corrélation de Spearman, $P < 0,05$) : en effet, les paramètres prédicteurs de la présence d'une communauté ne doivent pas être corrélés entre eux. Les paramètres environnementaux expliquant le plus la distribution de chaque communauté sont choisis pour construire le modèle, en utilisant le critère du plus fort D^2 (chapitre 3 paragraphe 3.1.3.3.2).

La significativité de la participation de chaque paramètre au modèle GLM est testée sous sa forme simple et sous sa forme quadratique. Seuls les facteurs dont la participation est significativement inférieure à 0,05 ($P = 0,05$) sont conservés.

Tableau 5-2 : Paramètres testés comme prédicteurs environnementaux

	2010	2011
Paramètres chimiques	- Ct = carbone total (g.kg⁻¹) - Nt = azote total (g.kg⁻¹) - pH (-) - CaCO₃ = carbonate de calcium (g.kg⁻¹) - P₂O₅ = phosphore (g.kg⁻¹) - CEC = Capacité d'échange cationique (cmol.kg⁻¹) - Na = Sodium (g.kg⁻¹) - Ca = Calcium (g.kg⁻¹)	
Caractéristiques physiques	- ProfH1= profondeur de l'horizon H1 (cm) - D_{app} = densité apparente de l'horizon H1 (g.cm⁻³). - %A = fraction en argile (%) - %L = fraction en limons (%) - %S = fraction en sable (%) - CE = conductivité électrique (mS.m⁻¹)	
Sorties d'Hydrus	- $\sigma_{moyPC2010}$ = stress hydrique moyen cumulé sur la période de croissance (-) - $\theta_{moyPC2010}$ = teneur en eau volumique moyenne de l'horizon H1 sur la période de croissance (-)	- $\sigma_{moyPC2011}$ = stress hydrique moyen cumulé sur la période de croissance (-) - $\theta_{moyPC2011}$ = teneur en eau volumique moyenne de l'horizon H1 sur la période de croissance (-)
Caractéristiques de la capacité de rétention en eau du sol	- Ksat = conductivité hydraulique (cm.j⁻¹) - θ_r = teneur en eau volumique résiduelle (-) - θ_s = teneur en eau volumique à saturation (-) - α (cm⁻¹)	
Caractéristique de disponibilité de la réserve en eau pour le couvert	- RU₂₀₁₀ = réserve utile sur la zone racinaire moyenne pendant la période de croissance (cm)	- RU₂₀₁₁ = réserve utile sur la zone racinaire moyenne pendant la période de croissance (cm)
Paramètre de géolocalisation des relevés	- DISTA19 = distance du relevé à l'autoroute A19 (m)	

5.2 Résultats

5.2.1 Analyse de la biodiversité végétale spécifique du Mont-aux-Liens.

5.2.1.1 Biodiversité spécifique quantitative

5.2.1.1.1 *La richesse spécifique (α -diversité).*

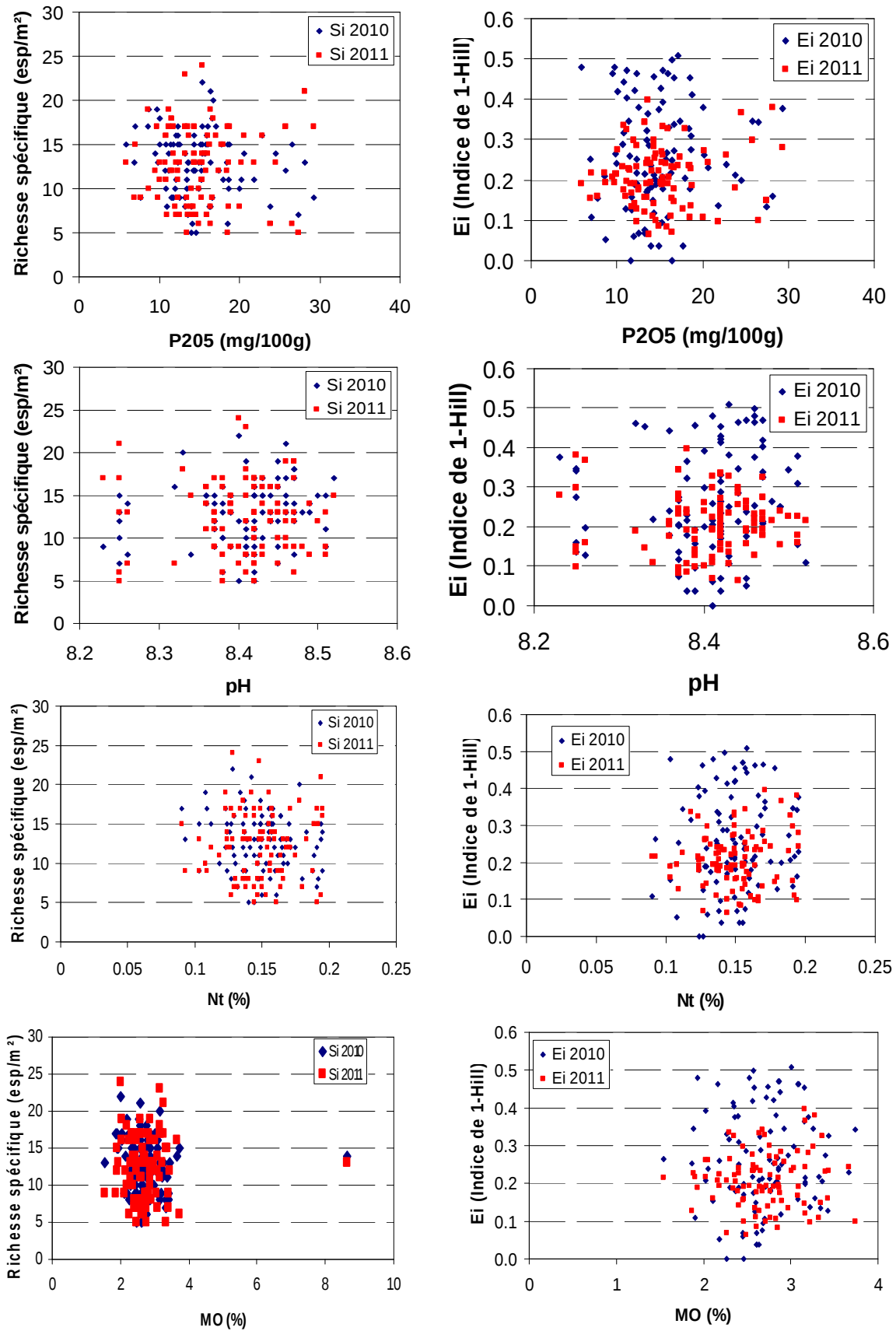
- La richesse spécifique totale du Mont-aux-Liens est stable entre les deux années ($S_{tot_2010} = 66$; $S_{tot_2011} = 67$).
- La densité spécifique moyenne par m² est stable entre 2010 et 2011 ($Si_{2010} = 12,7$ esp/m², SE = 0,4 ; $Si_{2011} = 12,3$ esp/m², SE = 0,4 ; Test de Mann-Whitney, P = 0,504), et ne présente pas de distribution spatiale particulière au sein du Mont-aux-Liens (Corrélation de Spearman entre S_i et les distances latérale à l'autoroute et longitudinale, $R^2_{2010-lat} = 0,177$; $R^2_{2010-long} = -0,130$; $R^2_{2011-lat} = 0,002$; $R^2_{2011-long} = 0,032$; P > 0,05, N = 96).
- La valeur moyenne de l'indice E_i pour le Mont-aux-Liens en 2010 ($E_{i2010} = 0,257$, SE = 0,014) est significativement plus élevée que celle de 2011 ($E_{i2011} = 0,207$, SE = 0,008) (Test Mann-Whitney, P = 0,009), mais ne présente pas d'organisation spatiale particulière au sein du site d'étude (Corrélation de Spearman $R^2_{2010-lat} = -0,075$; $R^2_{2010-long} = -0,180$; $R^2_{2011-lat} = -0,095$; $R^2_{2011-long} = 0,005$; P > 0,05, N = 96).

L'évolution de la diversité spécifique quantitative, entre la deuxième année (2010) et la troisième année (2011) qui suivent la construction du Mont-aux-Liens, est limitée : elle réside dans l'évolution du recouvrement des espèces et non dans celle de la richesse et de la densité spécifiques. La diminution d'Ei entre 2010 et 2011 traduit une baisse de diversité entre les deux années, en raison d'une extension du couvert de certaines espèces, au détriment d'autres qui sont toujours observées mais avec une abondance moindre.

5.2.1.1.2 Déterminisme abiotique de l' α -diversité

Les résultats de l'étude du déterminisme de l' α -diversité montre l'absence de corrélation entre, les mesures de la diversité spécifique quantitative en 2010 et 2011 (S_i , E_i) et les paramètres chimiques (P_2O_5 , pH, Nt, MO, $CaCO_3$) d'une part, S_i , E_i et les paramètres physiques d'autre part (RU, σ_{moyPC} , θ_{moyPC} , D_{app} , α , θ_r , θ_s) (Figure 5-3). Seule la profondeur de l'horizon H1 (ProfH1) montre une légère corrélation positive avec la densité spécifique en 2011 ($R^2 = 0,240$, $P < 0,05$) : la densité spécifique est plus élevée dans les zones de plus forte profondeur de l'horizon H1 pour la deuxième année d'échantillonnage.

La diversité quantitative spécifique (notamment E_i) n'est pas expliquée par les paramètres abiotiques mesurés in situ ou résultant du travail de modélisation du fonctionnement hydrologique sous HYDRUS-1D. Il n'existe pas de facteur écologique testé expliquant l'évolution du recouvrement en 2011. Il n'existe pas de réponse de la diversité quantitative spécifique à l'application d'un stress hydrique plus fort en 2011.



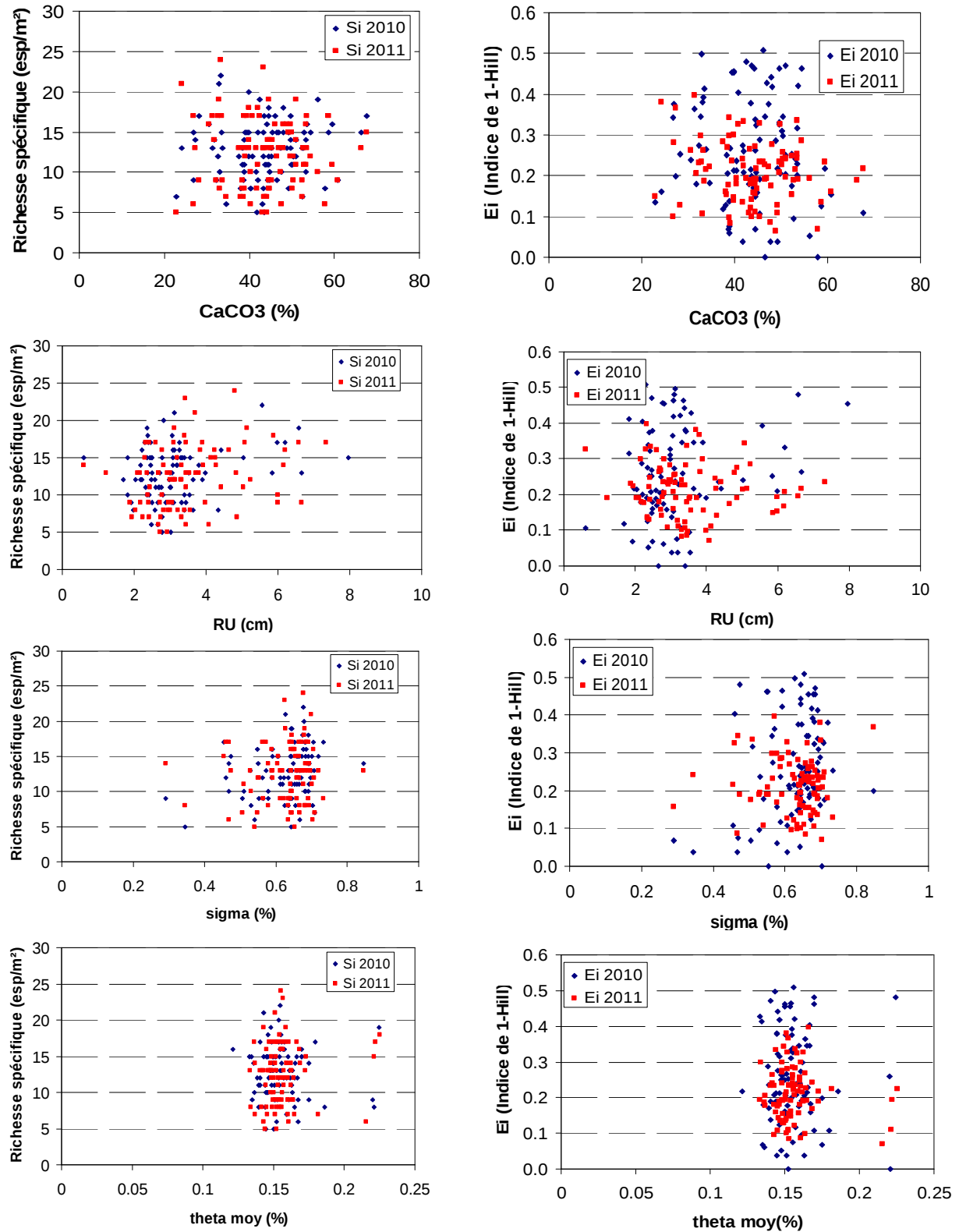


Figure 5-3 : Relation entre la richesse spécifique par m² (Si), l'équitabilité par m² (Ei) et les paramètres chimiques (pH, CaCO₃= carbonate de calcium (%), MO=matière organique (%), Nt =azote totale (%), P₂O₅= phosphate assimilable (%)) de l'horizon H1 en 2010 et 2011, et les paramètres physiques (theta moy= teneur en eau moyenne sur la période de croissance sur la zone racinaire, sigma= stress hydrique moyen de la période de croissance, RU de la zone racinaire totale).

5.2.1.2 Biodiversité spécifique qualitative

5.2.1.2.1 Présentation des espèces recensées

Le cortège est assez stable pendant notre période d'étude : les espèces recensées en 2010 et en 2011 représentent 71 % du nombre d'espèces totales recensées sur le site pendant notre étude (soit 56 espèces) (Tableau 5-3). Dix espèces recensées en 2010 ne sont pas observées en 2011. Onze espèces sont uniquement observées en 2011. Les espèces observées sont toutes indigènes en région Centre et non protégées aux échelles régionale et nationale, à l'exception (i) d'une espèce accidentelle, (*Avena sativa*), (ii) de deux espèces naturalisées (*Conyza canadensis*, *Veronica persica*), (iii) d'une espèce typiquement cultivée (*Chrysanthemum leucanthemum*) (Tableau 5-3). Les espèces observées sont issues des semis réalisés par l'aménageur, lors de la construction du site, à hauteur de 24,7 % des espèces observées en 2010 et de 22,1 % en 2011.

Tableau 5-3 : Présentation des espèces inventoriées en 2010 et 2011. La colonne « Origine » signale la provenance des espèces : les espèces issues des semis de 2008 sont signalées par « s », celles non issues de ces semis sont signalées par « ns ». Le statut régional se décompose en « Indigène » (Ind), « Accidentel » (Acc), « cultivé » (Cult), « Naturalisé » (Nat) et « non renseigné » (-). Le statut de protection régional est signalé par NP quand l'espèce n'est pas protégée par la réglementation en région Centre, et par (-) quand ce statut n'est pas précisé.

Espèces inventoriées	2010	2011	Origine	Statut régional	Protection régionale
<i>Achillea millefolium</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Alopecurus myosuroides</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Anagallis arvensis</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Anthyllis vulneraria</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Artemisia vulgaris</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Atriplex patula</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Avena sativa</i>		x	ns	Acc	NP
<i>Bromus mollis</i>	x	x	ns	-	-
<i>Bromus Sterilis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Centaurea cyanus</i>	x		s	Ind	NP
<i>Cerastium glomeratum</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Cheiranthus allionii</i>	x		s	-	-
<i>Chenopodium album</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	x	x	s	Cult	NP
<i>Cirsium arvense</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Cirsium vulgare</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Convolvulus arvensis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Conyza canadensis</i>		x	ns	Nat	NP
<i>Coronilla varia</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Crepis pulchra</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Crepis sancta subsp. Nemausensis</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Crepis setosa</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Dactylis glomerata</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Daucus carotta</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Elytrigia repens</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Epilobium tetragonum</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Erodium cicutarium</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Festuca arundinacea</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Festuca ovina</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Festuca rubra</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Galium aparine</i>	x	x	ns	Ind	NP

<i>Geranium pulsilum</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Geranium robertianum</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Hypochaeris radicata</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Iberis sp</i>	x	x	ns	-	-
<i>Lactuca serriola</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Lamium amplexicaule</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Linaria repens</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Linum bienne</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Lolium perenne</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Lotus corniculatus</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Matricaria perforata</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Medicago lupulina</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Medicago sativa</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Melilotus officinalis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Myosotis arvensis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Onopordon acanthium</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Papaver rhoas</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Phleum pratense</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Picris echioides</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Picris hieracioides</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Plantago lanceolata</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Plantago major</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Poa annua</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Poa trivialis</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Polygonum aviculare</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Reseda lutea</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Rumex crispus</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Rumex obtusifolius</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Sanguisorba minor</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Senecio jacobae</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Senecio vulgaris</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Silene latifolia</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Sinapis arvensis</i>	x		ns	Ind	NP
<i>Sonchus arvensis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Sonchus asper</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Stellaria media</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Taraxacum officinalis</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Torilis arvensis</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Trifolium pratense</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Trifolium repens</i>	x	x	s	Ind	NP
<i>Veronica arvensis</i>		x	ns	Ind	NP
<i>Veronica hederifolia</i>	x	x	ns	Ind	NP
<i>Veronica persica</i>	x	x	ns	Nat	NP
<i>Veronica polita</i>	x	x	ns	Ind	NP

5.2.1.2.2 Comportements individuels des espèces.

Les espèces souvent observées (présentes dans plus de 30% des relevés) sont peu nombreuses (Freq[30-80]₂₀₁₀ = 0,24 ; Freq[30-80]₂₀₁₁ = 0,23). Les espèces sont principalement présentes dans moins de 10 % des relevés (Freq[0-10]₂₀₁₀ = 0,44 ; Freq[0-10]₂₀₁₁ = 0,50) : *Linum bienne*, *Coronilla varia* ...) (Figure 5-4).

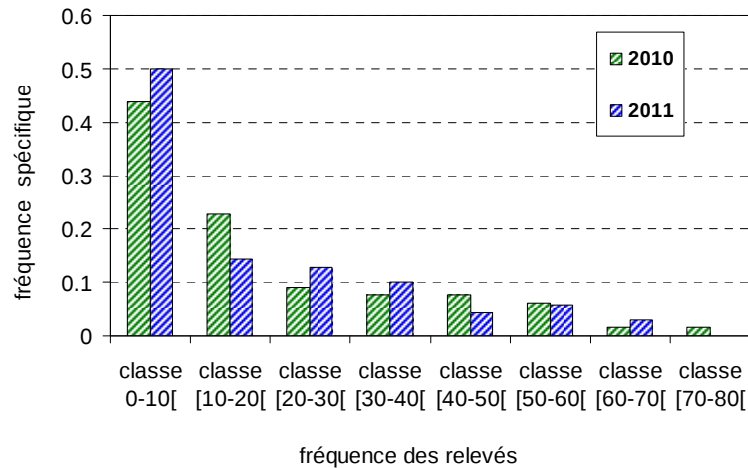


Figure 5-4 : Diagramme de fréquence des espèces recensées en 2010 et en 2011 parmi les 96 relevés floristiques au sein du Mont-aux-Liens. La classe [0-10[regroupe les espèces présentes entre 0 et 10% des relevés floristiques, la classe [10 ; 20[, entre 10 et 20% des relevés floristiques, et ainsi de suite pour les autres classes.

Le changement d'occupation des espèces entre les deux années d'étude a été calculé pour 56 des espèces recensées (test McNemar, chapitre 3 paragraphe 3.3.1.3) (Newton et al. 2012), les 21 espèces restantes étant insuffisamment présentes dans le jeu de données pour pouvoir appliquer ce test (Tableau 5-4). Seules 20 espèces montrent des changements significatifs de leur distribution spatiale : 9 espèces occupent plus de relevés en 2011 qu'en 2010 et 11 espèces occupent moins de relevés en 2011 qu'en 2010. L'espèce pour laquelle l'expansion est la plus marquée ($\Delta n > 20$, soit 21,3 % de relevés en plus occupés au minimum) est *Picris hieracioides*. L'augmentation maximale du nombre de relevés occupés est de 24,5 %. Les espèces pour lesquelles la régression est la plus marquée ($\Delta n < -20$) sont, par ordre croissant, *Polygonum aviculare*, *Lolium perenne*, *Stellaria media*. La régression maximale est élevée ($\Delta n = -46$) et concerne 49 % du nombre total de relevés.

Tableau 5-4 : Changement d'occupation des relevés par les espèces entre 2010 et 2011. « P » est la valeur P-value du test de McNemar déterminant la significativité du changement du nombre de relevés occupés ; 1,1 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 et 2011 ; 1,0 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 mais pas en 2011 ; 0,1 = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2011 mais pas en 2010 ; 0,0 = nombre de relevés où les espèces sont absentes en 2010 et 2011 ; n_{2010} = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2010 ; n_{2011} = nombre de relevés où les espèces sont présentes en 2011 ; Δn = nombre de relevés de changement de statut d'occupation entre 2010 et 2011. Les espèces sont classées en « espèces en expansion » ($\Delta n > 0$), « espèces en régression » ($\Delta n < 0$), en espèces stables ($\Delta n = 0$). Seules les espèces en gras montrent un changement d'occupation significatif. Les deux classes « espèces en expansion non testées » et « espèces en régression non testées » présentent les espèces pour lesquelles le test de McNemar n'a pu être appliqué en raison d'un nombre trop réduit de relevés dans lesquels les espèces sont présentes.

espèces	P	1,1	1,0	0,1	0,0	n_{2010}	n_{2011}	Δn
Espèces en expansion								
<i>Picris hieracioides</i>	<0.001	31	3	26	36	34	57	23
<i>Cirsium vulgare</i>	<0.001	4	4	23	65	8	27	19
<i>Convolvulus arvensis</i>	<0.001	0	2	20	74	2	20	18
<i>Crepis setosa</i>	<0.001	0	1	18	77	1	18	17
<i>Coronilla varia</i>	0.003	0	1	13	82	1	13	12
<i>Festuca arundinacea</i>	0.001	43	0	12	41	43	55	12
<i>Sonchus asper</i>	0.045	5	9	21	61	14	26	12
<i>Plantago lanceolata</i>	0.029	30	5	16	45	35	46	11
<i>Achillea millefolium</i>	0.024	40	3	13	40	43	53	10
<i>Festuca ovina</i>	0.112	7	11	21	57	18	28	10
<i>Lactuca serriola</i>	0.066	9	5	14	68	14	23	9
<i>Cirsium arvense</i>	0.211	19	8	15	54	27	34	7
<i>Bromus mollis</i>	0.077	6	1	7	82	7	13	6
<i>Medicago sativa</i>	0.114	11	2	8	75	13	19	6
<i>Veronica polita</i>	0.114	1	2	8	85	3	9	6

Myosotis arvensis	0.383	10	8	13	65	18	23	5
Anthyllis vulneraria	0.289	9	2	6	79	11	15	4
Sanguisorba minor	0.343	53	3	7	33	56	60	4
Senecio jacobae	0.289	3	2	6	85	5	9	4
Linum bienne	0.505	4	3	6	83	7	10	3
Sonchus arvensis	0.371	0	1	4	91	1	4	3
Chrysanthemum leucanthemum	0.724	20	3	5	68	23	25	2
Silene latifolia	0.823	18	9	11	58	27	29	2
Arenaria serpyllifolia	1	0	2	3	91	2	3	1
Rumex obtusifolius	1	0	1	2	93	1	2	1
<u>Espèces stables</u>								
Galium aparine	0.683	1	3	3	89	4	4	0
Lotus corniculatus	0.823	35	10	10	41	45	45	0
<u>Espèces en régression</u>								
Polygonum aviculare	<0.001	0	47	1	48	47	1	-46
Lolium perenne	<0.001	39	37	8	12	76	47	-29
Stellaria media	0.001	22	29	8	37	51	30	-21
Taraxacum officinalis	<0.001	29	22	3	42	51	32	-19
Poa annua	<0.001	1	16	1	78	17	2	-15
Matricaria perforata	0.031	27	22	9	38	49	35	-14
Trifolium repens	0.004	17	17	3	59	34	20	-14
Reseda lutea	0.003	0	13	1	82	13	1	-12
Veronica persica	0.015	8	14	3	71	22	11	-11
Papaver rhoas	0.024	4	13	3	76	17	7	-10
Capsella bursa-pastoris	0.043	5	10	2	79	15	7	-8
Festuca rubra	0.281	44	19	12	21	63	56	-7
Geranium pulsilum	0.023	1	7	0	88	8	1	-7
Phleum pratense	0.121	26	11	4	55	37	30	-7
Trifolium pratense	0.267	5	9	4	78	14	9	-5
Elytrigia repens	0.453	10	10	6	70	20	16	-4
Onopordon acanthium	0.221	5	5	1	85	10	6	-4
Poa trivialis	0.522	5	13	9	69	18	14	-4
Veronica hederifolia	0.343	0	7	3	86	7	3	-4
Bromus Sterilis	0.646	21	11	8	56	32	29	-3
Iberis sp	0.505	0	6	3	87	6	3	-3
Medicago lupulina	0.663	9	12	9	66	21	18	-3
Plantago major	0.45	0	5	2	89	5	2	-3
Lamium amplexicaule	0.48	3	2	0	91	5	3	-2
Melilotus officinalis	0.617	1	3	1	91	4	2	-2
Picris echioides	0.752	2	6	4	84	8	6	-2
Rumex crispus	0.617	0	3	1	92	3	1	-2
Artemisia vulgaris	1	10	4	3	79	14	13	-1
Dactylis glomerata	1	33	6	5	52	39	38	-1
<u>Espèces en expansion non testées</u>								
Torilis arvensis	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	8	8
Crepis pulchra	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	7	7
Conyza canadensis	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	6	6
Veronica arvensis	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	6	6
Avena sativa	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	3	3
Epilobium tetragonum	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	3	3
Atriplex patula	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	2	2
Chenopodium album	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	1	1
Daucus carotta	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	1	1
Erodium cicutarium	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	1	1
Vulpin des champs	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	0	1	1

<u>Espèces en régression non testées</u>								
<i>Senecio vulgaris</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	15	0	-15
<i>Crepis sancta subsp. Nemausensis</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	4	0	-4
<i>Cerastium glomeratum</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	3	0	-3
<i>Geranium robertianum</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	2	0	-2
<i>Hypochaeris radicata</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	2	0	-2
<i>Anagallis arvensis</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	1	0	-1
<i>Centaurea cyanus</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	1	0	-1
<i>Cheiranthus allionii</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	1	0	-1
<i>Linaria repens</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	1	0	-1
<i>Sinapis arvensis</i>	non testé	non testé	non testé	non testé	non testé	1	0	-1

L'évolution de la diversité spécifique qualitative réside principalement dans l'évolution spatiale de certaines espèces au sein du site bien que celle-ci demeure limitée, et dans une moindre mesure, dans l'apparition de nouvelles espèces initialement non semées dans le site, et enfin, dans la perte d'espèces recensées en 2010.

5.2.1.2.3 Caractéristiques fonctionnelles des espèces

Spécialisation écologique du cortège floristique global

Le passage entre 2010 et 2011 montre une légère diminution de l'affinité du cortège global pour les nutriments azotés (N) (Test Mann-Whitney, $P < 0,001$), les expositions chaudes (T) (Test Mann-Whitney, $P < 0,001$) et les sols neutres (R) (Test Mann-Whitney, $P = 0,003$) (Figure 5-5). Le cortège global caractérise davantage les milieux océaniques (K) (Test Mann-Whitney, $P = 0,049$). En revanche, les préférences hydrique (F) (Test Mann-Whitney, $P = 0,450$) et d'éclairement (L) (Test Mann-Whitney, $P = 0,263$) demeurent identiques.

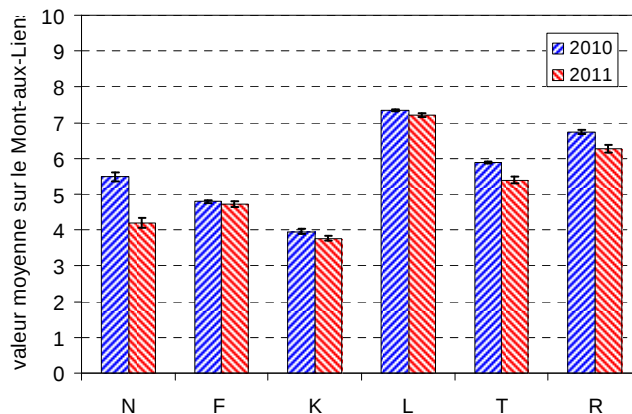


Figure 5-5: Valeur moyenne des variables d'Ellenberg (N=Richesse en nutriments (azotés); F=Humidité du sol; K=continentalité; L=Luminosité; T= Température; R=Réactivité du sol liée au pH) pour le Mont-aux-Liens en 2010 et en 2011. Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.

Les espèces étendant leurs distributions spatiales parmi les relevés présentent une plus forte affinité pour les éclaircissements forts (espèces héliophiles), les milieux secs (espèces mésoxérophiles), les milieux moyennement riches en nutriments azotés (conditions mésotrophes) et océaniques que les espèces en régression. Les préférences thermique et d'acidité ne sont, en revanche, pas différents pour les deux catégories d'espèces : les espèces en régression et en expansion sont toutes des espèces planitaires thermophiles, thermoatlantiques, thermocontinentales, subméditerranéennes ou supraméditerranéennes de milieux fortement basiques (espèces neutrophiles).

Les résultats des analyses chimiques (Tableau 5-5) montrent une fertilité du sol faible à moyenne, marquée par une teneur en phosphore assimilable moyennement élevée par rapport au référentiel de Gervy (1970), une teneur en azote total faible, et une capacité d'échange cationique (CEC) caractéristique d'un sol dit « moyen », de faible fertilité (compris entre 10 et 25 cmol.kg⁻¹). Compte tenu du pH, les complexes argilo-humiques sont saturés en bases. Le sol est fortement calcaire pour 74,5 % des relevés, très fortement calcaire pour 23,4 % des relevés et moyennement riche en calcaire pour seulement 2,1 % des relevés selon Baize (2000). Cette caractéristique détermine un pH moyennement alcalin. Le rapport C/N caractérise une minéralisation rapide de la matière organique. Les paramètres physicochimiques du sol sont très homogènes au sein du site d'étude.

Les résultats de la validation des variables d'Ellenberg pondérées par quadrats (Tableau 5-6) montrent que :

- les variables de validation proposées pour la variable d'Ellenberg Ni sont corrélées à celle-ci (Nt, Ct, Corg, MO et P₂O₅) à l'exception de C/N. Nt, MO, C_{org} et P₂O₅ sont corrélés positivement ; en revanche, la corrélation est négative entre Ni et Ct. Nt et P₂O₅ montrent le plus fort niveau de corrélation positive.
- seules 4 des variables de validation proposées pour la variable d'Ellenberg Fi sont corrélées à celle-ci (profH1, K_{sat}, α et θ_{moyPC}).
- la réactivité R_i liée au pH n'est pas validée par les mesures in situ proposées.

Tableau 5-5 : Valeurs moyennes des paramètres chimiques mesurés pour l'horizon de surface H1 (SE est l'erreur standard de la moyenne) ; Nt = Azote total ; MO=Matière organique ; C/N = Carbone organique/Azote total ; CaCO₃ = Carbonate de calcium ; CEC = capacité d'échange cationique ; P₂O₅ = forme du phosphore assimilable.

Paramètres chimiques de H1	Moyenne (+/- SE)
Nt (%)	0,15 ; SE = 0,02
MO (%)	11,7 ; SE = 0,2
C/N	2,7 ; SE = 0,04
C _{org} (%)	1,6 ; SE=0,5
CaCO ₃ (%)	43,9 ; SE = 0,9
pH	8,4 ; SE = 0,01
CEC (cmol.kg ⁻¹)	13,45 ; SE = 0,13
P ₂ O ₅ (mg/100mg)	15,01 ; SE = 0,48

Tableau 5-6 : Corrélation entre variables d'Ellenberg pondérée pour chaque quadrat et les variables de validation. « + » = corrélation significative positive ; « - » = corrélation significative négative ; néant = pas de corrélation significative.

Variables d'Ellenberg	Variables de validation	Corrélation 2010 et 2011	
N	Nt	+	
	Ct	-	
	Corg	+	
	MO	+	
	C/N	néant	
	P ₂ O ₅	+	
R	pH (H ₂ O)	néant	
	CaCO ₃	-	
	Ca ²⁺ échangeable	néant	
F		2010	2011
	profH1	néant	+
	θ _{moyPC}	néant	-
	σ _{moyPC}	néant	néant
	RU	néant	néant
	D _{app}	néant	néant
	K _{sat}	néant	+
	θ _r	néant	néant
	θ _s	néant	néant
	α	néant	+

Stratégies adaptatives et types biologiques

Le cortège floristique global est dominé par les thérophytes (Thér₂₀₁₀ = 0,500, Thér₂₀₁₁ = 0,530) et les hémicryptophytes (Hémic₂₀₁₀ = 0,453, Hémic₂₀₁₁ = 0,424). Quelques géophytes (Géo₂₀₁₀ = 0,047, Géo₂₀₁₁ = 0,046) sont également observés. Ces formes de vie sont caractéristiques de couverts annuels ou bisannuels pionniers. Ces fréquences sont conservées au sein des espèces changeant significativement leur distribution entre 2010 et 2011 : on observe 50 % de thérophytes (soit 10 espèces), 45 % d'hémicryptophytes (soit 9 espèces) et 5 % de géophytes (soit 1 espèce).

La stratégie adaptative dominante observée au sein des espèces est la rudéralité (R), combinée à la compétitivité (CR) et à la tolérance au stress (SR) (87,7 % des espèces en 2010 et 89,4 % en 2011 sont renseignées par leur stratégie adaptative) (Figure 5-6). La prise en compte de l'abondance de chaque espèce dans les relevés montre une diversité fonctionnelle des cortèges élevée au sein du Mont-aux-Liens : 7 stratégies de Grime ont été observées (la tolérance au stress S, la rudéralité R, la compétitivité C et leurs différentes combinaisons (SR, CS, CR et CSR). En moyenne sur 2010 et 2011, 59 % des quadrats ont la composante R (Figure 5-7).

Les espèces changeant significativement de distribution entre 2010 et 2011 ont principalement une composante R : 30 % sont de stratégie R stricte, 40 % de stratégie R combinée à la compétitivité (CR = 25 %) d'une part, et à la résistance au stress d'autre part (SR = 15 %). Les espèces en régression sont principalement tolérantes aux stress (9 espèces S, 3 espèces CS et 2 espèces SR). Les espèces en expansion présentent des caractéristiques adaptatives plus équilibrées : 6 espèces montrent une composante de rudéralité, 5 espèces une composante de compétitivité et 5 espèces une composante de résistance au stress.

L'étude des stratégies adaptatives moyennes pondérées au niveau de chaque relevé en 2010 et 2011 (Figure 5-7) montre une progression de la capacité de tolérance au stress entre 2010 et 2011 (38 % en 2010 contre 56 % en 2011), une régression de la rudéralité, et une augmentation de la compétitivité. Cependant, il n'existe pas de corrélation entre le niveau de tolérance au stress moyen et le stress hydrique moyen simulé sous HYDRUS-1D. Seule la densité apparente montre une corrélation positive avec la capacité de tolérance au stress (Tableau 5-7). Le niveau de compétitivité est corrélé positivement au pH et à la variable %limon, corrélé négativement à la variable %sable, Nt et profH1. Le niveau de rudéralité est corrélé positivement au %sable et profH1, corrélé négativement à la variable %limon, CaCO₃, pH, MO, Ct.

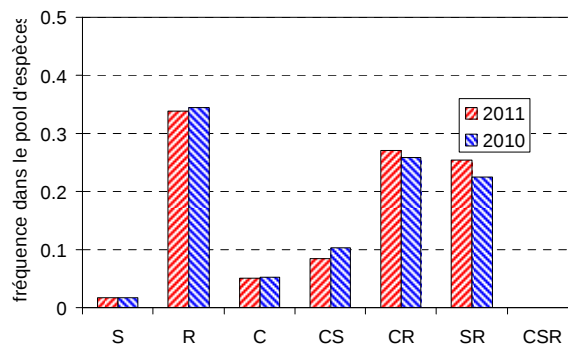


Figure 5-6 : Diagramme de fréquence des stratégies de Grime parmi les espèces recensées en 2010 et en 2011 (S= tolérance au stress, R=rudéralité, C=compétitivité. CS, CR, SR et CSR représentent les stratégies mixtes).

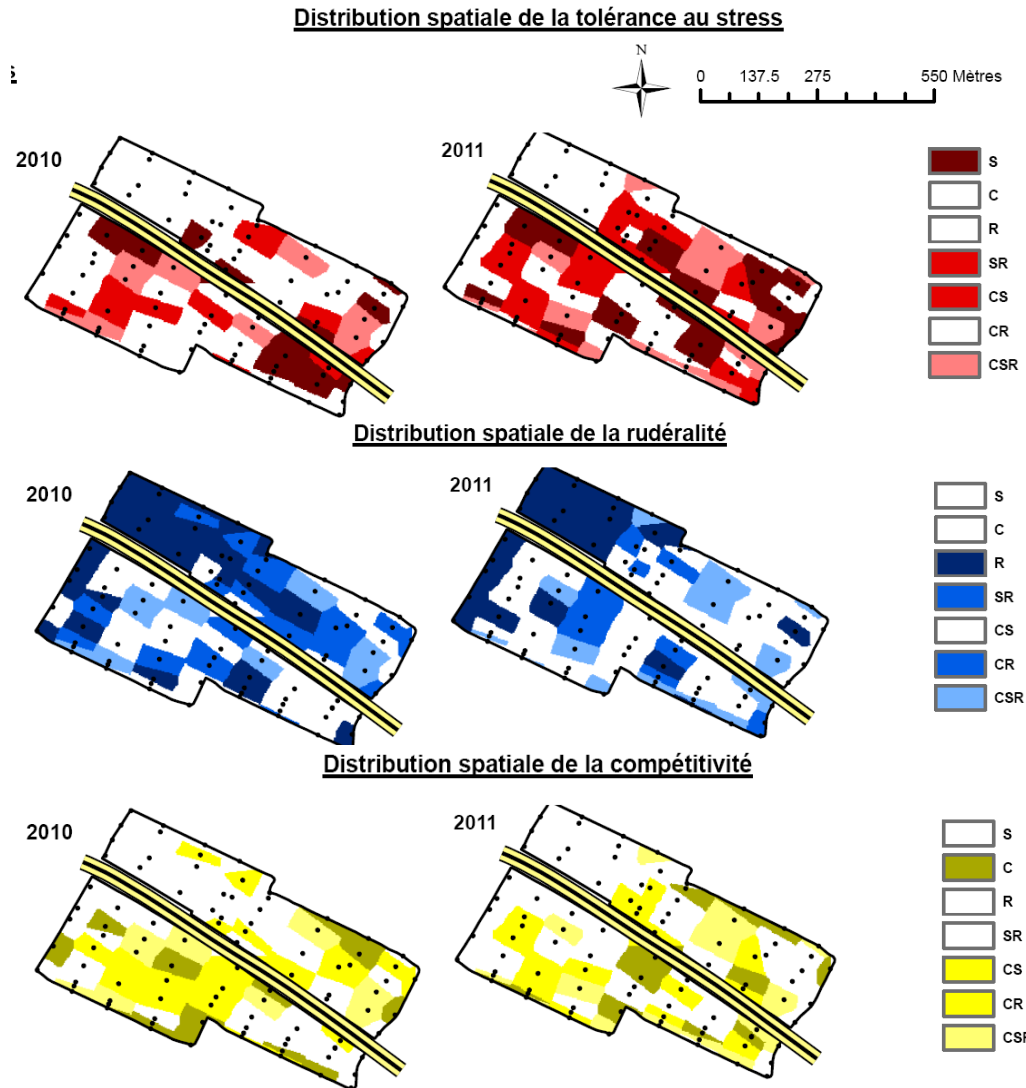


Figure 5-7 : Evolution de la distribution spatiale des stratégies adaptatives primaires (S, R, C) et secondaires (SR, CR, CS, CSR), projetées et observées en 2010 et 2011. Pour chaque quadrat, la couleur est d'autant plus intense que la stratégie étudiée est majoritaire. Les quadrats en blanc ne présentent pas la stratégie étudiée (Méthode Allocation euclidienne sous ArcGis).

Tableau 5-7 : Corrélation entre les paramètres physicochimiques et le niveau de compétitivité, de rudéralité et de tolérance au stress moyen par m², estimés au niveau de chaque relevé en 2011. Seuls les résultats significatifs sont présentés.

Niveau de composante	Paramètres physico-chimiques	Corrélation de Spearman (R ²) (P<0,05)
Compétitivité (C)	pH	0,220
	%limon	0,257
	%sable	- 0,245
	Nt	- 0,212
	profH1	- 0,313
Rudéralité (R)	%sable	0,282
	profH1	0,231
	%lim	- 0,273
	CaCO ₃	- 0,223
	pH	- 0,242
	MO	- 0,218
	Ct	- 0,218
Tolérance au stress (S)	Dapp	0,207

5.2.2 Analyse de la biodiversité des communautés végétales du Mont-aux-Liens

5.2.2.1 Résultats de l'Etape « Assemblage »

5.2.2.1.1 *Dendrogrammes*

Les degrés de validité des dendrogrammes de 2010 et 2011 sont moyens ($R^2_{\text{Spearman } 2010} = 0,53$; $R^2_{\text{Spearman } 2011} = 0,44$).

Il existe un très fort contraste entre la classification de 2010 et celle de 2011 (figure 5-8). Le maximum de ressemblance est obtenu pour $K = 9$ et vaut 0,3 ($R_{K=9}$). Dès $K = 22$, R tombe à 0,17 ($R_{K=22}$). Les deux classifications présentent une similarité inférieure à 20 % pour 80,6 % des niveaux de partition testés. Cela traduit l'absence de stabilité des communautés statistiques à ce stade de développement de la végétation, ce qui était attendu dans la mesure où le milieu considéré est pionnier, donc soumis à de fortes variations de sa composition spécifique globale d'une année sur l'autre.

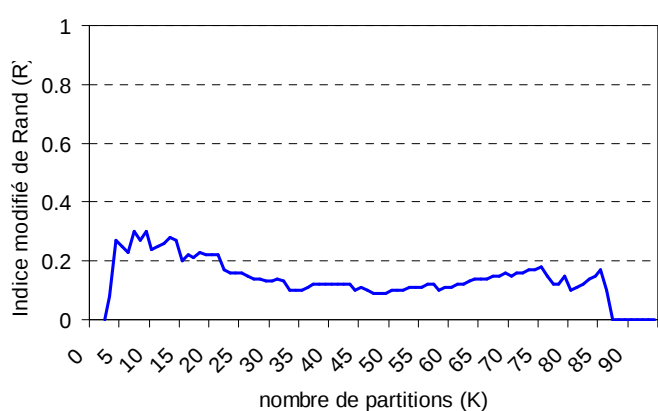


Figure 5-8 : Relation $R(K)$ pour la comparaison des classifications hiérarchiques des relevés de 2010 et 2011.

5.2.2.1.2 *Nombre optimal de partitions K*

Validation de l'influence du seuil de significativité (P-value)

Le seuil de 10^{-4} est trop restrictif pour notre jeu de données puisqu'aucune espèce significative n'est recensée pour le premier niveau de partition $K = 2$, en 2010 et 2011.

Vérification des hypothèses

- *Hypothèse 1 : vérification de $Var_{GrX} < 0.5$ (Figure 5-9)*

En 2010, la variance de chaque groupe X est inférieure à 50 % de la variance totale à partir de $K = 5$.

En 2011, cette condition est vérifiée pour $K = 3$, $K = 4$ et à partir de $K = 7$.

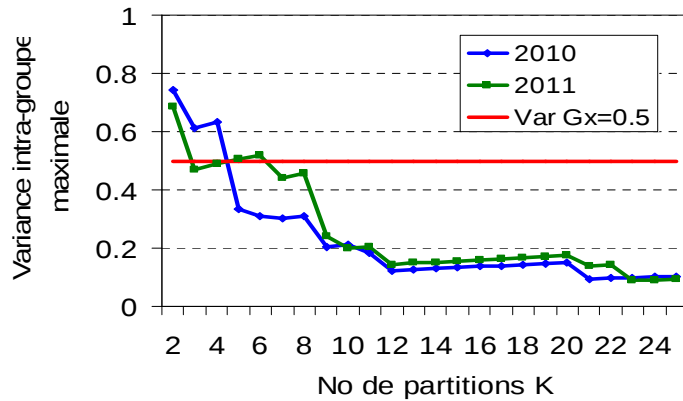


Figure 5-9 : Relation entre la variance intra-groupe maximale ($Var-max^{rel-ev-GrX}$) et le nombre de partitions K en 2010 (courbe bleue) et en 2011 (courbe verte). La droite rouge marque le seuil de cette valeur fixé par l'hypothèse 1.

- **Hypothèse 2 : vérification de $N_{rel-ev-GrX} > 5$**

Cette condition est vérifiée jusqu'à K = 13 en 2010 et jusqu'à K = 10 en 2011 (Figure 5-10).

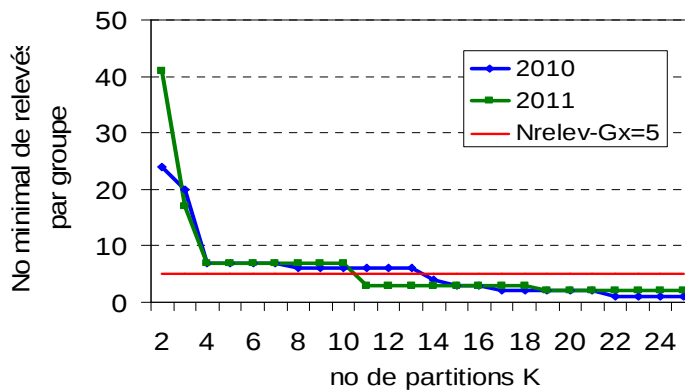


Figure 5-10 : Relation entre le nombre minimal de relevés par groupe X ($N^{rel-ev-GrX}$) et le nombre de partitions K en 2010 (courbe bleue), et en 2011 (courbe verte). La droite rouge marque le seuil de cette valeur fixé par l'hypothèse 2.

La vérification des deux premières hypothèses réduit les rangs de partitions retenus de K = 5 à K = 13 en 2010, et pour K = 3, K = 4 et de K = 7 à 10 en 2011.

- **Hypothèse 3 : vérification de $N_{groupes_nul} = 0$**

La relation entre le nombre de groupes sans espèces diagnostiques propres ($N_{groupes_nul}$) et le nombre de partitions en 2010 et 2011, pour les différentes valeurs de P-value testées, montre qu'un faible niveau de partition limite le nombre de groupes sans espèces diagnostiques propres (Figure 5-11). Les valeurs de K pour lesquelles l'hypothèse 3 est vérifiée sont présentées dans le Tableau 5-8.

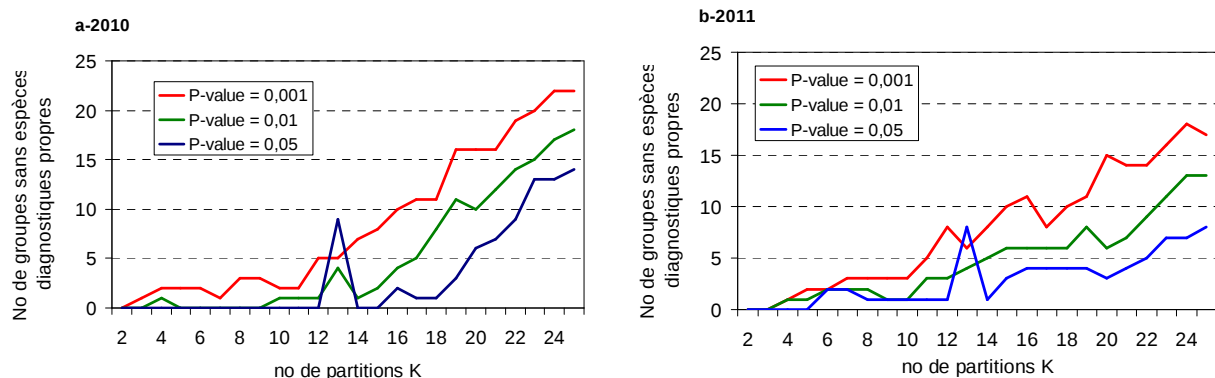


Figure 5-11 : Relation entre le nombre de groupes sans espèces diagnostiques propres ($N_{groupes_nul}$) et le nombre de partitions en 2010 (a) et 2011 (b) pour les seuils de significativité pour la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).

Tableau 5-8 : Nombre de partitions (K) pour lesquelles Ngroupes_nul = 0 (hypothèse 3) en 2010 et 2011 pour les seuils de significativité pour la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).

P-value	2010	2011
0,001	K = 2	K = 2, 3
0,01	K = 2, 3 K = 5, 6, 7, 8, 9	K = 2, 3
0,05	K = 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 K=14, 15	K = 2, 3, 4, 5

La combinaison de ces résultats à ceux des hypothèses 1 et 2 montre que :

- le seuil de significativité de la fidélité des espèces de 0,001 est trop restrictif en 2010 et ne peut être retenu.
- en 2010, les nombres de partitions retenus sont K = 5, 6, 7, 8, 9 avec une P-value de 0,01 et K = 5 à 12 avec une P-value de 0,05. Les résultats de la Figure 5-12 confirment les observations faites dans Tichy et al (2010) : un seuil de significativité statistique de la fidélité au cluster élevé définit un grand nombre d'espèces diagnostiques, même si leur fidélité est faible. L'abaissement de la P-value définit un nombre plus réduit d'espèces diagnostiques. Le nombre total d'espèces diagnostiques (N_{diag_tot}) pour ces partitions est compris entre 33 (soit 50 % du nombre total d'espèces recensées en 2010) et 38 espèces (soit 58 % de ce même nombre) pour P-value = 0,05 (Figure 5-12a). Ce nombre diminue pour P-value = 0,01 : il est compris entre 19 (soit 29 % nombre total d'espèces recensées en 2010) et 25 espèces (soit 38 % de ce même nombre) (Figure 5-12a).
- en 2011, les nombres de partitions retenus sont K = 3 (pour P-value = 0,001), K = 3 (pour P-value = 0,01), K = 3 et K = 4 (pour P-value = 0,05). N_{diag_tot} est élevé et compris entre 27 (N_{diag_tot} K = 4) (soit 39 % du nombre total d'espèces recensées en 2011) et 33 espèces (N_{diag_tot} K = 3) (soit 48 % du nombre total d'espèces recensées en 2011) pour P-value = 0,05. N_{diag_tot} reste élevé et vaut 24 espèces (soit 35 % du nombre total d'espèces recensées en 2011) pour P-value = 0,01 et 11 espèces (soit 16 % du nombre total d'espèces recensées en 2011) pour P-value = 0,001 (Figure 5-12b).

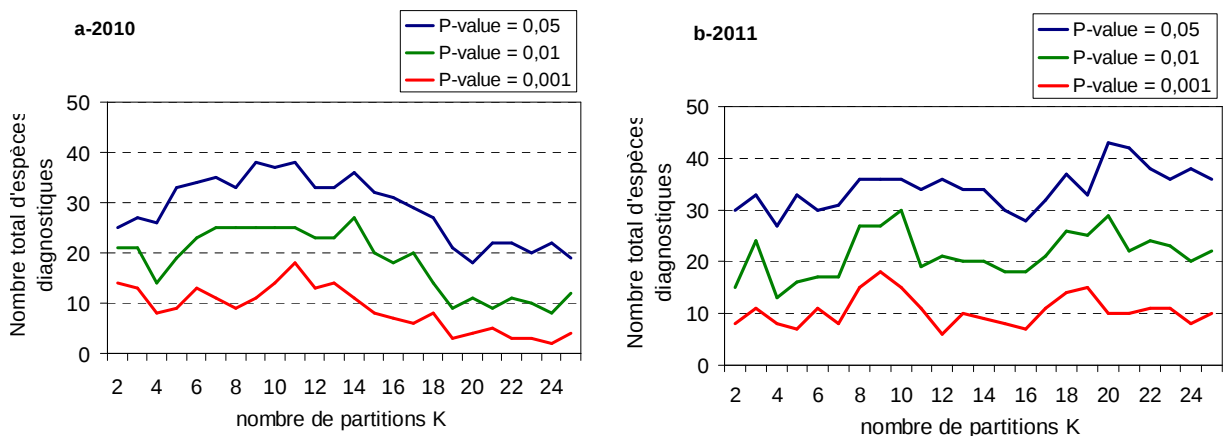


Figure 5-12 : Relation entre le nombre total d'espèces diagnostiques parmi les groupes (N_{diag_tot}) et le nombre de partitions en 2010 (a) et 2011 (b) , pour les seuils de significativité de la fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).

• *Hypothèse 4 : vérification de la valeur maximale possible pour $N_{\text{groupe_diag}>2}$*

Nous souhaitons minimiser le nombre de groupes avec moins de 3 espèces diagnostiques propres, et maximiser le nombre de groupes avec 3 ou plus de 3 espèces diagnostiques propres $N_{\text{groupe_diag}>2}$. En 2010, pour P-value = 0,01, il n'y a pas de partition pour laquelle tous les groupes ont plus de 2 espèces diagnostiques propres, entre les niveaux de partitions $K = 5$ et $K = 9$ sélectionnés par les hypothèses précédentes (Figure 5-13a). Pour P-value = 0,05, seules les partitions $K = 5$ et $K = 6$ vérifient cette condition parmi celles sélectionnées à l'issue de l'hypothèse 3. Le choix a été fait de considérer le niveau maximal de partitions satisfaisant tous les critères : la partition optimale sélectionnée est donc **K = 6 pour 2010 (P-value = 0,05)**.

En 2011, on choisit d'appliquer la même valeur de P-value que celle de 2010 (0,05) afin de pouvoir comparer les résultats des deux années. Il existe, pour $K = 3$, 3 groupes avec plus de 2 espèces diagnostiques propres, et 0 groupe avec 1 à 2 espèces diagnostiques propres (Figure 5-13b). Pour $K = 4$, il existe seulement 2 groupes avec plus de 2 espèces diagnostiques, et 2 groupes avec 1 à 2 espèces diagnostiques propres. La partition retenue, conformément à notre dernière hypothèse, est donc **K = 3 pour 2011 (P-value = 0,05)**.

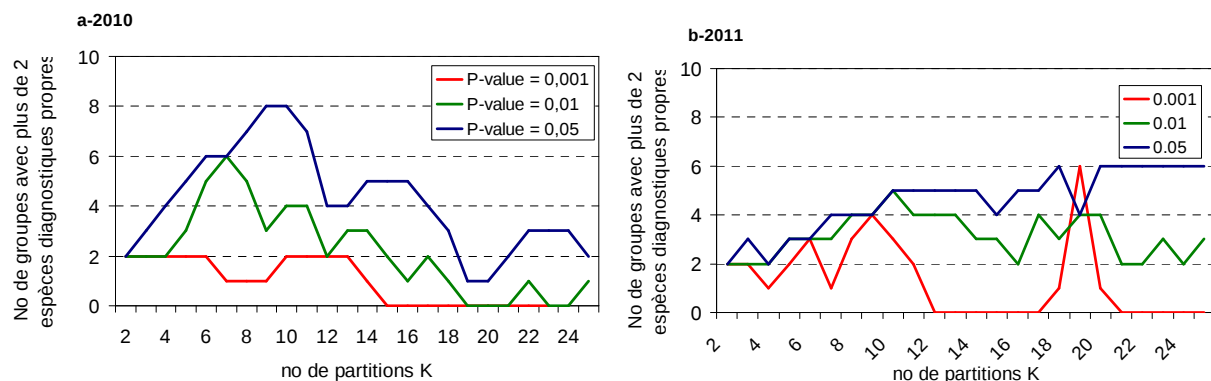


Figure 5-13 : Relation entre le nombre de groupes avec plus de 2 espèces diagnostiques propres ($N_{\text{groupe_diag}>2}$) et le nombre de partitions en 2010 (a), et 2011 (b), pour les seuils de significativité de fidélité des espèces aux groupes de 0,05, 0,01 et 0,001 (P-value).

5.2.2.2 Diversité des communautés statistiques du Mont-aux-Liens

5.2.2.2.1 β -diversité des communautés statistiques

Malgré une richesse spécifique moyenne stable par m^2 entre 2010 et 2011, le nombre de communautés statistiques de 2010 ($K_{2010} = 6$) est supérieur à celui observé en 2011 ($K_{2011} = 3$), traduisant une homogénéisation du site en terme de distribution spatiale des cortèges végétaux. La comparaison des valeurs moyennes par m^2 des indices de diversité quantitative (S_i et E_i) de chaque communauté et du Mont-aux-Liens montre que :

- Il y a peu de variabilité de la diversité quantitative entre les communautés statistiques de 2010 : la richesse spécifique moyenne $/\text{m}^2$ et l'équitabilité spécifique moyenne $/\text{m}^2$ de chaque communauté ne sont pas significativement différentes des valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens, S_{i2010} (ANOVA sur les rangs, $P > 0,050$) (Figure 5-14a) et E_{i2010} (ANOVA sur les rangs, $P > 0,05$) (Figure 5-15a). Seules les communautés g-2 et g-4 se distinguent significativement l'une de l'autre par leur richesse spécifique moyenne ($S_{i2010-g2} = 7,3$; $SE = 0,7$. $S_{i2010-g4} = 15,1$; $SE = 0,8$) ($P = 0,003$).

- Il y a peu de variabilité de la diversité quantitative entre les communautés statistiques de 2011 : la richesse spécifique moyenne /m² et l'équitabilité spécifique moyenne /m² de chaque communauté ne sont pas significativement différentes des valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens, Si_{2011} (ANOVA, $P > 0,050$) (Figure 5-14b) et Ei_{2011} (ANOVA, $P = 0,152 > 0,05$) (Figure 5-15b). Seules les communautés g-A et g-C se distinguent significativement l'une de l'autre par leur richesse spécifique moyenne ($Si_{2010-gA} = 10,7$; SE = 0,5. $Si_{2010-gC} = 14,6$; SE = 0,8) ($P < 0,001$).

Les résultats pour chaque communauté reflètent la tendance observée à l'échelle du site. Il n'y a pas de contrastes majeurs portant sur la biodiversité quantitative de la composition des communautés. Seuls quelques contrastes entre les extrema de richesse spécifique moyenne /m² sont observés.

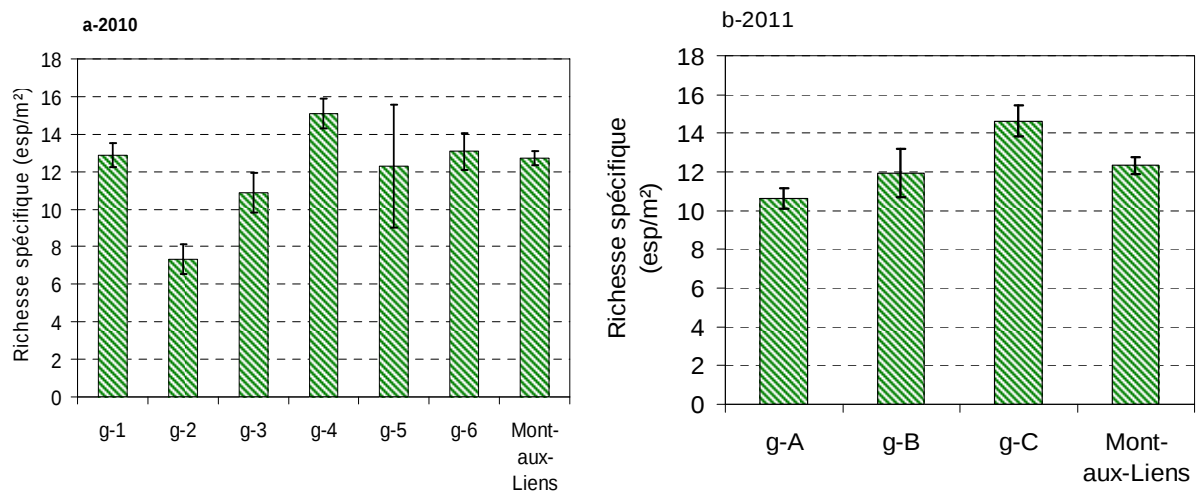


Figure 5-14 : Comparaison des richesses spécifiques moyennes par m² (Si) de chaque communauté en 2010 (a) et en 2011(b), aux valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens (Chaque barre d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne SE).

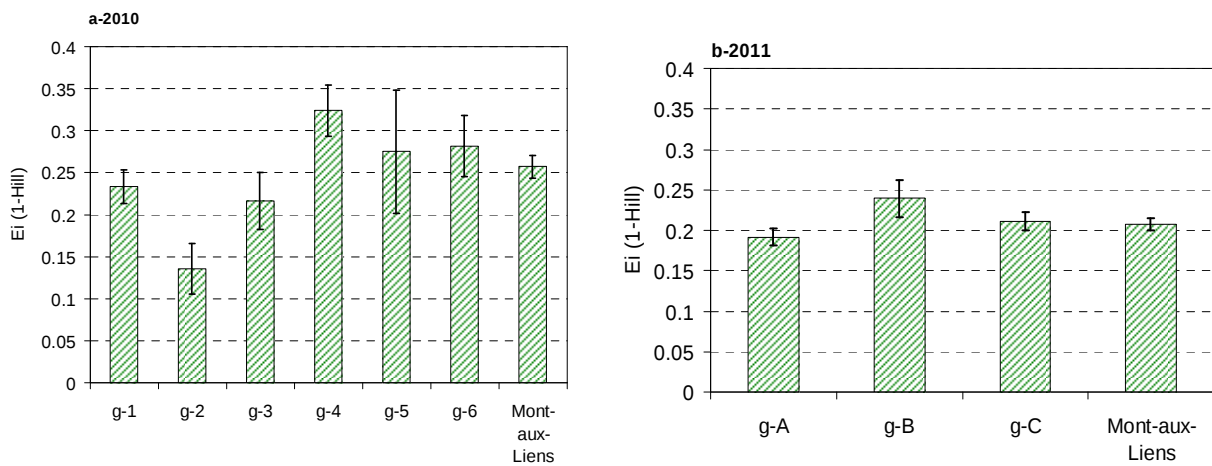


Figure 5-15 : Comparaison des valeurs moyennes de l'indice Ei (1-Hill) par m² de chaque communauté en 2010 (a) et en 2011(b), aux valeurs moyennes pour le Mont-aux-Liens (les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne SE).

5.2.2.2.2 Description qualitative des communautés statistiques

Origine des espèces

Les cortèges floristiques de chaque communauté sont variablement marqués par la présence d'espèces semées au sein du Mont-aux-Liens.

En 2010 (Figure 5-16a), seules les communautés g1 et g-2 se distinguent de la tendance moyenne observée sur le site : la communauté g-1 présente moins d'espèces semées parmi son cortège spécifique ($Ind_{2moy-g1} = 0,0575$, $SE = 0,0188$), et significativement moins d'espèces semées que les communautés g-2, la g-3 et la g-5 ; la communauté g-2 présente à l'inverse, significativement plus d'espèces issues du pool de semis ($Ind_{2moy-g2} = 0,463$, $SE = 0,111$) que la tendance moyenne du site, et que toutes les autres communautés, à l'exception de la communauté g-3 (ANOVA sur les Rangs, $P < 0,001$). La différence entre les communautés g-1, g-4 et g-6 n'est en revanche pas significative.

En 2011 (Figure 5-16b), seule la communauté g-B présente un cortège floristique /m² moins riche en espèces du pool semé que la moyenne du Mont-aux-Liens ($Ind_{2moy-gB} = 0,0145$, $SE = 0,0082$). Les communautés g-A et g-C ne montrent pas de fréquences en espèces semées significativement différentes ($Ind_{2moy-gA} = 0,295$, $SE = 0,043$; $Ind_{2moy-gC} = 0,186$, $SE = 0,023$) (ANOVA sur les rangs, $P < 0,001$).

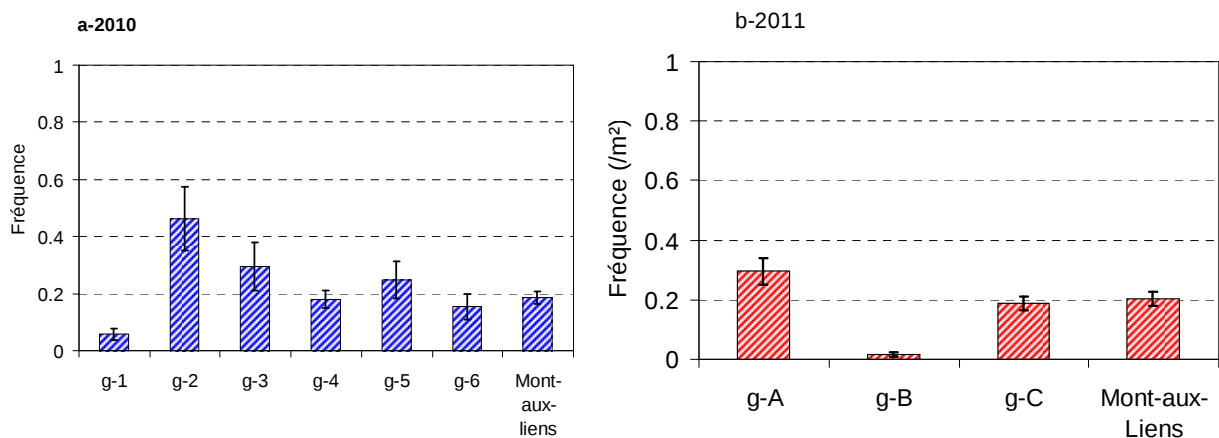


Figure 5-16 : Fréquence moyenne /m² du pool d'espèces semées dans le Mont-aux-Liens au sein de chaque communauté statistique recensée en 2010 (a), et en 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne (SE)

Présentation des espèces diagnostiques des communautés statistiques

Les nombres totaux d'espèces diagnostiques propres à une communauté, en 2010 et en 2011, sont proches ($N_{diag_tot\ K = 6_2010} = 34$; $N_{diag_tot\ K = 3_2011} = 31$) et élevés au regard du nombre d'espèces recensées (52 % du nombre total d'espèces de 2010 ; 45 % du nombre total d'espèces de 2011). La fidélité des espèces diagnostiques à chaque groupe est élevée, comprise entre 0,762 et 0,440 pour les espèces diagnostiques recensées en 2010, et entre 0,803 et 0,333 pour les espèces diagnostiques de 2011, ce qui traduit une réelle distinction des communautés statistiques entre elles bien qu'il existe des variations de ce degré de fidélité entre les communautés statistiques d'une même année.

La répartition, parmi ces espèces diagnostiques, des espèces initialement semées et des espèces non semées montre trois grandes classes de communautés :

- les communautés caractérisées exclusivement par des espèces exogènes : 100 % des espèces diagnostiques sont des espèces non semées (groupes 1, 4 (Tableau 5-9) et groupe B (Tableau 5-10)).
- les communautés caractérisées exclusivement par des espèces issues de semis : 100 % des espèces diagnostiques sont des espèces semées (groupe 3 (Tableau 5-9) et groupe A (Tableau 5-10)).
- les communautés mixtes, caractérisées à la fois, par des espèces issues de la reprise des semis et de la colonisation exogène : les groupes 2, 5 et 6 présentent respectivement 40 % d'espèces diagnostiques non semées, 67 % et 50 % (Tableau 5-9) le groupe C, 67 % (Tableau 5-10).

Tableau 5-9 : Identification des espèces diagnostiques et statistiques de fidélités par communauté (Groupe) en 2010.

N°groupe	Effectif	Nom espèce	Statistique de fidélité au groupe	P-value	Semée (s), Non semée (ns)
Groupe 1	12	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,736	0,001	ns
		<i>Lactuca serriola</i>	0,707	0,001	ns
		<i>Papaver rhoeas</i>	0,653	0,001	ns
		<i>Veronica persica</i>	0,611	0,001	ns
		<i>Myosotis arvensis</i>	0,542	0,002	ns
		<i>Bromus mollis</i>	0,540	0,004	ns
		<i>Cirsium vulgare</i>	0,502	0,011	ns
		<i>Matricaria perforata</i>	0,488	0,009	ns
		<i>Lamium amplexicaule</i>	0,456	0,009	ns
		<i>Silene latifolia</i>	0,455	0,031	ns
		<i>Senecio vulgaris</i>	0,448	0,017	ns
		<i>Poa annua</i>	0,440	0,036	ns
Groupe 2	5	<i>Cerastium glomeratum</i>	0,499	0,004	ns
		<i>Sanguisorba minor</i>	0,493	0,027	s
		<i>Achillea millefolium</i>	0,476	0,044	s
		<i>Polygonum aviculare</i>	0,473	0,048	ns
		<i>Lotus corniculatus</i>	0,467	0,05	s
Groupe 3	4	<i>Trifolium repens</i>	0,674	0,001	s
		<i>Phleum pratense</i>	0,650	0,001	s
		<i>Medicago lupulina</i>	0,540	0,006	s
		<i>Plantago lanceolata</i>	0,462	0,036	s
Groupe 4	6	<i>Bromus sterilis</i>	0,762	0,001	ns
		<i>Elytrigia repens</i>	0,587	0,001	ns
		<i>Medicago sativa</i>	0,582	0,001	ns
		<i>Taraxacum officinalis</i>	0,573	0,001	ns
		<i>Picris hieracioides</i>	0,517	0,006	ns
		<i>Cirsium arvense</i>	0,478	0,03	ns
Groupe 5	3	<i>Trifolium pratense</i>	0,603	0,001	ns
		<i>Festuca arundinacea</i>	0,602	0,001	s
		<i>Stellaria media</i>	0,543	0,001	ns
Groupe 6	4	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,707	0,001	s
		<i>Linum bienne</i>	0,625	0,001	ns
		<i>Iberis sp</i>	0,546	0,004	ns
		<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	0,492	0,012	s

Tableau 5-10 : Identification des espèces diagnostiques et statistiques de fidélités par communauté (Groupe) en 2011.

N° groupe	Effectif	Nom de l'espèce	Statistique de fidélité au groupe	P-value	Semée (s), Non semée (ns)
Groupe A	8	<i>Lotus corniculatus</i>	0,803	0,001	s
		<i>Sanguisorba minor</i>	0,801	0,001	s
		<i>Achillea millefolium</i>	0,756	0,001	s
		<i>Festuca rubra</i>	0,670	0,001	s
		<i>Plantago lanceolata</i>	0,589	0,009	s
		<i>Trifolium repens</i>	0,551	0,003	s
		<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	0,488	0,042	s
		<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,436	0,042	s
Groupe B	20	<i>Lolium perenne</i>	0,673	0,001	s
		<i>Cirsium vulgare</i>	0,671	0,001	ns
		<i>Picris hieracioides</i>	0,659	0,001	ns
		<i>Lactuca serriola</i>	0,653	0,001	ns
		<i>Taraxacum officinalis</i>	0,629	0,002	ns
		<i>Crepis pulchra</i>	0,572	0,001	ns
		<i>Bromus mollis</i>	0,545	0,002	ns
		<i>Veronica polita</i>	0,534	0,002	ns
		<i>Sonchus asper</i>	0,532	0,015	ns
		<i>Myosotis arvensis</i>	0,503	0,025	ns
		<i>Capsella bursa pastoris</i>	0,497	0,001	ns
		<i>Papaver rhoeas</i>	0,497	0,004	ns
		<i>Torilis arvensis</i>	0,479	0,009	ns
		<i>Senecio jacobae</i>	0,466	0,005	ns
		<i>Veronica persica</i>	0,440	0,018	ns
		<i>Veronica arvensis</i>	0,436	0,01	ns
		<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,420	0,004	ns
		<i>Epilobium tetragonum</i>	0,420	0,004	ns
		<i>Lamium amplexicaule</i>	0,420	0,006	ns
		<i>Galium aparine</i>	0,390	0,018	ns
Groupe C	3	<i>Festuca arundinacea</i>	0,649	0,003	s
		<i>Medicago sativa</i>	0,527	0,004	ns
		<i>Sonchus arvensis</i>	0,333	0,028	ns

En revanche, l'analyse phytosociologique des communautés statistiques de 2010 et de 2011, à partir des espèces diagnostiques, montre qu'il est difficile de les rattacher à des groupements ayant une signification écologique propre en raison d'un fort impact des semis sur leur composition et leur distribution spatiale. Il s'agit d'un mélange d'espèces, adaptées à des conditions abiotiques identiques et appartenant à des groupes phytosociologiques proches.

Ainsi, toutes les communautés statistiques de 2010 et de 2011 sont caractérisées principalement par des éléments des friches graminéennes mésophiles à xérophiles du *Convolvulo-agropyron* (Görs 1966). Il s'agit de cortèges floristiques vivaces, de milieux non littoraux, se développant sur des sols secs à très secs, principalement limoneux ou argileux, remaniés, à horizons peu différenciés, pauvres en humus et souvent plus ou moins tassés. La forme observée se développe sur un calcaire décapé. Les conditions rappellent celles observées pour les pelouses calcicoles sèches.

Ce type de communautés rudérales pionnières s'insère, en général, dans une dynamique de recolonisation de la végétation après la destruction du couvert végétal initial par des activités anthropiques (infrastructures linéaires de transports, bords des chemins, anciennes parcelles agricoles). Dans les espaces agricoles abandonnés, elles succèdent aux friches rudérales pluriannuelles mésophiles du *Dauco-Melilotion* (Görs 1966), au bout de quelques années seulement. L'habitat est strictement héliophile et s'appauvrit ou disparaît rapidement en cas d'évolution pré-forestière. L'évolution théorique de cet ensemble est marquée par une physionomie assez monotone, dominée par des graminées stolonifères coloniales et comptant quelques dicotylédones correspondant le plus souvent à des restes de stades antérieurs structurés par des annuelles. La phénologie est pré-estivale. Le recouvrement au sol est fort ce qui peut contribuer à un ralentissement de la dynamique végétale, marquée par l'implantation des espèces ligneuses zoochores et d'essences forestières pionnières ou nomades anémochores. Il est attendu que l'isolement important de notre site du Mont-aux-Liens vis-à-vis d'habitats semi-naturels (boisements notamment) influe beaucoup sur sa vitesse d'évolution et de colonisation pré-forestière.

En tant qu'habitat, les friches graminéennes ne bénéficient d'aucun statut de menace ou de protection nationale ni européenne. Elles ne présentent qu'un intérêt botanique très réduit sur le plan de sa diversité spécifique et des plantes qui s'y trouvent (espèces non patrimoniales). Il s'agit néanmoins d'un habitat interstitiel abritant des espèces animales variées (micro mammifères, oiseaux granivores, orthoptères, lépidoptères), dans un paysage de plus en plus anthropisé.

Des distinctions sont observables entre les communautés : on observe quelques éléments des friches rudérales annuelles du *Sisymbrium officinalis* (Tüxen, Lohmeyer & Preising 1950) en 2010 (g-1 (*Myosotis arvensis*), g-4 (*Bromus sterilis*), g-5 (*Stellaria media*) et en 2011 (g-B (*Capsella bursa pastoris*)), des éléments des prairies pâturées mésotrophes basiclines du Cynosurion cristati en 2010 (g-1(*Poa annua*), g-2 (*Polygonum aviculare*), g-3 (*Trifolium repens*), g-4 (*Cirsium arvense*)) et en 2011 (g-A (*Festuca rubra*), g-B (*Lolium perenne*)), et enfin des éléments d'espèces de cultures intensives de Stellarietea mediae en 2010 (g-1 (*Papaver rhoas*), g-6 (*Chrysanthemum leucanthemum*)) et en 2011 (g-A (*Chrysanthemum leucanthemum*) et g-B (*Lamium amplexicaule*)).

5.2.2.2.3 Distribution spatiale des communautés statistiques

En 2010, les communautés les plus recouvrantes g-1 et g-4 occupent respectivement 25,5 % et 23,4 % des relevés. La communauté la moins étendue est la communauté g-2 (7,4 % des relevés) ; les communautés g-3, g-5 et g-6 ont des étendues intermédiaires (respectivement 13,8 %, 14,9 % et 14,9 %). En 2011, les communautés g-A et g-C dominent et occupent respectivement 43,6 % et 38,3 % des relevés. La communauté g-B n'est observée que dans 18,1 % de ceux-ci (Figure 5-17). La diminution du nombre de communautés entre 2010 et 2011 appuie les conclusions, à l'échelle spécifique, d'une uniformisation du cortège floristique. Les schémas d'organisation spatiale ne sont ni significativement agrégés, ni significativement dispersés en 2010 (Indice de Moran I = 0,26, SD = 1,62, P > 0,1). En revanche, une distribution plutôt agrégée est significativement présente en 2011 (Indice de Moran I = 0,31, SD = 1,93, P < 0,1).

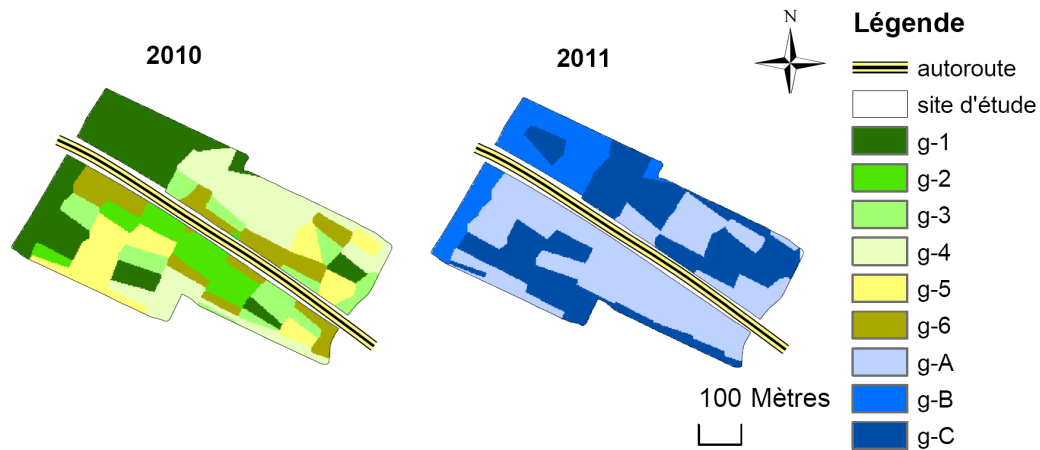


Figure 5-17 : Cartographie des communautés statistiques de 2010 (g-1 à g-6) et de 2011 (g-A, g-B, g-C) (Allocation Euclidienne sous ArcGIS).

5.2.2.2.4 Caractéristiques fonctionnelles des communautés statistiques

Spécialisation écologique des communautés statistiques

En 2010, les communautés ne se distinguent pas les unes des autres par leur preferendum écologique (Figure 5-18a). Les communautés g-1 à g-6 sont rencontrées dans des conditions neutrophiles ($R_{\text{moy-g1 à g6}} = 6,7$, $SE = 0,4$), mésotrophes ($N_{\text{moy-g1 à g6}} = 5,3$, $SE = 0,5$), mésohydriques ($F_{\text{moy-g1 à g6}} = 4,8$, $SE = 0,4$), subocéaniques ($K_{\text{moy-g1 à g6}} = 3,9$, $SE = 0,3$), intermédiaires entre hémihéliophiles et héliophiles ($L_{\text{moy-g1 à g6}} = 7,3$, $SE = 0,5$), aux étages planitaires thermophiles, thermoatlantiques, thermocontinentales, subméditerranéennes, supraméditerranéennes ($T_{\text{moy-g1 à g6}} = 5,8$, $SE = 0,4$).

Une plus grande variabilité de preferendums émerge à l'issue de 2011 (Figure 5-18b) : g-B présente une plus forte affinité pour les milieux azotés ($N_{\text{moy-gB}} = 5,4$, $SE = 0,3$) (communauté mésotrophe) que les communautés g-C ($N_{\text{moy-gC}} = 4,5$, $SE = 0,2$) (communauté mésooligotrophe) et g-A ($N_{\text{moy-gA}} = 3,4$, $SE = 0,2$) (communauté intermédiaire entre oligotrophe et mésooligotrophe) (comparaison multiple par paire). La communauté g-B montre une affinité plus marquée pour les milieux mésoxériques ($F_{\text{moy-gB}} = 4,2$, $SE = 0,1$) que g-A et g-C (communautés mésohydriques), et une continentalité moins marquée : la g-B est plutôt caractéristique des milieux océaniques ($K_{\text{moy-gB}} = 3,2$, $SE = 0,1$), les g-A et g-C, des milieux subocéaniques. Bien qu'il existe une différence significative entre les trois communautés pour le préférendum « Lumière », la comparaison multiple ne traduit aucun contraste. Les communautés sont intermédiaires entre hémisciaphiles et hémihéliophiles, rencontrées aux étages planitaires thermophiles, thermoatlantiques, thermocontinentales, subméditerranéennes, supraméditerranéennes ($T_{\text{moy gA-gB-gC}} = 6,3$, $SE = 0,2$), dans des conditions neutrophiles ($R_{\text{moy-gA-gB-gC}} = 7,2$, $SE = 0,1$).

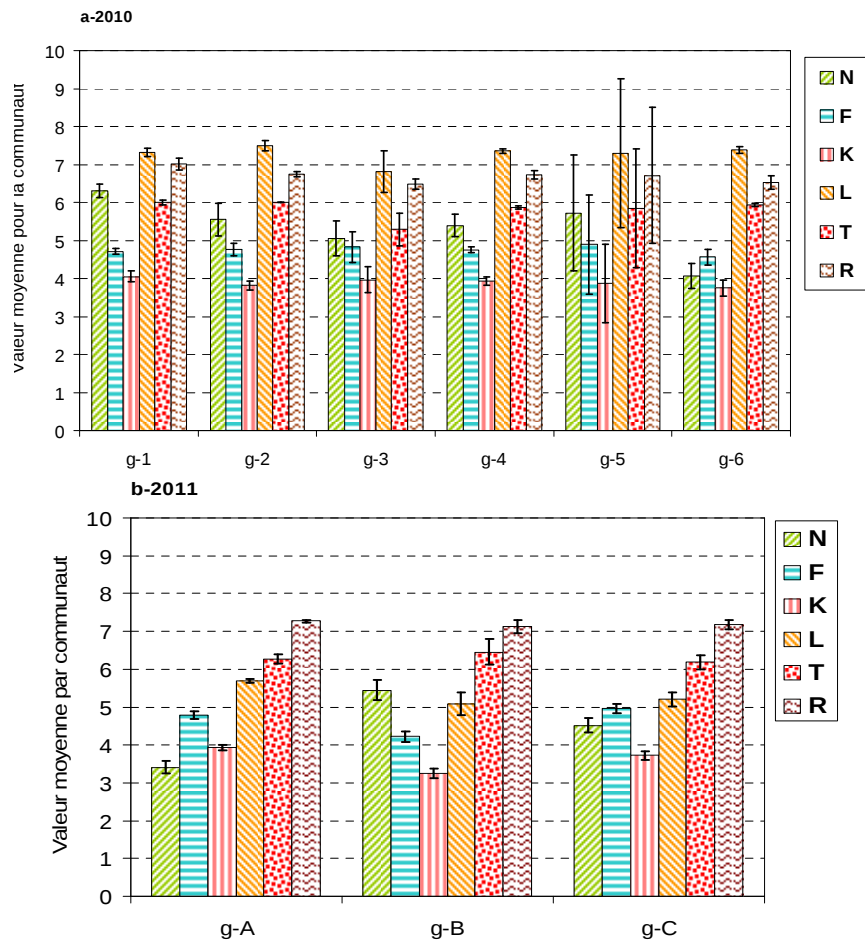


Figure 5-18 : Valeur moyenne des variables d'Ellenberg (N =Richesse en nutriments (azote); F=Humidité du sol ; K=continentalité ; L=Luminosité ; T= Température ; R=Réactivité du sol liée au pH) pour chaque communauté statistique de 2010 (a) et de 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.

Stratégies adaptatives des communautés statistiques

Il existe une différence significative entre les communautés de 2010 concernant leurs niveaux de résistance au stress (S) (ANOVA sur les rangs, $P < 0,001$), de résistance aux perturbations (R) (ANOVA sur les rangs, $P < 0,001$) et de compétitivité (C) (ANOVA sur les rangs, $P = 0,048$) (Figure 5-19a). La communauté g-1 se distingue de toutes les autres par sa plus forte rudéralité (dominance de la stratégie R), et sa plus faible tolérance au stress que toutes les autres communautés. Les autres communautés (de g-2 à g-6) présentent des degrés de tolérance au stress et de compétitivité non significativement différents (comparaison multiple par paire) et montrent des stratégies globales mixtes de type CSR (surtout pour g-2, g-5 et g-6 ; g-3 CSR vers CS et g-4 CSR vers CR).

En 2011, les communautés ne se distinguent pas significativement les unes des autres par leur degré de tolérance au stress (S) (ANOVA sur les rangs, $P = 0,057$). En revanche, leurs degrés de rudéralité (R) (ANOVA sur les rangs, $P < 0,001$) et de compétitivité (C) (ANOVA sur les rangs, $P < 0,001$) sont significativement différents (Figure 5-19b). La communauté g-B est dominée par une forte rudéralité et marquée par le plus faible niveau de compétitivité. Les communautés g-A et g-C ont le même niveau de compétitivité et un degré de rudéralité proche (comparaison multiple par paire). La communauté g-B est de type moyen S et les communautés g-A et g-C de type moyen CSR.

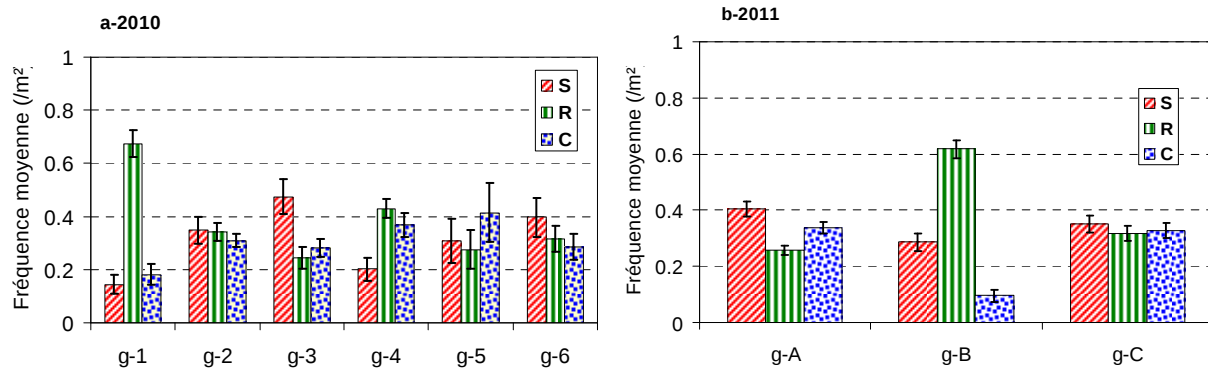


Figure 5-19 : Fréquence moyenne de chaque stratégie primaire (S = résistance au stress ; R= rudéralité ; C = compétitivité) pour les communautés statistiques de 2010 (a), et 2011 (b). Chaque barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne.

5.2.2.3 Résultats de l'étape « Prédiction »

En 2010, dix prédicteurs environnementaux différents sur les 23 testés sont statistiquement liés aux distributions spatiales des 6 communautés produites par l'étape de classification (Tableau 5-11a). Cinq paramètres sont des paramètres chimiques de H1 (CaCO_3 , Ca, P_2O_5 , Nt, Ctot). En 2011, le nombre total de prédicteurs est réduit par rapport à celui de 2010 (5 variables). Ce sont principalement des paramètres chimiques de H1 que l'on retrouve en 2011 : P_2O_5 , et Nt (Tableau 5-11b). Na est prédicteur en 2011 alors qu'il n'était pas prédicteur en 2010. La distance à l'autoroute A19 n'est plus prédictrice en 2011.

La profondeur de l'horizon H1 est le prédicteur principal des modèles de g-1 et g-2 (2010) (Tableau 5-12a), et de g-A et g-B (en 2011) (Tableau 5-12b). g-3 dépend principalement de la conductivité électrique CE. La communauté g-4 est modélisée uniquement selon RU_{2010} . La distance latérale à l'autoroute A19 ($DISTA19$) est le prédicteur environnemental principal des deux communautés g-5 et g-6. La communauté g-C de 2011 est modélisée principalement selon Nt. Elle se distingue fortement de g-A et g-B car aucun de ses prédicteurs ($\theta_{moyPC2011}$ et Nt) n'est prédicteur de ces communautés. C'est la seule communauté de 2011 déterminée par le fonctionnement hydrologique ($\theta_{moyPC2011}$).

Les contributions globales des prédicteurs aux modèles sont très variables, comprises entre 0,145 (D^2_{g4}) et 0,742 (D^2_{g6}) en 2010 (Tableau 5-11a), et entre 0,294 (D^2_{gA}) et 0,456 (D^2_{gB}) en 2011 (Tableau 5-11b). Les contributions de chaque prédicteur à la modélisation des communautés sont également très différentes entre les prédicteurs. En 2010, 7 prédicteurs (α , CaCO_3 , Ca, Nt, Ctot, P_2O_5) montrent une contribution limitée (inférieure à 10 %) (Tableau 5-12a). Seuls RU, CE, ProfH1 et $DISTA19$ contribuent respectivement entre 0 % et 20 %, 10 % et 20 %, 20 % et 30 %, et enfin entre 20 % et 40 %. En 2011, seul θ montre une contribution inférieure à 10 % (Tableau 5-12b). La teneur en phosphore assimilable (P_2O_5), celle en sodium (Na), et en azote total (Nt) contribuent à hauteur de 10 % et 20 % aux modèles. C'est la profondeur de l'horizon H1 qui montre la plus forte contribution, comprise entre 20 % et 30 %.

Tableau 5-11 : Paramètres des modèles de distribution des communautés statistiques de 2010 (a) et 2011 (b).; D^2_{gX} = valeur de D^2 définie pour le modèle de la communauté gX en prenant en compte tous les prédicteurs environnementaux définis pour cette communauté

a)

	Communautés 2010					
Prédicteurs	g-1	g-2	g-3	g-4	g-5	g-6
Intercept	-4,776	60,5761	-19,6617	-3,7904	-3,8299	40,9962
profH1	0,1029	- 28,91	-	-	-	-
α	-104,2617	-	-	-	-	-
Ca	-	- 1,3211	-	-	-	-
CaCO ₃	-	-	0,0095	-	-	-
DISTA19	-	-	-	-	0,0183	-0,1857
RUtot ₂₀₁₀	-	-	-	0,6886	-	- 3,8125
RUtot ₂₀₁₀ ²	-	-	-	-	-	0,5943
Nt	-	-	-	-	-	-6,0310
Ctot	-	-	-	-	-	- 0,3008
CE	-	-	3,8105	-	-	-
CE ²	-	-	- 0,2383	-	-	-
P ₂ O ₅	20,8843	-	-	-	-	-
Performance du modèle						
D^2_{gX}	0,467	0,499	0,268	0,145	0,230	0,742

b)

	Communautés 2011		
Prédicteurs	g-A	g-B	g-C
Intercept	4,8124	- 20,58	-25,25
profH1	- 0,0666	0,0835	-
α	-	-	-
Na	-	853,6	-
Na ²	-	-9897	-
$\theta_{moyPC2011}$	-	-	- 59,21
RUtot ₂₀₁₀	-	-	-
RUtot ₂₀₁₀ ²	-	-	-
Nt	-	-	42,86
Nt ²	-	-	-13,37
P ₂ O ₅	- 20,9185	-	-
Performance du modèle			
D^2_{gX}	0,294	0,456	0,153

Tableau 5-12 : $d^2 \cdot 100$ définis par prédicteur environnemental pour chaque communauté de 2010 (a), et de 2011 (b) pour chaque modèle. $d^2 \cdot 100$ de chaque paramètre pour chaque communauté représente la contribution de ce paramètre pris isolément dans l'explication de la distribution spatiale de la communauté considérée.

a)

Prédicteurs	Communautés statistiques de 2010					
	g-1	g-2	g-3	g-4	g-5	g-6
profH1	28,5	33,3	-	-	-	-
α	3,7	-	-	-	-	-
CaCO ₃	-	-	9,6	-	-	-
Ca	-	6,7	-	-	-	-
DISTA19	-	-	-	-	23,0	34,9
RUtot ₂₀₁₀	-	-	-	14,5	-	9,2
Nt	-	-	-	-	-	5,5
Ctot	-	-	-	-	-	4,5
CE	-	-	21,1	-	-	-
P ₂ O ₅	6,7	-	-	-	-	-

b)

prédicteurs environnementaux	g-A	g-B	g-C
profH1	20,9	25,7	-
P ₂ O ₅	13,0	-	-
Na	-	14,7	-
$\theta_{moyPC2011}$	-	--	5,1
Nt	-	-	10,2

Seuls 2 modèles en 2010 (ceux de g-2 et g-6) et 1 modèle en 2011 (celui de g-B) montrent une bonne performance prédictive ($AUC > 0,9$) (Tableau 5-13). Les modèles proposés pour les autres communautés (g-1, g-3, g-4, g-5, g-A et g-C) montrent une performance prédictive moyenne ($0,7 < AUC \leq 0,9$), avec un minimum de 0,78 pour g-4 et g-5 en 2010 et 0,75 pour g-C en 2011. Les résultats fournis par la calibration sont confirmés par la validation. La performance prédictive globale des modèles diminue globalement mais faiblement (Tableau 5-13). Elle reste supérieure ou voisine de 0,8 pour toutes les communautés, à l'exception de g-4 et g-C. La modélisation réalisée reste efficace au regard des paramètres utilisés.

En 2010, le succès global S (pourcentage de présences et d'absences bien prédites par les modèles) est supérieur ou égal à 85 % pour toutes les communautés à l'exception de la communauté g-4, pour laquelle il est plus faible (61 %). Ce résultat semble s'expliquer par la faible capacité de prévision de l'absence : cependant, il est intéressant de remarquer que son efficacité est maximale pour prédire la présence ($S_n = 100$ %). L'efficacité du modèle g-5 est, à l'inverse, moindre pour la prévision de la présence mais élevée pour l'absence ($S_n = 67$ % ; $S_p = 92$ %). Pour les autres communautés de 2010, le succès de prévision de l'absence est élevé (87 % $< S_p < 98$ %), et celui de présence aussi (73 % $< S_n < 100$ %).

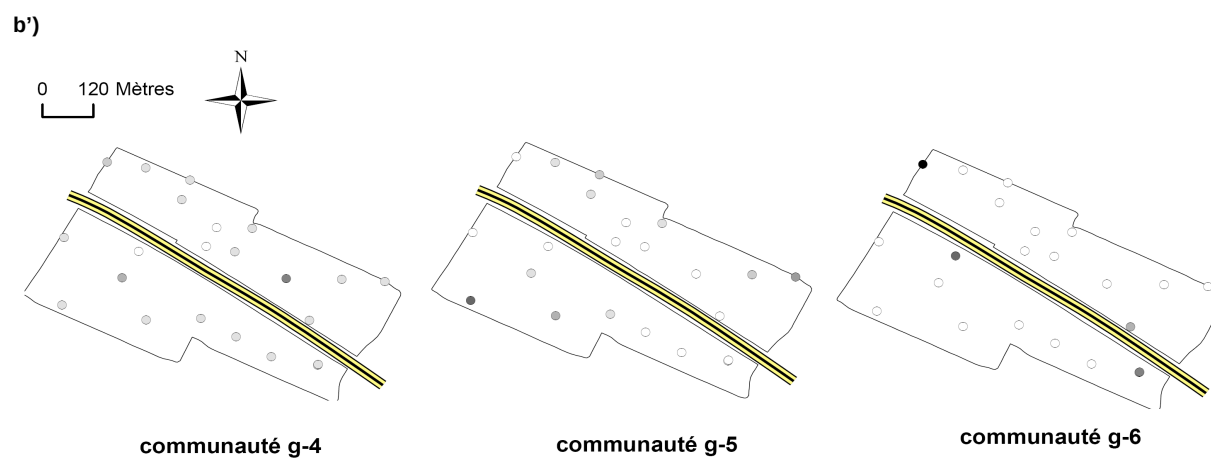
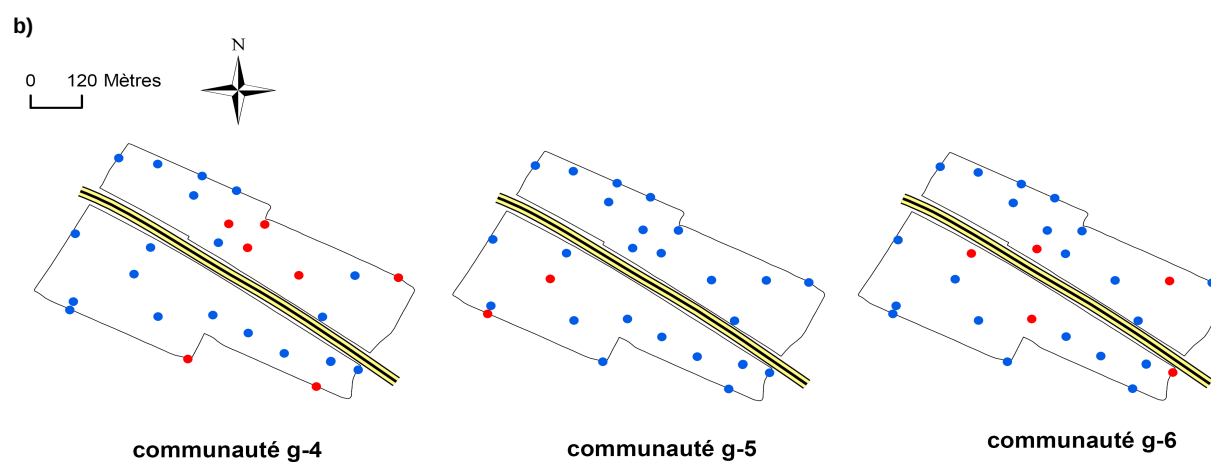
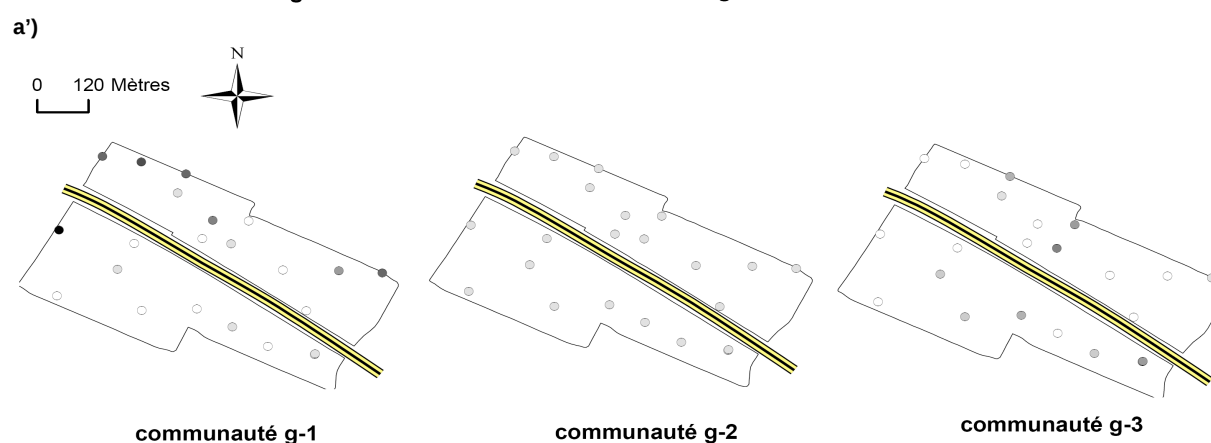
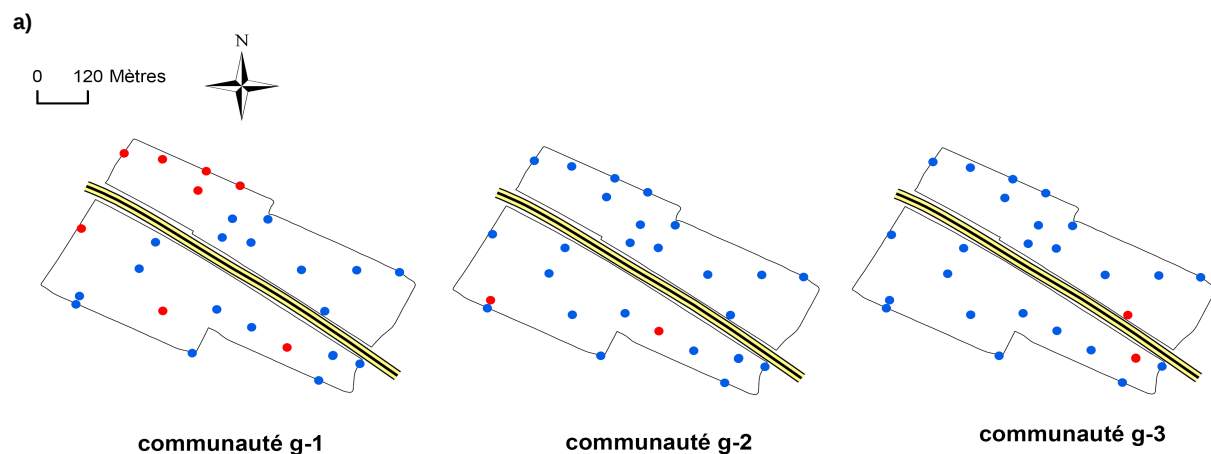
En 2011, les succès globaux des modèles sont compris entre 70 % (pour g-C) et 82 % (pour g-A). Les résultats de l'AUC de g-C sont confirmés par une efficacité de prévision de l'absence, moyenne (64%).

L'efficacité des modèles de g-A et g-B est plus élevée et supérieure à 73 %. L'efficacité de prévision de la présence est également élevée ($78 \% < S_n < 100 \%$).

Le succès global du modèle évalué par l'étape de validation est inférieur pour les deux années de simulation ($59,1 \% < S_{2010} < 90,9 \%$; $48 \% < S_{2011} < 70,4 \%$) (Tableau 5-13). Alors que les prévisions des absences restent efficaces en 2010 pour l'ensemble des communautés ($78,9 \% < S_{p_{2011}} < 100 \%$) (figure 5-20 a,a',b,b'), à l'exception de la communauté g-4 (52,9 %), celles des présences ne sont pas satisfaisantes ($0 \% < S_{n_{2010}} < 80 \%$) (figure 5-20 a,a',b,b'). De même, les prévisions des absences et des présences ne sont pas satisfaisantes en 2011 : le pourcentage de présences bien prédites est inférieur à 70 %, et très faible pour g-B (25 %) ; celui des absences est inférieur à 71,4 % et minimal pour g-C (46,7 %). Les cartes de prévision des communautés ne concordent pas avec celles des observations, à l'exception de celles des communautés g-1, g-5 et g-A (figure 5-20 a,a',b,b',c,c').

Tableau 5-13 : Statistiques de la performance des modèles de distribution spatiale des communautés de 2010 et de 2011, calculées lors de l'étape de calibration et celle de validation.

	Calibration				Validation			
Communautés de 2010	AUC	S	S_n	S_p	AUC	S	S_n	S_p
g-1	0,89	92	73	98	0,8	72,7	57,1	80
g-2	0,95	92	100	91	0,86	90,9	0	100
g-3	0,86	85	78	87	0,9	77,3	66,7	78,9
g-4	0,78	61	100	51	0,65	59,1	80	52,9
g-5	0,78	87	67	92	0,81	81,8	0	85,7
g-6	0,97	97	88	98	0,77	72,7	25	83,3
Communautés de 2011								
g-A	0,84	82	78	85	0,8	70,4	69,2	71,4
g-B	0,92	79	100	73	0,93	52	25	57,1
g-C	0,75	70	82	64	0,65	48	50	46,7



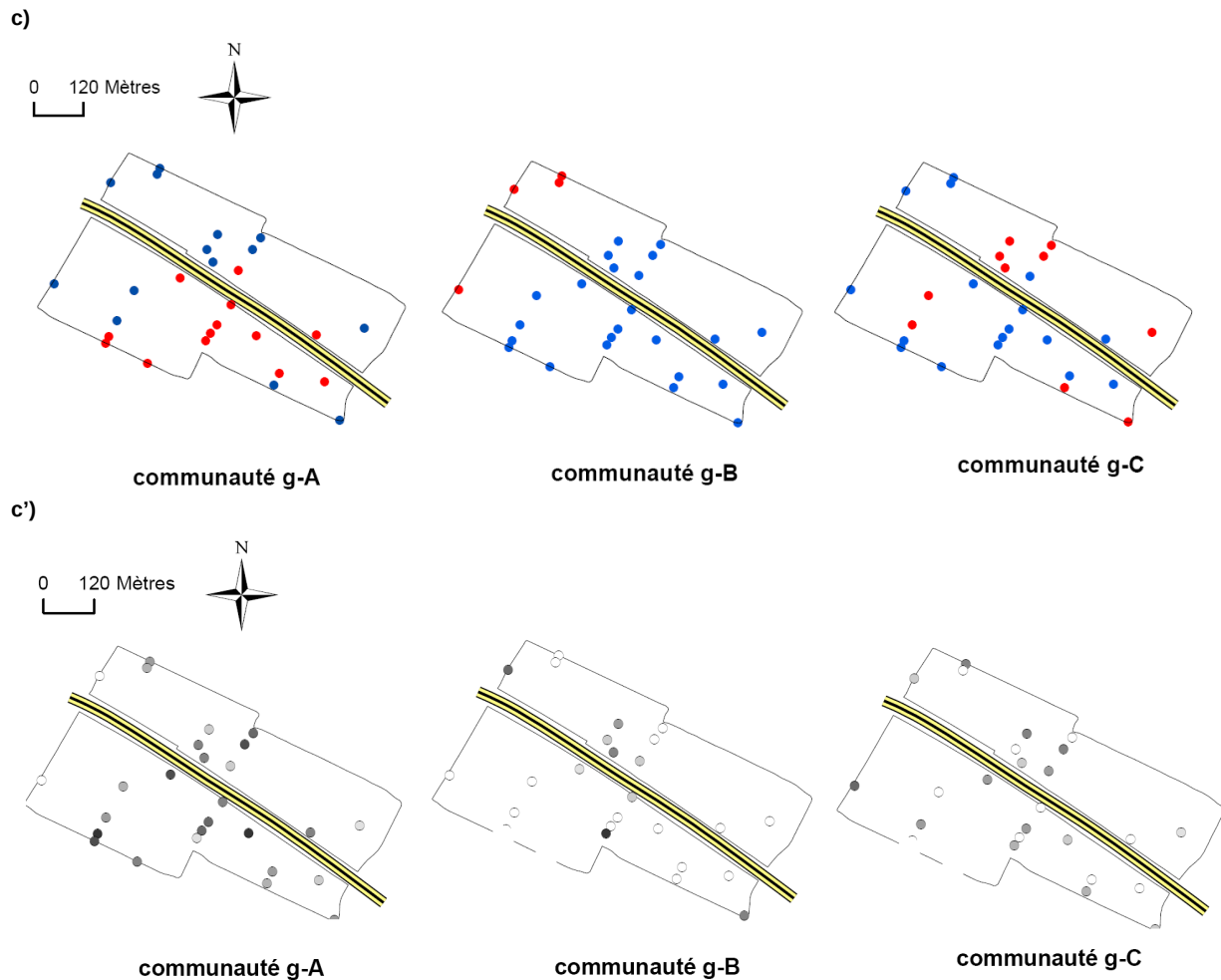


Figure 5-20 : Distribution spatiale de la présence (points rouges) et de l'absence (points bleus) observées des communautés de 2010 (a, b) et 2011 (c) dans les relevés utilisés pour la validation des modèles. Les points gris (a', b', c') montrent les probabilités de présence de chaque communauté aux points de validation. Les seuils optimaux de probabilité de présence définis par la fonction ROC sont 0,449 (g-1), 0,154 (g-2), 0,266 (g-3), 0,127 (g-4), 0,279 (g-5), 0,26 (g-6), 0,484 (g-A), 0,089 (g-B), 0,364 (g-C).

5.3 Discussion

5.3.1 Sur les résultats d'analyse de la biodiversité spécifique végétale

5.3.1.1 Mesure de l' α -diversité.

Les nombres totaux d'espèces recensées en 2010 et 2011 sont cohérents avec la valeur mesurée par De Redon de Colombier (2008) (60 espèces sont recensées dans leur étude parmi les relevés de bords de routes proches de terres cultivées).

Nos mesures de densité spécifique moyenne par m^2 sont plus élevées que les résultats d'Oster et al. (2008), qui ont trouvé entre 5 et 6 espèces / m^2 dans des milieux prairiaux semi-naturels soumis au pâturage. En revanche, les mesures de De Redon de Colombier (2008) pour ce même paramètre sont plus élevées que les nôtres (20,9 espèces par $m^2 \pm 8,02$, $P = 0,021$), et coïncident avec les résultats de Piqueray et al. (2011) (20,3 esp/ m^2). Il apparaît donc que notre système est plutôt pauvre en espèces végétales herbacées, bien qu'il ait un $pH > 6$ (Critchley et al. 2002a).

La mesure de l'équitabilité des espèces dans le couvert (1-Hill) est inférieure à celle obtenue par De Redon de Colombier (2008), qui mesure une équitabilité spécifique de 0,562 ($\pm 0,08$) pour des bords de

routes adjacents à des parcelles cultivées. Nos résultats montrent que le cortège du Mont-aux-Liens est composé principalement d'espèces peu recouvrantes et que quelques espèces, peu nombreuses, dominent le couvert végétal sur l'ensemble du site et sont issues des semis initiaux. Notre système d'étude est plus récent que celui de De Redon de Colombier (2008), moins stable et les espèces semées ont encore un poids non négligeable dans la composition du cortège : le cortège est fortement influencé par les semis et le couvert débute son évolution par des colonisations ponctuelles d'espèces qui ne parviennent pas ou pas encore à se maintenir, et à concurrencer les semis ayant germés sur un sol nu et ayant pu coloniser l'ensemble du site lorsque les conditions locales de station n'étaient pas trop contraignantes. L'équitabilité de Piqueray et al. (2011) montre une diversité des couverts plus élevée que la nôtre (0,7), c'est-à-dire une plus faible dominance d'un nombre réduit d'espèces.

Nos observations sur l'évolution spatiale des indices de diversité avec l'éloignement de l'infrastructure routière ne sont pas cohérentes avec les études déjà menées sur ce thème (chapitre 2 paragraphe 2.3.2.1). Il est en revanche cohérent avec les caractéristiques d'un système pionnier. De plus, le microclimat décrit dans la bibliographie (paragraphe 2.2) et lié à l'exploitation de l'autoroute ne semble pas encore établi, ce qui était attendu en raison de la mise en service récente de l'infrastructure,

5.3.1.2 Réflexion sur le déterminisme abiotique de l' α -diversité

Il est largement admis que les conditions abiotiques sont corrélées à la diversité des milieux prairiaux : à titre d'exemple, la forte fertilité du sol en azote et phosphore assimilable diminuent la diversité spécifique par réduction de la dimension des niches écologiques de chaque espèce (Harpole et Tilman 2007, Pywell et al. 2007).

Nos résultats montrent, en revanche, qu'il n'existe pas de réponse de la diversité quantitative spécifique à l'application d'un stress hydrique plus fort en 2011, et qu'il n'existe pas de facteur écologique testé expliquant l'évolution du recouvrement en 2011. Seule l'apparition d'une corrélation entre la densité spécifique et la profondeur de H1 la troisième année après la construction du Mont-aux-Liens, signale l'existence d'un déterminisme environnemental pour la diversité spécifique quantitative au sein du Mont-aux-Liens. Ces résultats appuient l'hypothèse qu'il existe une forte stochasticité environnementale, ce qui est cohérent avec la nature pionnière du couvert (Hubbell 2001).

Les résultats des analyses physicochimiques peuvent néanmoins alimenter notre réflexion sur le niveau de la diversité α .

La teneur en phosphore assimilable moyenne de notre site est relativement élevée (15 mg/100g), bien supérieur au contenu optimal du sol prairial fixé par Janssens et al. (1998) (5-8mg de phosphore assimilable /100g de sol sec), mais cohérent avec les valeurs mesurées in situ lors de leurs expérimentations. Notre valeur est supérieure aux teneurs trouvées par Piqueray et al. (2011) (0,963 mg/100g) ou encore Critchley et al. (2002a). Ces publications rendent compte de la très forte richesse spécifique (> 30 espèces /m²) des prairies associées aux faibles teneurs en P (au max 15 mg/kg). Notre teneur excède largement ce seuil, ce qui causerait la faible richesse spécifique bien qu'aucune corrélation ne soit associée. Le pH, la MO, le calcium et l'Nt ne montre pas de relation claire avec la diversité spécifique selon Janssens et al. (1998) et Critchley et al. (2002a), ce qu'on observe dans nos résultats en raison de la gamme de variation des paramètres chimiques trop restreintes (Figure 5-3).

5.3.1.3 Mesure de la diversité qualitative spécifique.

Nos résultats montrent une stabilité globale de la diversité spécifique qualitative, marquée par une modification de la distribution spatiale d'un nombre réduit d'espèces au sein du site, et par la présence non négligeable d'espèces non semées en 2008 : en effet, la diversité des plantes des milieux prairiaux est fortement influencée par la matrice paysagère à laquelle elle appartient (Dauber et al. 2003, Waldhardt et al. 2004), par la dispersion des graines (Geertsema et al. 2002) et par les flux de pollen (Van Geert et al. 2010). La matrice paysagère joue ainsi le rôle de filtre et détermine un pool d'espèces, de milieu agricole et de bords de route : parmi les éléments filtrant de la matrice figurent la configuration du paysage. Dans notre cas d'étude, le site est traversé par l'autoroute et les limites périphériques sont en contact direct avec des terres cultivées intensivement dont les bordures sont très régulièrement fauchées et reçoivent des molécules organiques xénobiotiques (pesticides).

Il est probable que le caractère pionnier de la végétation du Mont-aux-Liens soit accentué par la présence d'un pâturage sauvage sur le site (gibiers) qui favorise les espèces annuelles, en rosettes, et les hémicryptophytes (Diaz et al. 2007) et la colonisation par zoochorie.

5.3.1.4 Déterminisme abiotique de la diversité qualitative spécifique

L'étude des caractéristiques écologiques des espèces donne des indications sur les facteurs écologiques influençant l'évolution spatiale et temporelle des espèces entre 2010 et 2011 au sein du Mont-aux-Liens. L'amplitude de variation du pH à court terme est totalement négligeable, compte tenu de la très forte teneur en carbonates. Concernant les conditions de températures, elles sont en théorie influencées par la couverture du sol en végétation : les couverts ras, de faible densité, et composés d'espèces herbacées dont le recouvrement individuel est faible (en phase de colonisation par exemple), favorisent l'arrivée d'un rayonnement incident fort et direct sur le sol et donc, des températures élevées. Le couvert végétal montrant peu d'évolution entre les deux années, l'absence d'influence de ce paramètre dans l'expansion ou la régression spécifique parmi les relevés était attendue. L'étude du fonctionnement hydrologique montre la présence d'un stress hydrique élevé, lié à des conditions sèches du sol. Cette tendance s'accroît en 2011, ce qui serait cohérent avec l'expansion de l'aire de répartition d'espèces mésoxérophiles au détriment des espèces mésohydriques, entre 2010 et 2011. L'éclairement est fort sur le site en raison de l'absence de végétation arborée et arbustive bien développée sur le site d'étude, ce qui favorise les espèces supportant un éclaircissement direct et tout au long de l'année, en cohérence avec les observations précédentes.

Les résultats de la corrélation entre les variables d'Ellenberg par relevé et les variables physicochimiques ne nous permettent pas de valider l'expansion de la capacité de tolérance au stress des cortèges due à l'application d'un stress hydrique plus fort en 2011. Les résultats d'analyses des paramètres chimiques et physiques (Tableau 5-5) montrent que ces facteurs sont peu variables sur l'ensemble du site d'étude et pour les deux années (concernant θ_{moyPC} , σ_{moyPC} , RU), ce qui expliquerait ce faible niveau de corrélation, particulièrement en ce qui concerne le pH et l'humidité édaphique. Nos résultats concernant la validation de l'humidité du sol sont cohérents avec les observations faites par Diekmann (2003) selon lesquelles, les corrélations entre F_i et les paramètres habituellement utilisés dans la littérature pour les validations sont rares. Des profondeurs croissantes pour H1 sont corrélées à des conditions d'humidité édaphiques plus élevées. En revanche, la corrélation entre F_i et θ_{moyPC} est

négative, celles entre F_i et K_{sat} d'autre part, F_i et α d'autre part, sont positives. Les variables utilisées ne nous permettent pas de valider les estimations par relevés de R_i ni F_i . Ces effets peuvent être expliqués par l'influence de la position de chaque espèce le long du gradient environnemental sur la forme de sa réponse (Rydgren et al. 2003) : la courbe de réponse d'une espèce ou d'un cortège végétal est déterminée de façon non ambiguë si le gradient environnemental des échantillons excède largement les limites hautes et basses de présence du cortège végétal étudié (Austin 2007), ce qui n'est pas le cas dans notre étude. L'absence de validation de R_i et F_i pourrait également découler de la nature du site d'étude : dans des conditions soumises à de forts impacts anthropiques, les espèces recensées peuvent, avant tout, refléter un niveau de perturbation, et pas des conditions abiotiques spécifiques en raison de la modification de leur compétitivité (Diekmann 2003). En revanche, les mesures d' N_t et de teneurs en phosphore assimilable valident bien les valeurs pondérées de N_i .

Les résultats de l'étude des stratégies adaptatives du cortège global montre qu'il n'y a pas de réponse particulière des espèces à l'application d'un stress hydrique plus fort en 2011. La stratégie dominante du cortège global est la rudéralité, ce qui est cohérent avec les stratégies observées sur les bords de routes dans la bibliographie (chapitre 2 paragraphe 2.3.1.1.1).

L'augmentation du niveau de tolérance au stress moyen des cortèges par relevé en 2011 est corrélée positivement à la densité apparente de H_1 : l'augmentation de la densité apparente signifie une diminution de la porosité du sol, et peut être associée à un tassement plus important, rendant plus difficile l'enracinement des plantes, et sur des profondeurs plus réduites. Cette corrélation est donc cohérente avec la présence de cortèges floristiques plus tolérants au stress au niveau de ces relevés. Les traits fonctionnels dédiés à l'exploitation des ressources permettent d'expliquer la relation entre le niveau de compétitivité moyen des cortèges et les paramètres physicochimiques auxquels il est corrélé. Ces résultats ne confirment en revanche pas les observations de Critchley et al. (2002a) qui ont montré une corrélation positive du niveau de tolérance au stress avec le pH et avec le phosphore assimilable.

5.3.2 Sur les résultats d'analyse de la biodiversité des communautés végétales statistiques

5.3.2.1 Discussion sur la validité des communautés statistiques

Le niveau de validité moyen des dendrogrammes est vérifié par l'analyse qualitative et quantitative de la diversité végétale des communautés statistiques : nos résultats montrent un faible contraste entre les communautés statistiques en 2010 : seuls les g-1, g-2 de 2010 se distinguent clairement des autres communautés (g-3, g-4, g-5, g-6) du point de vue de leur diversité quantitative et qualitative. Ces observations sont confirmées en 2011 avec une réduction du nombre de communautés à 3.

Ces observations résultent certainement d'un poids trop élevé accordé aux espèces « rares » (présentes dans un seul relevé). La comparaison entre les classifications réalisées à partir, du cortège d'espèces complet, et sans les espèces « rares », a montré le rôle non négligeable de ces espèces dans le classement des relevés selon la similarité de leur composition floristique. Nous avons fait le choix, dans notre étude, de conserver ces espèces suite à ces résultats ; cependant, l'analyse qualitative des communautés statistiques remet en question ce choix, qui, compte tenu du caractère pionnier du milieu étudié, n'est peut-être pas le plus pertinent. L'évolution spatiotemporelle des couverts

pionniers est rapide, ce qui rend difficile l'analyse de leur biodiversité à l'échelle des communautés ; ceci explique les résultats de l'étape de classification, c'est-à-dire, le plus faible nombre de communautés statistiques recensées en 2011 par rapport à 2010, bien que les espèces recensées soient très semblables à l'échelle du site.

Cette différence repose sur le changement de distribution spatiale d'un nombre d'espèces, réduit par rapport au nombre total d'espèces recensées sur le site, mais qui influence fortement l'analyse du niveau de similarité de la composition entre les relevés, car le nombre d'espèces rares parmi le cortège global est important en 2010, comme en 2011.

L'impact de la prise en compte de ces espèces s'exerce aussi dans l'étape de caractérisation des communautés statistiques à travers la détermination des espèces diagnostiques. La méthode utilisée montre que la fidélité des espèces diagnostiques sélectionnées est forte pour toutes les communautés, ce qui devrait conduire à distinguer fortement les groupes formés. Cependant, le nombre élevé d'espèces sélectionnées rend plus difficile l'analyse de leur appartenance à un groupe phytosociologique bien défini, d'autant que ces espèces caractérisent des groupes phytosociologiques différents. Enfin, des espèces initialement semées lors de la construction de l'aménagement figurent parmi les espèces diagnostiques, ce qui montre que les communautés statistiques sont encore fortement impactées par cette opération.

Cette interprétation est cohérente avec la faible variabilité de leur preferences écologiques, ne reflétant pas exactement la variabilité des conditions stationnelles abiotiques, homogènes sur le Mont-aux-Liens pour une majorité de facteurs mesurés (à l'exception de la profondeur de H1, profH1). Cette interprétation est également cohérente avec la difficulté de définir des modèles statistiques prédicteur de la distribution spatiale des communautés, à ce stade d'évolution de la végétation.

5.3.2.2 Discussion sur la validité des modèles de prévision statistique

Le moteur principal de la dynamique de la végétation est la colonisation (via les processus de dispersion), sous forme d'extinction et d'apparition locales d'espèces à court terme. Son évolution à moyen terme doit conduire à la formation d'un système fonctionnel cohérent, structuré en communautés sous l'action du déterminisme environnemental (au travers des conditions abiotiques et de la mosaïque paysagère dans laquelle se trouve le Mont-aux-Liens), mais aussi de processus stochastiques (liés aux capacités de dispersion et de colonisation des espèces) et de mesures de gestion (Gaujour et al. 2012).

Les résultats de la calibration et de la validation des modèles appuient les observations faites précédemment sur les preferences écologiques de chaque groupe en 2010, à savoir que les communautés ne se distinguent pas les unes des autres par les preferences hydrique, lumineuse, et en nutriments. A l'issue de la validation, seuls les modèles de g-1 et g-A demeurent les plus performants. Ils intègrent tous deux l'épaisseur de l'horizon H1 en prédicteur principal et, la teneur en phosphore assimilable en prédicteur secondaire. Les autres prédicteurs, ne conditionnant que faiblement la structuration spatiale du système à court terme, définissent des conditions abiotiques contraignantes in situ (chapitre 5 paragraphe 5.3.1.2) et impacteront fortement l'évolution spécifique du système à plus long terme (Critchley et al. 2002a,b, Gaujour et al. 2012). Le pouvoir prédictif des modèles reste bon, ce qui appuie l'hypothèse selon laquelle les paramètres testés conditionnent le plus

la distribution spatiale des communautés. En revanche, il est fortement probable que la stochasticité environnementale impacte fortement l'évolution de la biodiversité végétale, conformément au caractère pionnier de la végétation. En conséquence, il apparaît que, compte tenu de l'échelle d'étude (locale) et du niveau d'évolution de la succession végétale (stade pionnier au sein duquel la teneur des interactions interspécifiques est quasi nulle), la modélisation prédictive de la biodiversité devrait être envisagée à l'échelle spécifique.

La méthodologie utilisée peut expliquer la faible efficacité de prévisions des présences par les modèles (en 2010) en raison de seuils optimaux de probabilités relativement élevés pour ces modèles (le seuil le plus faible est 0,127 pour le modèle de g-4).

La structuration spatiale du Mont-aux-Liens, 3 ans après sa construction, ne vérifie pas les schémas de structuration de la biodiversité végétale dans les territoires adjacents aux routes, répertoriés dans la bibliographie (chapitre 2 paragraphe 2.3.2.1). Il est néanmoins possible de se demander si elle vérifie celle attendue par l'aménageur dans le cadre du projet de valorisation de la biodiversité au sein du Mont-aux-Liens.

5.4 Conclusion du chapitre 5

Le travail présenté dans ce chapitre 5 a permis de caractériser quantitativement et qualitativement la composition de la biodiversité végétale spécifique du Mont-aux-Liens pendant les deuxième et troisième années suivant la construction de l'aménagement, ainsi que sa structuration en communautés. Il ressort de nos analyses que les propriétés abiotiques du site, le caractère pionnier de la végétation et son origine anthropique (semis) impactent fortement la biodiversité végétale observée, à l'échelle spécifique comme à celle des communautés végétales :

- La végétation du site se caractérise par une faible densité spécifique, évoluant peu, un cortège tendant légèrement à s'homogénéiser entre 2010 et 2011 et composé d'espèces herbacées annuelles à croissance rapide, principalement rudérales, issues pour partie des semis, bien que la tolérance au stress et la compétitivité soit davantage observées en 2011. Les conditions abiotiques du site sont contraignantes et peu variables sur l'ensemble du site : elles favorisent l'apparition d'espèces neutrophiles, principalement mésotrophiles, xérophiles et héliophiles.
- Modéliser la distribution spatiale des communautés végétales du Mont-aux-Liens, 2 et 3 ans après sa construction, se révèle difficile compte tenu d'une stochasticité environnementale forte. L'analyse de la structuration des espèces en communautés montre que ce niveau d'analyse s'applique mal au système étudié, jeune et d'origine anthropique : les regroupements ne montrent pas de structuration spatiale concordante avec celle observée en présence de microclimats générés par les routes mais des schémas d'évolution phytosociologique mixtes. Modéliser la distribution spatiale des communautés végétales du Mont-aux-Liens se révèle également difficile compte tenu de la capacité prédictive limitée des paramètres abiotiques testés dans notre étude. Alors que la modélisation sous HYDRUS-1D simule un stress hydrique élevé du couvert végétal et une teneur en eau annuelle faible en 2010 et 2011, la disponibilité de la ressource en eau ne représente pas le premier prédicteur environnemental. C'est l'épaisseur du premier horizon de sol qui influence le plus la distribution spatiale des communautés statistiques. Nos résultats rendent compte de la difficulté mentionnée par la littérature de définir le paramètre le plus adéquat pour tester localement, l'importance de ce facteur dans la distribution spatiale des communautés pionnières de milieux fortement anthropisés. Une analyse de la réponse spécifique montrerait sans doute des résultats prometteurs.

L'utilisation de traits fonctionnels pour analyser l'évolution de la biodiversité est largement répandue et fait l'objet de consensus car elle permet d'intégrer, dans l'étude de la biodiversité, le fonctionnement des communautés et de l'écosystème via les problématiques d'interactions des plantes avec leur environnement abiotique, mais également avec leur environnement biotique (compétition, facilitation). Compte tenu des conclusions qui précèdent sur l'analyse des communautés statistiques de 2010 et 2011, l'analyse de traits fonctionnels théoriques reflétant la capacité de dispersion, d'établissement et de persistance à l'échelle de ces organisations, n'apparaît pas pertinente. Cependant, l'étude de notre système pourrait être complétée par cette analyse si elle est réalisée au niveau spécifique. La mesure in situ de traits fonctionnels (ex : SLA, profondeur d'enracinement) traduisant l'état physiologique du

couvert et leurs gradients de variations auraient certainement fait émerger une structuration spatiale différente, mettant en évidence une capacité variable du couvert végétal, pour exploiter les ressources du sol, avec, peut-être, une meilleure cohérence entre ces résultats et ceux obtenus grâce à HYDRUS-1D.

La construction du Mont-aux-Liens résulte de la volonté du constructeur de valoriser la biodiversité au sein une ancienne zone technique succédant à des terres cultivées en agriculture intensive. Compte tenu des résultats présentés dans ce chapitre, l'analyse de l'adéquation entre le système « Mont-aux-Liens 2011» actuellement observé, et le système projeté lors des travaux de construction (système « mosaïque initiale »), devrait permettre de réaliser une première évaluation de sa performance écologique, du point de vue de la diversité végétale observée à court terme, et de proposer des solutions pour son amélioration à moyen et long terme. Ce travail est présenté dans le chapitre 6.

CHAPITRE 6 : ANALYSE DE LA PERFORMANCE ECOLOGIQUE DU MONT-AUX-LIENS

6.1 Introduction

Etudier la performance écologique d'un aménagement revient à se demander si les effets écologiques attendus par rapport aux objectifs visés pour un état de référence sont atteints. Cette étude peut être faite en cours (évaluation concomitante) ou à la fin de l'opération (ex-post) (Fagan et al. 2008).

L'évaluation de la conformité des résultats obtenus vis-à-vis des objectifs initiaux de l'aménageur répond à deux enjeux :

- définir des indicateurs pertinents à utiliser pour faire cette évaluation et le suivi ultérieur de l'aménagement,
- améliorer les pratiques de gestion et de restauration.

L'analyse de la performance écologique du Mont-aux-Liens s'appuie sur les méthodes et indicateurs de travail déjà développés précédemment dans ce travail de thèse : seule la strate herbacée des 96 points d'échantillonnage fait l'objet de cette analyse. Sont exclus de l'analyse les ligneux plantés par l'aménageur, bien que des observations in situ pourront alimenter notre discussion.

Il s'agit de déterminer l'évolution de la biodiversité spécifique quantitative et qualitative globale par rapport à celle mise en place initialement par les semis. L'analyse par zone aménagée nous permettra d'évaluer dans quelle mesure, la mosaïque d'habitats initialement planifiée contraste avec les observations à l'issue de 2011.

6.2 Performance écologique de l'aménagement¹

6.2.1 Evolution de la biodiversité spécifique globale et de celle des relevés floristiques

6.2.1.1 Augmentation de la densité spécifique moyenne et hétérogénéisation du couvert floristique.

La densité spécifique moyenne observée pour l'ensemble du Mont-aux-Liens en 2011 est significativement plus élevée que celle apportée lors de la construction ($Si_{\text{projet-moy}} = 9,1 \text{ esp/m}^2$; $Si_{2011\text{-moy}} = 12,3 \text{ esp/m}^2$; Test Mann-Whitney, $P < 0,001$).

L'analyse de la distribution spatiale de l'évolution de la densité spécifique entre le projet et à l'issue de 2011 (Figure 6-1) montre que ce bilan quantitatif positif concerne 81 % des relevés, qui n'enregistrent aucune perte de richesse spécifique : celle-ci augmente de 7,8 espèces en moyenne ($SE = 0,6$) pour une majorité d'entre eux (75 % des relevés) ; elle reste stable pour 5 % des relevés. Les 19 % de relevés restants enregistrent une diminution de leur densité spécifique, en moyenne de 5,1

¹ Cette partie a fait l'objet d'un projet de publication : Mayrand F., Marage D., Coquet Y., Gilliot J.M., La diversité végétale comme une composante de la performance écologique d'un aménagement paysager autoroutier : cas d'étude du Mont-aux-Liens (A19). Sciences Eaux & Territoires (SET)

espèces/m² (SE = 0,6). La variation spatiale de cet indice ne montre pas d'organisation particulière significative (Indice de Moran = 0,2, SE = 0,2, P > 0,1). En revanche, elle est significativement corrélée à 7 des paramètres physicochimiques testés (Tableau 5.2) : la densité spécifique S_i a augmenté depuis la construction du site, lorsque le pH et C/N sont plus élevés. S_i a diminué lorsque la CEC, la teneur en Ca, la RU moyenne, la profondeur de l'horizon H1 et la distance à l'autoroute A19 sont plus élevées.

L'abondance relative moyenne observée pour l'ensemble du Mont-aux-Liens en 2011 est significativement plus élevée que celle apportée lors de la construction ($E_{i_projet-moy} = 0,166$, SE = 0,003 ; $E_{i_{2011-moy}} = 0,208$, SE = 0,007; Test Mann-Whitney, P < 0,001). L'analyse de la distribution spatiale de ce paramètre entre le projet et à l'issue de 2011 (Figure 6-2) montre que ce bilan quantitatif positif concerne 72 % des relevés, qui n'enregistrent aucune diminution de l'abondance relative : celle-ci augmente pour une majorité d'entre eux (65% des relevés) ; elle reste stable pour 7 % des relevés. Les 28 % de relevés restants enregistrent une diminution de leur abondance relative. La variation spatiale de cet indice ne montre pas d'organisation particulière significative (Indice de Moran = 0,2, SD = 0,2, P > 0,1) ni de corrélation avec les paramètres physicochimiques testés (tableau 5.2). L'équitabilité spécifique à l'issue de 2011 est plus élevée que celle mise en place lors de sa construction.

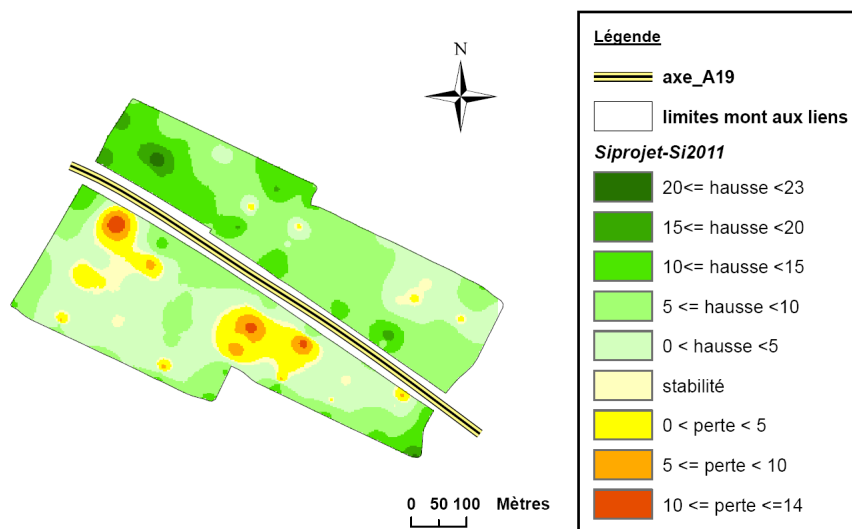


Figure 6-1 : Distribution spatiale de la variation de la densité spécifique (espèces/m²) dans le Mont-aux-Liens entre le projet et les observations in situ en 2011. Les couleurs traduisent l'intensité de la variation, en perte ou hausse, de la densité spécifique (espèces.m²) ; « hausse » = la densité spécifique observée est plus élevée que celle envisagée par le projet ; « perte » : la densité spécifique observée est moins élevée que celle envisagée par le projet ; « stabilité » : la densité spécifique observée correspond à la densité du projet (IDW sous ArcGis).

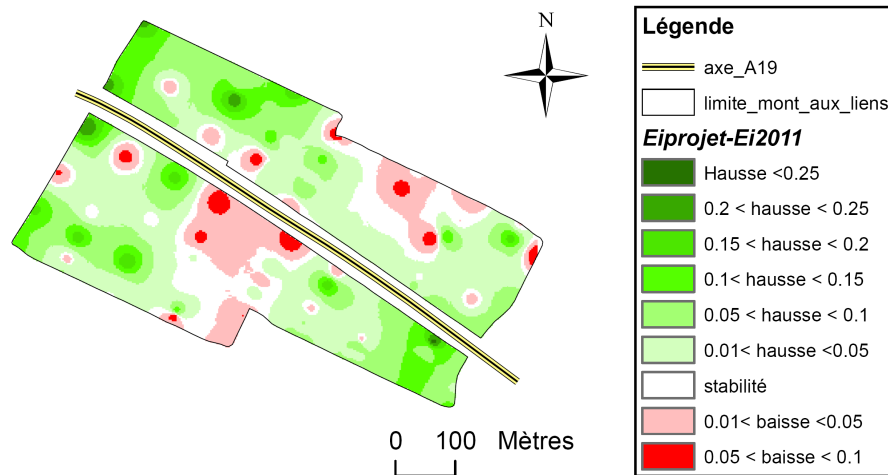


Figure 6-2 : Distribution spatiale de la variation de l'abondance relative Ei dans le Mont-aux-Liens entre le projet et les observations in situ en 2011. Les couleurs traduisent l'intensité de la variation; « hausse » = l'abondance relative observée est plus élevée que celle envisagée par le projet ; « baisse » : l'abondance relative observée est moins élevée que celle envisagée par le projet ; « stabilité » : l'abondance relative observée correspond à la densité du projet (IDW sous ArcGis).

6.2.1.2 Analyse qualitative de la transformation du cortège.

6.2.1.2.1 Comparaison des statuts patrimoniaux

Aucune espèce semée n'était protégée en région Centre, ni sur le territoire national, ce qui est toujours le cas à l'issue de 2011. On observe une augmentation de la fréquence en espèces indigènes en région Centre, représentant initialement 60 % des espèces semées et représentant 92 % des espèces recensées à l'issue de 2011. Aucune espèce exotique envahissante n'a été recensée sur le site. Les espèces accidentelles en région centre (*Pucinellia distans*, *Silena pendula*) initialement présentes dans les semis n'ont pas été retrouvées in situ : elles auraient pu transformer les communautés indigènes et devenir envahissantes. Il en est de même pour les espèces cultivées et les espèces subspontanées utilisées. Les espèces naturalisées sont plus largement rencontrées dans les milieux semi-naturels et il est plus délicat d'apprécier leur utilisation dans les semis.

L'évolution de la patrimonialité spécifique du site est justifiée par le statut pionnier du Mont-aux-Liens et les contraintes exercées par la matrice paysagère. Des espèces remarquables étaient attendues (*Neotinea ustulata*, *Ophrys* sp). En revanche, l'absence d'espèces exotiques envahissantes traduit une évolution positive du système étudié, répondant à l'objectif précis de l'aménageur de favoriser la biodiversité indigène.

6.2.1.2.2 Importance de la colonisation et implantation limitée des semis.

L'analyse des espèces recensées en 2011 montre qu'elles proviennent à 25 % des semis réalisés pendant la construction du site, les 75 % restants étant représentés par des espèces exogènes (c'est-à-dire non semées initialement dans le site). L'analyse de l'origine des cortèges par relevés floristiques nous permet de montrer que les semis influencent la composition moyenne par m², en réussissant à s'implanter là où ils ont été semés de façon limitée ($\text{Ind}_i \text{ moyen-2011} = 0,203$, SE = 0,023), mais également en colonisant les autres relevés ($\text{Ex}_i \text{ partiel moyen-2011} = 0,332$, SE = 0,019). La colonisation moyenne par m² par des espèces non semées dans le Mont-aux-Liens (exogènes strictes) est forte ($\text{Ex}_i \text{ strict moyen-2011} = 0,466$; SE = 0,028), mais non majoritaire.

La variabilité du succès d'implantation des semis ($\text{Ind}_i 2011$) (Figure 6-3a) est forte ($0 < \text{Ind}_i 2011 \leq 0,875$) à l'issue de 2011 : seuls 16 % des relevés ayant fait l'objet de semis présentent un succès

d'implantation satisfaisant ($\text{Ind}_i > 0,5$). L'intensité d'implantation la plus observée est comprise entre 0,125 et 0,25 et concerne 34 % des relevés floristiques. Les zones de plus fort succès se trouvent agrégées, principalement au sud de l'autoroute (Indice de Moran = 0,47, SD = 2,9, $P < 0,01$) et corrélées à des zones de stress hydrique moins fort ($R^2_{\text{Spearman}} = -0,344$, $P < 0,05$).

La colonisation par les espèces exogènes partielles (Figure 6-3b) à l'issue de 2011 est présente sur tout le Mont-aux-Liens et peu intense ($0,125 < \text{Ex}_i \text{ partiel } 2011 \leq 0,25$ pour 37 % des relevés). Quelques noyaux d'intensité forte ($\text{Ex}_i \text{ partiel } 2011 > 0,5$) occupent 28 % du site, principalement le long de l'autoroute bien qu'aucun schéma de distribution spatiale ne soit statistiquement significatif (Indice de Moran = 0,14, SD = 0,82, $P > 0,1$).

L'implantation des espèces où elles ont été semées est négativement impactée par la colonisation par les espèces exogènes strictes ($R^2_{\text{Spearman}} = -0,358$, $P = 0,001$; $N = 96$). Celle-ci est généralisée (Figure 6-3c) : elle est forte ($\text{Ex}_i \text{ strict } 2011 > 0,5$) pour 39 % des relevés, d'intensité moyenne à forte ($0,375 < \text{Ex}_i \text{ stric } 2011 \leq 0,5$) pour 17% des quadrats. Les espèces exogènes strictes sont plus abondantes dans la partie ouest du site n'ayant pas fait l'objet de semis, et moins abondantes aux abords de l'autoroute (indice de Moran = 0,34, SD = 2,11, $P < 0,05$). Leur fréquence est impactée positivement par la quantité de nutriments azotés (Nt) ($R^2_{\text{Spearman}} = 0,285$, $P < 0,01$), de phosphore assimilable P_2O_5 ($R^2_{\text{Spearman}} = 0,231$, $P < 0,05$), de carbone organique (Corg) ($R^2_{\text{Spearman}} = 0,326$, $P < 0,01$), la profondeur de H1 (profH1) ($R^2_{\text{Spearman}} = 0,545$, $P < 0,001$) et la distance à l'autoroute (DISTA19) ($R^2_{\text{Spearman}} = 0,216$, $P < 0,05$). Elle est négativement liée à la teneur en calcaire totale CaCO_3 ($R^2_{\text{Spearman}} = -0,309$, $P < 0,01$) et au pH ($R^2_{\text{Spearman}} = -0,267$, $P < 0,05$). La disponibilité de la ressource en eau ($\theta_{\text{moy } 2011}$, RU) ou la situation de stress hydrique ($\sigma_{\text{moy } 2011}$) n'influence pas significativement la distribution spatiale de $\text{Ex}_i \text{ stric } 2011$.

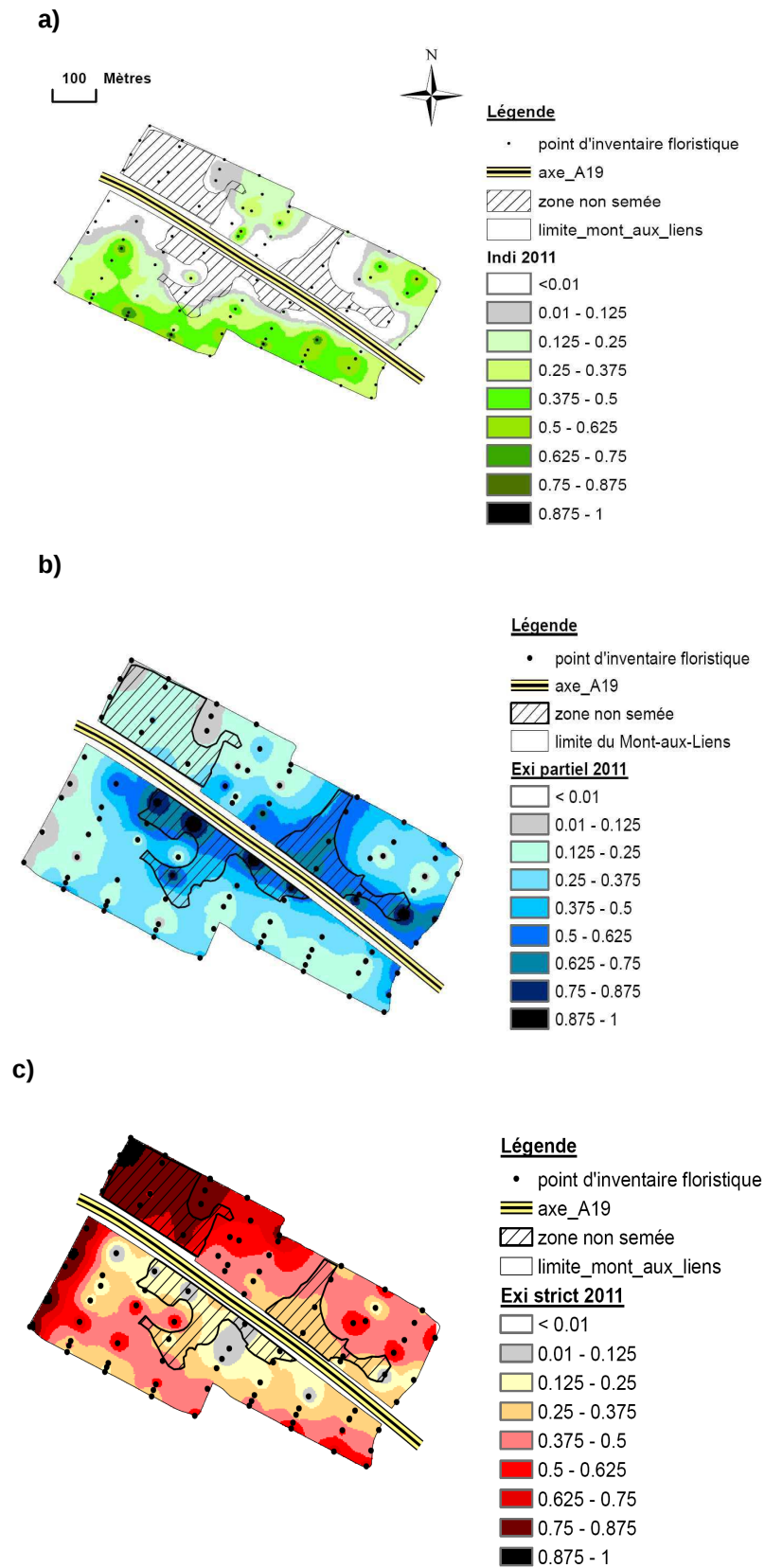


Figure 6-3 : Distribution spatiale des indices d'indigénat Ind_i (a), d'exogénat partiel $Ex_{i-partiel}$ (b) et d'exogénat strict $Ex_{i-strict}$ (c) à l'issue de 2011 (IDW sous ArcGIS).

6.2.1.2.3 Comparaison des stratégies adaptatives.

A l'échelle globale, le cortège installé au Mont-aux-Liens ne présente pas les mêmes stratégies adaptatives que celles des espèces semées (Figure 6-4) : celles-ci étaient peu diversifiées (seulement 2), dominées par la capacité de tolérance au stress (couvrant 79 % des relevés), adjointe à la compétitivité (CS) (21 % des relevés) ou observées seules (S) (58 %). Il est important de noter que seuls 58 % des espèces semées étaient renseignées par le système CSR, ce qui est faible.

A l'issue de 2011, les stratégies S et CS ne sont observées que pour un effectif limité de relevés (34 %). La tolérance au stress est toujours observée (dans 57 % des relevés), mais la stratégie S stricte est moins répandue au sein du site (19% des relevés). Elle est rencontrée là où les semis se sont maintenus ($R^2_{\text{spearman}} = 0,208$, $P < 0,05$).

C'est le niveau de rudéralité observé à l'issue de 2011 qui contraste le plus avec le projet : cette stratégie adaptative n'était pas anticipée dans les mélanges semés ; elle est observée dans 53 % des relevés et fortement dans la partie ouest du Mont-aux-Liens correspondant à des zones sans semis, et résultant d'une colonisation exogène stricte forte ($R^2_{\text{spearman}} = 0,587$, $P < 0,001$). La plus forte rudéralité du cortège de 2011 expliquerait pour partie l'augmentation de la densité spécifique : elle est plus élevée dans les cortèges plus rudéraux ($R^2_{\text{spearman}} = 0,205$, $P = 0,048$) mais n'expliquerait pas l'évolution de l'abondance relative, corrélée positivement à la distribution de la tolérance aux stress ($R^2_{\text{spearman}} = 0,212$, $P < 0,05$) et négativement à la compétitivité ($R^2_{\text{spearman}} = -0,385$, $P < 0,001$).

Les cortèges floristiques observés en 2011 sont davantage compétitifs en raison du maintien de certains semis ($R^2_{\text{spearman}} = 0,431$, $P < 0,001$), mais aussi de leur expansion spatiale (colonisation partielle) ($R^2_{\text{spearman}} = 0,393$, $P < 0,001$). Vingt-et-un pourcents des relevés montrent une capacité compétitive suite à la création du site ; en 2011, ils représentent 49 % du site.

L'analyse spatiale des stratégies adaptatives moyennes pondérées ne montre pas de distribution particulière (Figure 6-5).

Ces résultats montrent que les espèces semées ne présentaient pas les stratégies adaptatives nécessaires pour se maintenir dans le milieu à court terme.

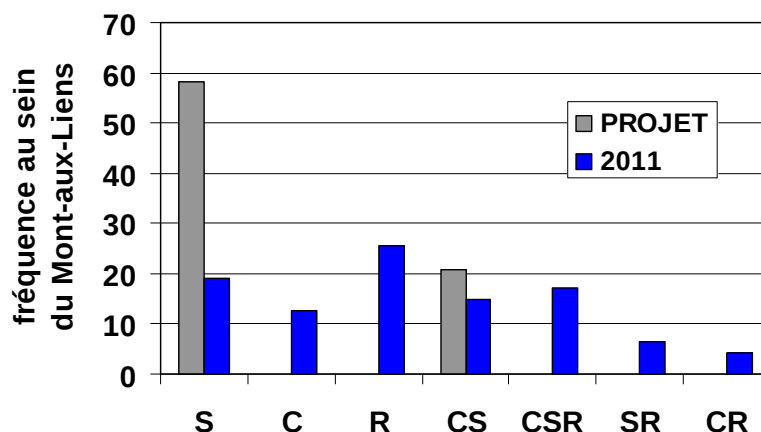


Figure 6-4 : Comparaison des fréquences moyennes (par m²) des stratégies adaptatives de Grime rencontrées dans le Mont-aux-Liens. S = tolérance au stress ; C = compétitivité ; R = rudéralité ; CS = compétitivité et tolérance au stress ; SR = tolérance au stress et rudéralité ; CR = compétitivité et rudéralité ; CSR = compétitivité, tolérance au stress et rudéralité.

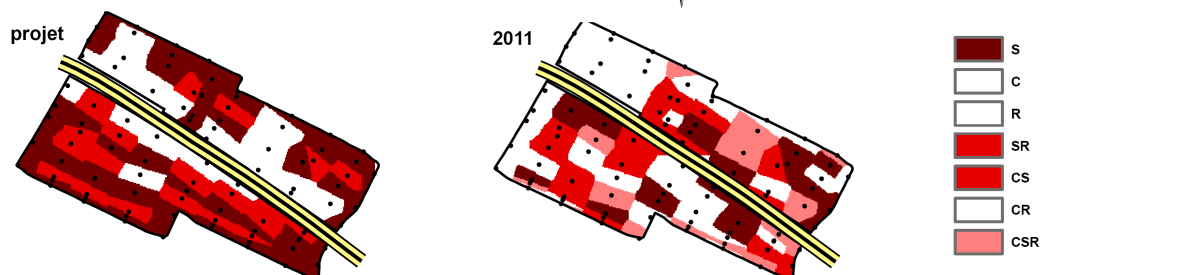
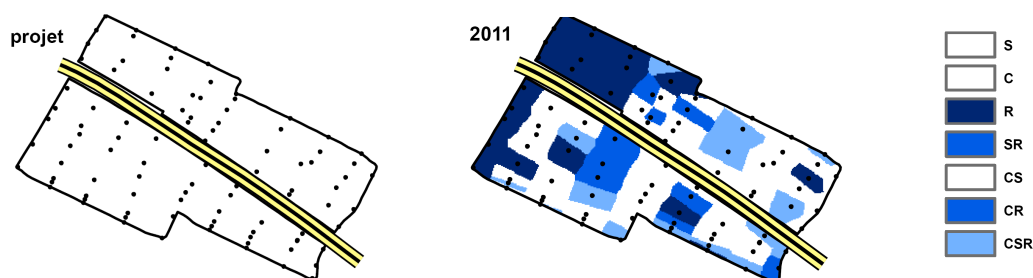
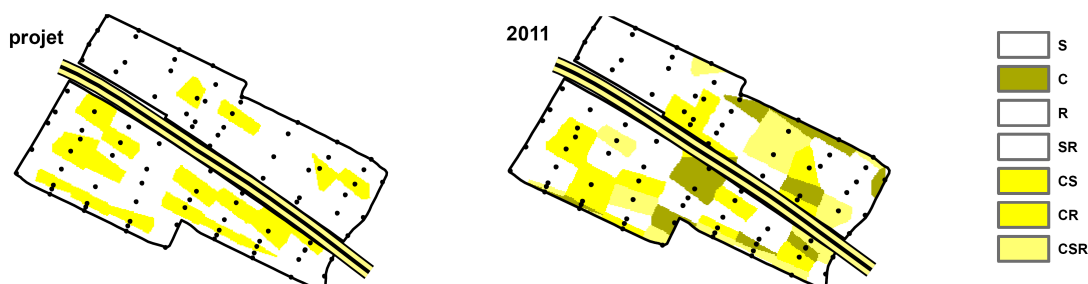
Distribution spatiale de la tolérance au stressDistribution spatiale de la rudéralitéDistribution spatiale de la compétitivité

Figure 6-5 : Evolution de la distribution spatiale des stratégies adaptatives primaires (S, R, C) et secondaires (SR, CR, CS, CSR) projetées et observées en 2011. Pour chaque relevé, la couleur est d'autant plus intense que la stratégie étudiée est majoritaire. Les relevés en blanc ne présentent pas la stratégie étudiée (Allocation euclidienne sous ArcGis).

6.2.1.2.4 Comparaison des preferendums écologiques

La comparaison du preferendum écologique des cortèges semés et celui du cortège observé en 2011 dans les zones semées montre qu'ils sont significativement différents pour 4 des 6 variables écologiques d'Ellenberg (L, T, K, F, R, N) (Figure 6-6) : l'humidité édaphique (F), la continentalité (K), la température (T) et la réactivité du sol (R) (Test Mann-Whitney, $P < 0,001$). Les cortèges semés croissent habituellement dans des milieux plus humides (cortèges mésohygrophiles) que les espèces observées (cortèges mésohydriques). La continentalité des cortèges semés est légèrement plus marquée que celle des cortèges observés ; cependant tous sont subocéaniques. Le preferendum thermique est moins élevé pour les cortèges observés (planitiaux montagnards) que pour les cortèges semés (planitiaux thermophiles). Bien que les cortèges semés et observés soient tous les deux neutroclines, l'affinité pour les milieux alcalins est plus marquée pour les cortèges observés. En revanche, leur preferendum lumineux et en nutriments azotés ne sont pas statistiquement différents (Test Mann-Whitney, $P > 0,05$) : ces cortèges se rencontrent préférentiellement lorsque les

conditions d'ensoleillement sont fortes (cortèges intermédiaires entre les cortèges hémihéliophiles et héliophiles) et la teneur en nutriments azotés faible (cortèges méso-oligotrophes).

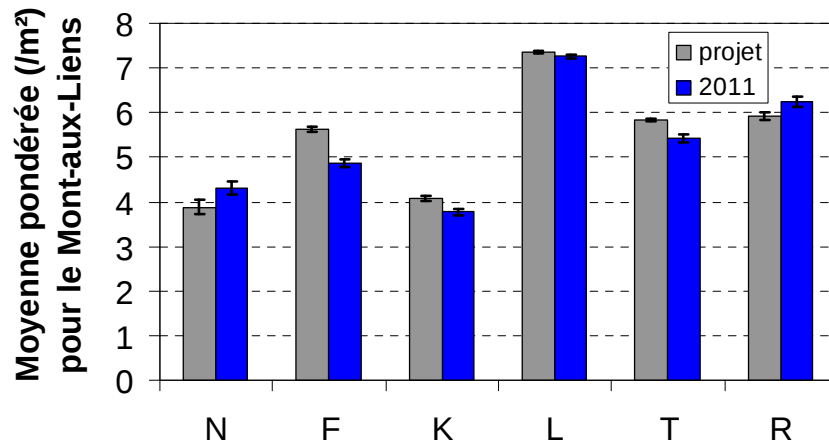


Figure 6-6 : Comparaison des moyennes d'Ellenberg pondérée (m^2) pour le Mont-aux-Liens. N=nutriments, F=humidité édaphique ; K=continentalité ; L=lumière ; T=température ; R=réactivité. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard à la moyenne (SE)

6.2.2 Analyse de la performance quantitative et qualitative à l'échelle des communautés végétales.

6.2.2.1 Comparaison de la structuration végétale en communautés.

Dix zones ont été initialement programmées par l'aménageur. Elles se distinguent par leur strates arborée et herbacée (Figure 6-7). Notre analyse ne prend en compte que la strate herbacée compte tenu du caractère pionnier du site et de la forte mortalité des ligneux in situ repérée lors de nos visites de terrain. La comparaison des communautés projetées (Figure 6-8) avec les communautés statistiques de 2011 confirme la forte évolution du cortège végétal herbacé montrée par l'analyse spécifique (chapitre 6 paragraphe 6.2.1) : seules 3 communautés sont recensées contre 6 initialement mises en place. L'analyse statistique présentée dans le chapitre 5 a montré une homogénéisation des cortèges au sein du Mont-aux-Liens, 3 ans après sa mise en place. Ceci est en contradiction avec l'objectif initial d'une mosaïque d'habitats contrastés. L'analyse qui suit présentera les résultats de l'analyse quantitative et qualitative par zone initialement envisagée, afin de mettre en évidence l'existence ou non de contrastes de cette biodiversité, selon ce qui avait été mis en place initialement.

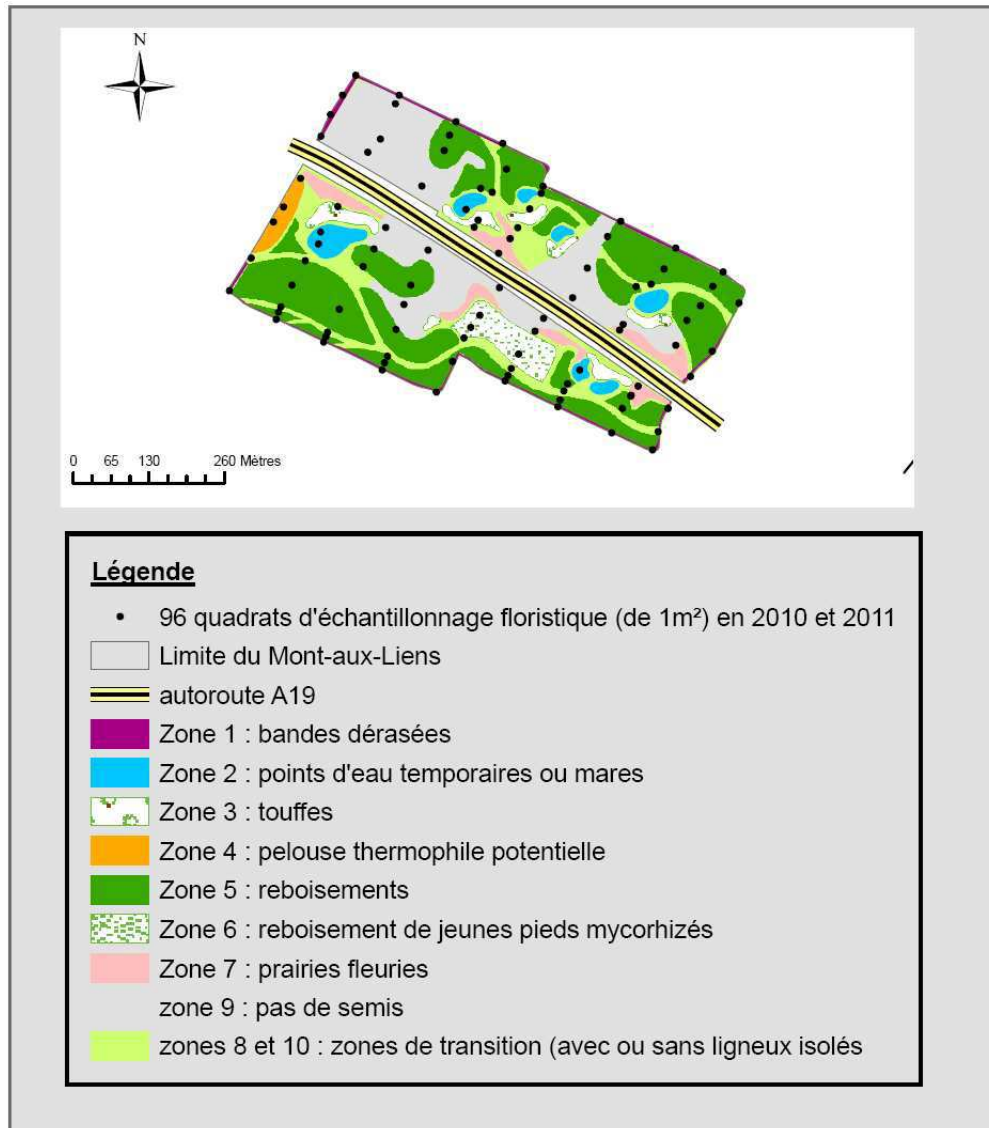


Figure 6-7 : Organisation générale des 10 zones mises en place par l'aménageur en 2008 au sein du Mont-aux-Liens. Les zones 1 et 4 présentent le semis ZD, la zone 7 le semis PFL, les zones 3 et 5 le semis ZBo, les zones 8 et 10 le semis ZC. La zone 9 n'est pas semée (NS) (source COFIROUTE).

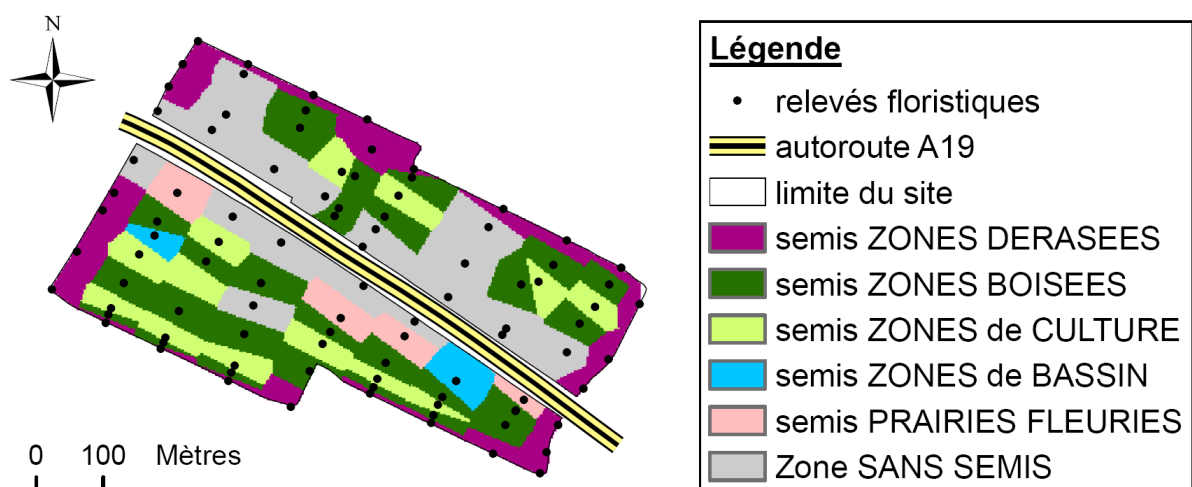


Figure 6-8 : Distribution spatiale des communautés d'herbacées mises en place par l'aménageur sous la forme de semis (Allocation euclidienne sous ArcGIS).

6.2.2.2 Devenir quantitatif de la biodiversité végétale des zones aménagées

Un bilan du projet par zone aménagée montre qu'à l'issue de 2011 (Figure 6-9) (test Mann-Whitney, $P < 0,001$), seul un des huit habitats présente une densité spécifique moyenne $S_{i \text{ moy}}$ moins importante que celle initialement planifiée par le projet. Il s'agit de la zone 7, semée en « prairie fleurie ». Le semis de la zone 7 visait une forte densité spécifique ($S_{i \text{ zone7}} = 19 \text{ esp/m}^2$) ce qui diminuait ses chances d'implantation à court terme.

La densité spécifique est supérieure à celle attendue pour 5 zones (zones 1, 3, 4, 5, 9) : elle est maximale pour les zones dérasées (zone 1) ($\Delta S_{i \text{ moy-zone 1}} = 10,28$, $SE = 0,92$), les « pelouses thermophiles » ($\Delta S_{i \text{ moy-zone 4}} = 9,25$, $SE = 0,95$) (zone 4) et la zone « sans semis » (zone 9) ($\Delta S_{i \text{ moy-zone 9}} = 11,45$, $SE = 1,03$). Elle est moins élevée pour les reboisements ($\Delta S_{i \text{ moy-zone 5}} = 5,37$, $SE = 0,65$) (zone 5) et les « touffes » ($\Delta S_{i \text{ moy-zone 3}} = 4,5$, $SE = 0,5$) (zone 3). La densité spécifique est conforme au niveau minimum espéré pour les zones de transition (zones 8 et 10). Les zones 2 (« points d'eau temporaires ») et 6 (« boisements de jeunes pieds mycorhizés ») présentaient trop peu de répétitions pour pouvoir faire l'objet des mêmes analyses statistiques.

Les résultats de l'analyse de la performance quantitative par zones aménagées montrent une évolution positive des zones initialement envisagées. Qu'en est-il de la nature des espèces présentes et du devenir des semis ?

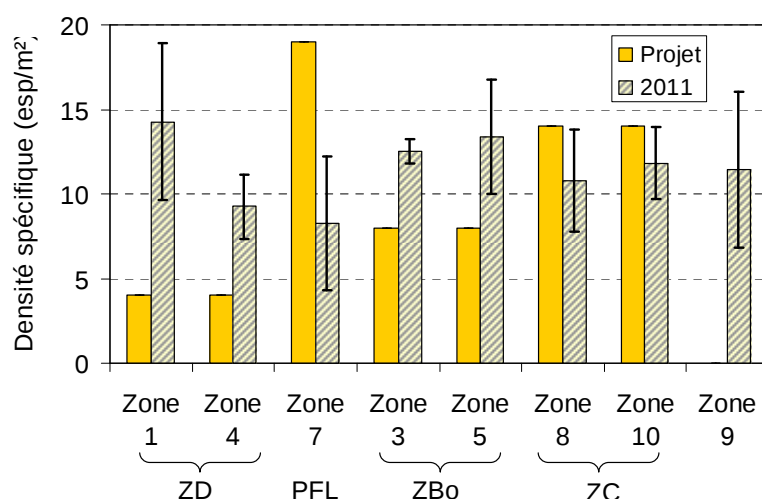


Figure 6-9 : Comparaison de la densité spécifique par zones aménagées dans le projet et à l'issue de 2011 ; ZD = semis « zones dérasées » ; PFL = semis « prairies fleuries » ; ZBo = semis « zone boisées » ; ZC = semis « zone de culture » ; la zone 9 est non semée ; les barres d'erreur représentent la déviation standard (SD) à la moyenne.

6.2.2.3 Devenir qualitatif de la biodiversité végétale des zones aménagées

6.2.2.3.1 Implantation des semis et colonisation exogène.

Le succès d'implantation des semis à l'issue de 2011 est faible (Figure 6-10a) : il est minimal pour les zones 1 et 4 (semis « mélanges dérasés ») et la zone 7 (« prairies fleuries »), avec moins de 20% d'espèces initialement semées se maintenant dans le milieu. Les semis enregistrant le succès le plus fort sont les mélanges ZBo (zones 3, 5) et les mélanges ZC (zones 8 et 10). Les habitats dont la strate herbacée est issue du même semis montrent le même succès d'implantation que celle-ci et la même intensité de colonisation par des espèces exogènes. La colonisation impacte le plus fortement les zones 1 et 4, les zones 5, 3 et enfin la zone 9 (Figure 6-10b, c). Les zones 8 et 10 présentent des

cortèges plus équilibrés entre espèces indigènes et exogènes. L'importance relative de chaque type de colonisation est variable : les zones 1 et 4 (ZD) sont principalement colonisées par des espèces exogènes strictes (Figure 6-10 c) ; cette tendance est aussi observée pour les zones 5 et 3 (ZBo). La colonisation exogène stricte est majoritaire pour les zones 8 et 10 (ZC), mais minoritaire pour les zones 9 (NS) et très limitée pour la zone 7 (PFL).

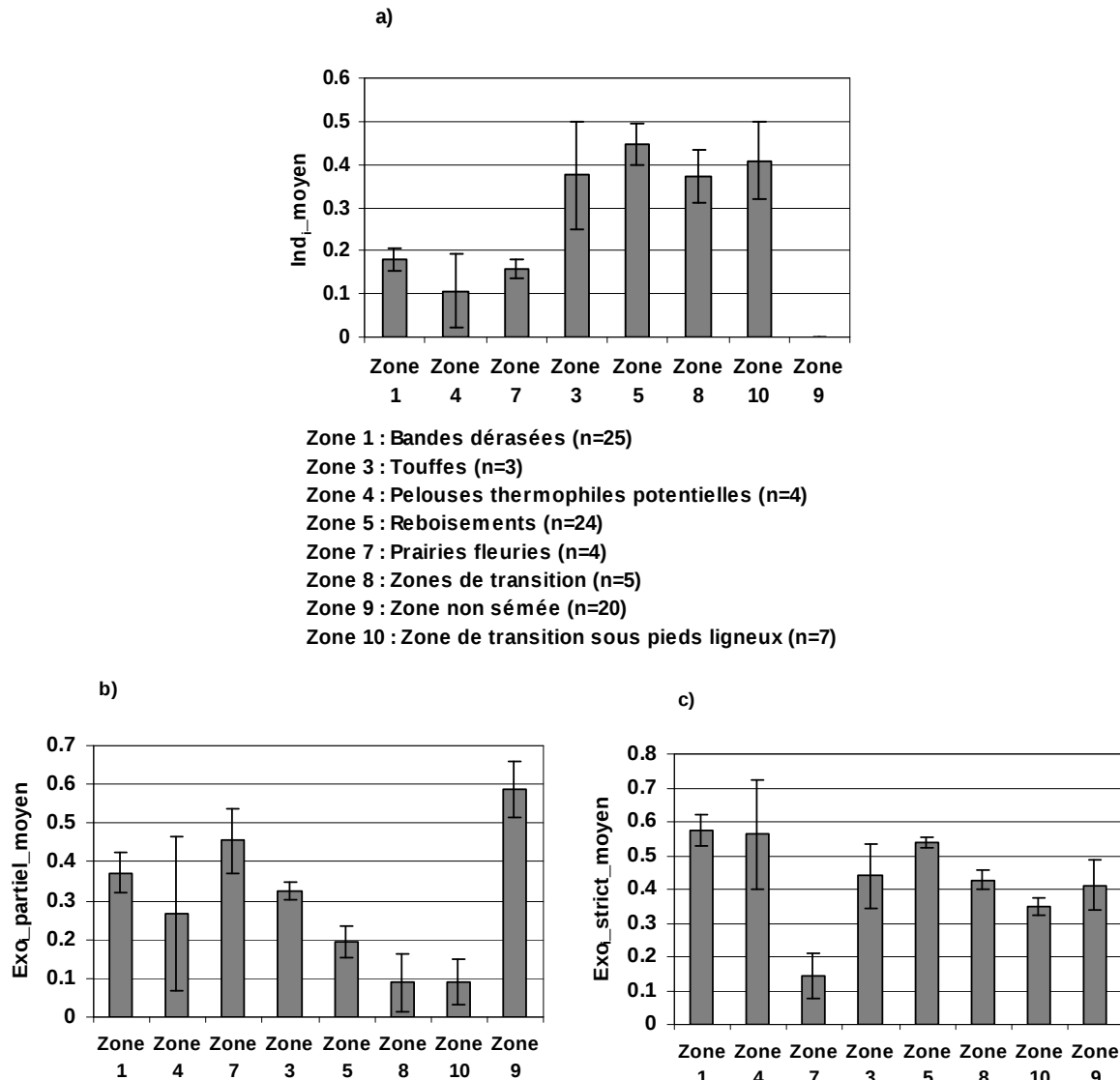


Figure 6-10 : Analyse par zone aménagée du succès d'implantation à l'issue de 2011, des espèces semées (Ind_{i_moyen}) (a), de la fréquence de colonisation par les espèces exogènes partielles ($Exo_{i_partiel_moyen}$) (b) et strictes ($Exo_{i_strict_moyen}$) (c). La zone 9 n'est pas semée. Les zones 1 et 4 présentent le semis ZD, la zone 7 le semis PFL, les zones 3 et 5 le semis ZBo, les zones 8 et 10 le semis ZC. La zone 9 n'est pas semée (NS). Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard de la moyenne.

6.2.2.3.2 Comparaison des preferendums écologiques.

L'étude des contrastes entre les preferendums écologiques des semis utilisés (ZBo, ZD, PFL, et ZC) (test de Mann-Whitney pour les comparaisons des semis deux à deux) montrent que des contrastes écologiques étaient planifiés. Les semis se distinguent par leur préférendum en nutriments azotés dans le sol (Figure 6-11a): les zones ZD présentaient les semis avec une affinité faible pour les sols riches en nutriments azotés (semis oligotrophes). Les mélanges PFL montrent une affinité plus forte, mais néanmoins limitée (espèces intermédiaires entre oligotrophes et mésooligotrophes). Les

mélanges ZBo et ZC montrent l'affinité la plus forte pour des sols moyennement riches en azotes (espèces mésotrophes).

Concernant le pH (Figure 6-11b), les mélanges PFL et ZC montrent une affinité pour les pH les plus alcalins (espèces neutrophiles) ; les mélanges ZBo et ZD montrent des affinités pour des pH plus acides, et sont respectivement neutroclines et intermédiaires entre acidoclines et neutroclines.

Des contrastes s'exprimaient également vis-à-vis du *preferendum* lumineux (Figure 6-11c) : les semis PFL et ZC sont héliophiles ; les semis ZD et ZBo présentent une affinité moindre pour les conditions lumineuses que les mélanges PFL et ZC, mais néanmoins élevée (espèces intermédiaires entre hémihéliophiles et héliophiles). Les *preferendums* concernant l'humidité édaphique sont peu contrastés (Figure 6-11d) : les semis ZBo, ZD et ZC sont mésohygrophiles ; le *preferendum* du mélange PFL est significativement moins fort pour l'eau (semis mésohydriques). Ce faible contraste est également observé concernant le *preferendum* thermique (Figure 6-11e) : les mélanges PFL et ZC sont plus favorablement rencontrés dans des conditions de température moins élevées (espèces planitiales à montagnardes) que les mélanges ZBo et ZD (espèces planitiales thermophiles). Enfin, les mélanges utilisés étaient de type océanique (ZC), subocéanique (PFL et ZBo) et intermédiaire entre subocéanique et pré continentale (ZD) (Figure 6-11f).

Ces attentes ne sont pas confirmées par les observations in situ en 2011 (Figure 6-11). Aucune des zones initialement semées ne présente, à l'issue de 2011, un cortège floristique dont les *preferendums* écologiques correspondent pour tous les paramètres d'Ellenberg aux *preferendums* écologiques du cortège initialement semé. Les semis PFL et ZBo présentent la meilleure correspondance avec les cortèges qui s'y développent à l'issue de 2011 avec 3 valeurs d'Ellenberg pondérées moyennes identiques : les zones ZBo présentent toujours des cortèges avec les mêmes affinités pour les conditions d'acidité, de luminosité et de continentalité. Les zones PFL présentent un cortège de même niveau d'affinité pour les nutriments azotés, d'humidité édaphique et de continentalité.

Les cortèges observés des zones semées en ZD ont les mêmes optimums de croissance pour la lumière et la température. Ce sont les semis ZC qui montrent le plus fort contraste, car aucun *preferendum* écologique des cortèges de 2011 ne coïncide avec ceux des semis ZC. Ce sont les *preferendums* en nutriments azotés, d'acidité et d'humidité du sol des cortèges observés en 2011 qui coïncident le moins avec ceux des semis. La tendance globale montre :

- une diminution du *preferendum* lumineux (pour les zones ZC, ZBo et PFL) et le maintien de ce même *preferendum* (pour les zones ZD), avec des cortèges supportant de fortes conditions d'ensoleillement mais intermédiaires entre hémihéliophiles et héliophiles (Figure 6-11c)
- l'apparition de cortèges de milieux mésohydriques au détriment des cortèges mésohygrophiles (Figure 6-11d)
- une homogénéisation du *preferendum* thermique vers des cortèges plus thermophiles (cortèges planitiales thermophiles) (Figure 6-11e).
- une homogénéisation de la distribution biogéographique vers des cortèges subocéaniques au dépend de tendances parfois précontinentales dans les semis (Figure 6-11f).

- l'apparition (pour les zones ZC et ZBo) et le maintien (pour PFL) de cortèges de milieux moins riches en azote (Figure 6-11a) ; les cortèges mésotrophes disparaissent en faveur de cortèges mésooligotrophes pour ZBo, oligotrophes pour ZC. Seules les zones semées en ZD montrent la tendance inverse.

- le développement de cortèges de conditions légèrement plus acides (neutroclines) au détriment des cortèges neutrophiles pour les zones PFL, ZC et ZBo (Figure 6-11b). En revanche, la tendance inverse est observée pour les zones ZD avec l'apparition d'un cortège neutrophile au détriment d'un cortège à tendance acidocline.

Les résultats montrent que les semis mis en place ne présentaient pas les caractéristiques écologiques nécessaires à leur implantation à court terme dans le Mont-aux-Liens.

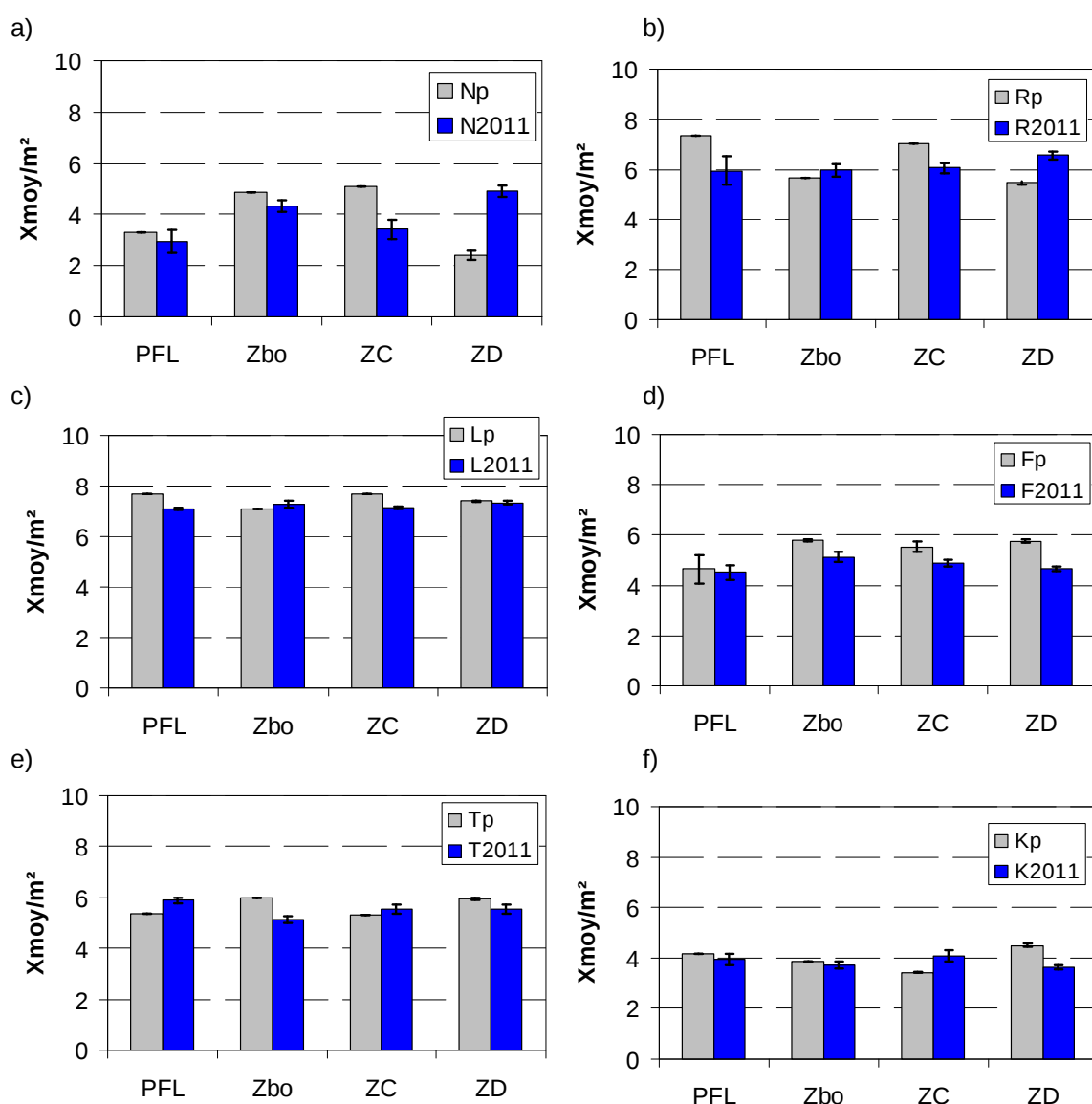


Figure 6-11 : Comparaison des valeurs écologiques moyennes (Xmoy) par m², projetées (Xp) et observées à l'issue de 2011 (X2011) pour chaque semis. Les valeurs écologiques considérées sont N (Nutriments), R (Réactivité), L (Luminosité), F (Humidité du sol), T (Température) et K (Continentalité). Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard de la moyenne.

6.2.2.3.3 Comparaison des stratégies adaptatives.

L'analyse réalisée à l'échelle spécifique a montré que les espèces semées au sein du site ne présentaient pas les stratégies adaptatives nécessaires pour se maintenir dans le milieu à court terme. Au sein des zones envisagées, la diversité fonctionnelle est, elle aussi, différente de celle qui était attendue.

Le projet était peu ambitieux en termes de diversité des stratégies adaptatives, dans la mesure où ces zones ne se distinguaient pas fortement les unes des autres par ce critère (Figure 6-12) : il était envisagé, d'une part des zones de stratégie mixte CS (regroupant les zones semées en ZC et PFL) (Figure 6-13a,d) et d'autre part, des zones de stratégie S (regroupant les zones semées en ZD et ZBo) (Figure 6-13b,c).

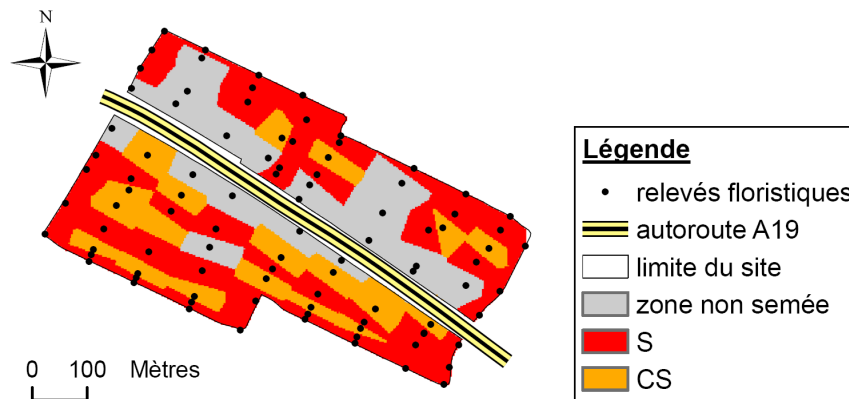


Figure 6-12 : Distribution spatiale des stratégies adaptatives de Grime programmées par les constructeurs ; S = tolérance au stress ; CS = tolérance au stress et compétitivité (méthode d'allocation euclidienne sous ArcGIS).

A l'issue de 2011, une diversification des stratégies adaptatives est observée au sein de toutes les zones de semis testées (Figure 6-13) ; ainsi, la stratégie S n'occupe plus que 7 % de la zone semée en ZD et 22 % de celle semée en ZBo. De même, la stratégie CS n'occupe plus que 27 % de la zone semée en ZC et n'est plus observée au sein de la zone semée PFL.

A l'issue de 2011, la zone semée ZD est devenue principalement rudérale (77 % de la zone ZD présente la composante R sous forme R, CR, SR, CSR). La zone semée ZBo reste majoritairement tolérante au stress (63 % de la zone présente la stratégie S, CS, SR ou CSR). Les zones semées ZC sont marquées par l'apparition, depuis la construction du site, de la rudéralité, adjointe au stress (18% des relevés de stratégie SR) ou observée seule (R) (9 % de la zone ZC). La tolérance au stress domine cependant cette zone (82 % des relevés de ZC). Enfin, la zone PFL est marquée par l'apparition de la rudéralité sur 50% de cette zone de semis (CR = 25 % ; CSR = 25 %). La compétitivité et la tolérance au stress sont aussi présentes (respectivement sur 75% et 25% de la zone semée en PFL). La diversité fonctionnelle observée est maximale pour les habitats en ZD, ZBo et initialement non semés (7 stratégies observées). Elle est moins élevée pour ZC (5 stratégies). Les semis ZD, ZBo et ZC étaient mal adaptés aux contraintes in situ en raison de capacités de résistance aux perturbations et de compétitivité absentes ou réduites.

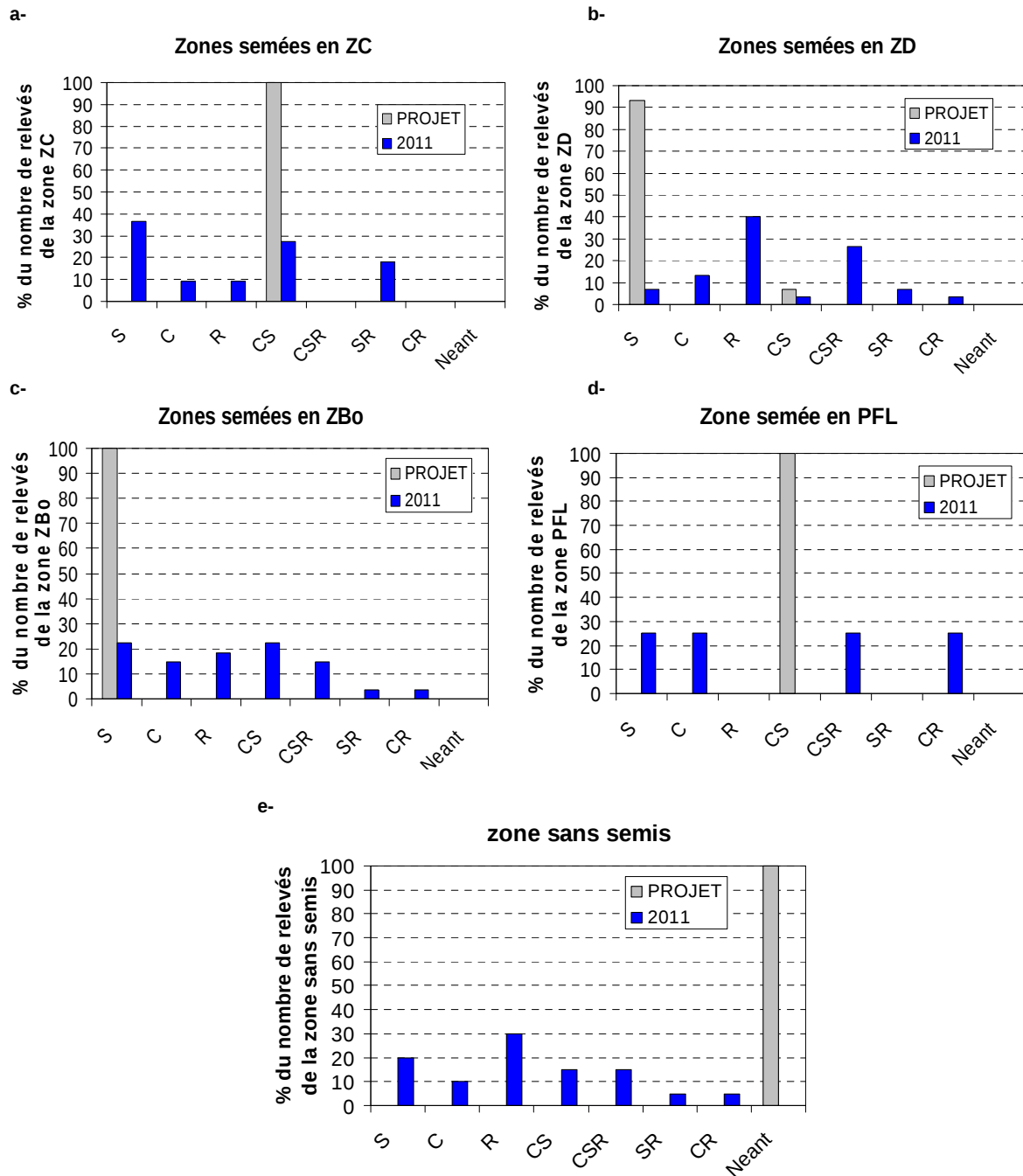


Figure 6-13 : Comparaison des stratégies adaptatives rencontrées par zone semée et non semée, programmées par les semis (projet) et des cortèges à l'issue de 2011 (2011). S = tolérance au stress ; C = compétitivité ; R = rudéralité ; CS = compétitivité et tolérance au stress ; SR = tolérance au stress et rudéralité ; CR = compétitivité et rudéralité ; CSR = compétitivité, tolérance au stress et rudéralité.

6.2.3 Discussion de l'analyse de la performance écologique du Mont-aux-Liens.

6.2.3.1 Performance quantitative

L'analyse de la performance quantitative montre que l'évolution spécifique du Mont-aux-Liens est conforme aux attentes : l'enrichissement en espèces est significatif et concerne tout le site : le cortège floristique est toujours significativement dominé par un faible nombre d'espèces (graminées), mais l'équitabilité entre espèces dans le système en 2011 est plus élevée que celle mise en place initialement. Cette conclusion n'est pas surprenante car l'équitabilité initiale était très faible ; les

résultats du chapitre 5 ont permis de voir que cette évolution s'est en réalité produite principalement en 2010, mais ne se poursuit pas en 2011.

L'augmentation globale de la diversité quantitative est confirmée au sein des zones aménagées par le constructeur, ce qui est en accord avec les objectifs initiaux, mais le contraste entre ces zones est moins significatif que prévu. L'utilisation de semis identiques pour des zones différentes (ex : l'utilisation du semis ZD pour les zones 1 et 4) a sans doute favorisé cet absence de contraste, tout comme la proximité spatiale des zones ayant reçu le même semis et les faibles variations des conditions environnementales (environnement abiotique et proximité des bords de champs). Seule la zone « prairies fleuries » montre une diminution de sa diversité quantitative. L'évolution de la densité spécifique ($S_{\text{projet}} - S_{\text{i2011}}$) est fortement corrélée aux conditions physicochimiques du substrat et à la localisation des semis au sein du site : elle est d'autant plus élevée en 2011 que la ressource en eau est abondante, que l'horizon H1 est épais, que le sol est fertile (CEC plus élevée, C/N plus faible), que la distance à l'autoroute est grande et que le pH est faible. L'ensemble de ces corrélations expliquerait les résultats des prairies fleuries, localisées près de l'autoroute, pour lesquelles la densité initiale était la plus élevée, mais qui montraient des conditions abiotiques plus contraignantes (horizon H1 réduit à moins de 10 cm, donc constituant une faible source de nutriments et d'eau).

6.2.3.2 Performance qualitative

L'étude qualitative a tout d'abord mis à jour que la patrimonialité de la flore observée en 2011 est conforme à celle mise en place par les semis : dans une matrice paysagère dominée par les activités agricoles intensives, qui participent au déclin de la biodiversité végétale et faunistique rurale, le Mont-aux-Liens valorise une biodiversité ordinaire et indigène, conformément aux recommandations de Cullen et al. (1998) et Simmons et al. (2007) sur l'utilité des projets de restauration. En revanche, les espèces remarquables espérées au sein des pelouses thermophiles ne sont pas encore observées.

La recolonisation naturelle du site par les espèces non semées issues de la matrice paysagère est déterminante dans la composition actuelle du cortège végétal du Mont-aux-Liens. La fraction d'espèces non semées sur le site est d'autant plus marquée que la distance à la route augmente et que la proximité avec les parcelles agricoles est élevée. Ce processus de colonisation du site est très performant au sein des zones non semées qui enregistrent la même densité spécifique que les zones semées. Même dans un environnement isolé comme le Mont-aux-Liens, la performance écologique peut être améliorée à court terme par des mécanismes de dispersion diffuse des espèces. Ces résultats montrent également que la venue de nouvelles espèces via l'infrastructure semble réduite. L'autoroute ne jouerait pas le rôle de corridor écologique contrairement aux conclusions publiées par la littérature sur les impacts des infrastructures linéaires de transport (chapitre 2). Cette observation pourrait être expliquée par la complexité de l'infrastructure linéaire : la distance séparant la voie de roulement du Mont-aux-Liens est occupée par une bande d'arrêt d'urgence, des voies de récupération des eaux de ruissellement, un accotement non végétalisé, une berme végétalisée mais intensément fauchée, et une barrière grillagée. En conséquence, il semblerait que la connectivité de la route vis-à-vis de son environnement soit plus faible que celle observée pour une route moins complexe, jouant le rôle de corridor écologique. La préservation d'éléments du paysage comme le Mont-aux-Liens pourrait

présenter un intérêt écologique dans une démarche de préservation de la biodiversité régionale à plus grande échelle. Cela nécessiterait, pour une plus forte efficacité du projet, d'augmenter la connectivité dont jouit le site avec la matrice paysagère, dans la mesure où il se trouve aujourd'hui relativement isolé en raison des pratiques de gestion des bords de champs voisins (notamment par l'application de désherbants).

L'étude qualitative des cortèges floristiques a également montré que les espèces semées sont encore observées 3 ans après la construction du site : ce résultat est positif concernant l'effort général mis en place initialement, mais la faible implantation des semis dans leur relevé d'origine et au sein de zones de semis planifiées participe à l'établissement d'une structuration en communauté végétale différente de celle envisagée par le constructeur : l'organisation spatiale des espèces en communautés est moins contrastée que celle souhaitée à plus long terme et traduit, dès à présent, une évolution du système différente de celle envisagée (mosaïque d'habitats). Cette évolution devrait se poursuivre à moyen terme dans la mesure où les conditions abiotiques ne sont pas contrastées in situ (chapitre 5) et que la forte mortalité des ligneux plantés constatée lors de nos multiples visites de terrain est un facteur participant très probablement à l'homogénéité abiotique et biotique du système. Le maintien à court terme d'espèces semées impacte négativement la colonisation par les espèces non semées (également au sein de chaque zone aménagée), mais cette dernière n'est pas nulle. La coexistence des deux cortèges illustre la voie de restauration des conditions biotiques nécessaires à la restauration de communautés végétales à plus long terme : la compétition interspécifique pour les ressources entre les espèces semées et les espèces colonisant le site permet en partie et à court terme d'éviter localement l'envahissement du Mont-aux-Liens par des espèces telles que les graminées sociales de bords de champs et renforce les effets de la facilitation. Ce processus était souhaité par le constructeur, afin de favoriser la bonne évolution du site et son enrichissement en espèces végétales, bien que celui-ci se fasse à court terme au détriment des semis, et donc au détriment de la structuration végétale envisagée.

L'étude des preferendums écologiques et des stratégies adaptatives éclaire les processus impliqués dans l'évolution végétale du site. Elle explique la diversification qualitative du cortège par la colonisation exogène. Le manque d'adéquation entre les preferendums écologiques des semis et ceux du cortège floristique de 2011, pour chaque zone aménagée, concerne des paramètres impactant directement la diversité végétale : le pH du sol, la teneur en nutriments azotés et la teneur en eau du sol. Alors que le plan de réalisation des habitats signalait de fortes différences écologiques entre eux (pelouses calcaires, mares, boisements), la comparaison des preferendums écologiques des semis utilisés ne reflète pas ces contrastes. Les preferendums biogéographiques, thermiques et lumineux ont été relativement bien anticipés pour chaque semis par rapport aux conditions environnementales locales, mais cela n'a pas été le cas pour les preferendums hydrique, acide et de teneurs en nutriments azotés. Les preferendums écologiques in situ ont été mal anticipés pour la zone ZD plus particulièrement.

L'étude des stratégies adaptatives révèle que les semis présentaient des stratégies peu pertinentes face aux contraintes du site, et peu diversifiées, bien que seule la moitié des espèces semées fussent

caractérisées pour ce critère. La colonisation exogène assure l'apparition de la rudéralité et une évolution des stratégies adaptatives peu contrastée entre les différentes zones de semis.

Nos analyses par zones aménagées n'ont pas pu prendre en compte les zones « Bassin », en raison du trop faible nombre de réplicats ; cependant, il est possible de dire que, à l'échelle spécifique, malgré l'absence de suivis des espèces plantées, aucune des espèces plantées qui caractérisent typiquement des zones humides n'a été observée (ex : *Typha sp*) ce qui nous permet de dire que ces zones ont la même tendance que celles testées.

6.2.3.3 Déterminisme abiotique de la diversité végétale spécifique.

L'analyse statistique du lien entre les paramètres abiotiques et la variation de la diversité végétale spécifique entre le projet et 2011 a montré que celle-ci est négativement corrélée à la CEC, la teneur en calcium, la réserve utile moyenne RU, la profondeur de l'horizon H1, la distance à l'autoroute DISTA19. La densité spécifique observée en 2011 est supérieure à celle projetée dans les zones les plus éloignées de l'A19, présentant un horizon H1 plus épais, une réserve utile plus élevée et une plus forte fertilité en éléments minéraux échangeables. Ces résultats appuient les conclusions précédentes : la restauration du système est fortement dépendante des conditions abiotiques mises en place. L'étalement du sol sur les zones d'affleurement du substrat rocheux, lors de la création de l'aménagement, facilite l'augmentation de la densité spécifique à court terme.

L'analyse de la nature des espèces observées montre que le succès de l'implantation des semis, Ind_i , varie inversement au niveau de stress hydrique $\sigma_{moyen\ PC2011}$: plus le stress hydrique augmente, plus l'implantation des semis est faible. Ce résultat serait en contradiction avec les résultats des analyses des stratégies adaptatives, qui montrent que les espèces des semis sont plus tolérantes au stress que les espèces non semées. L'indice Ind_i n'est pas spatialement corrélé aux autres paramètres physicochimiques. Le succès d'installation des espèces non semées ($Ex_{i_strict_moyen}$) est en revanche corrélé à un plus grand nombre de paramètres physicochimiques : il est plus élevé lorsque les sols sont plus épais, plus riches en azote, en phosphate, en carbone organique, ce qui appuie l'hypothèse selon laquelle un sol riche en nutriments favoriserait la colonisation du site par des espèces venant de la matrice paysagère agricole. L'absence de corrélation avec les paramètres caractérisant la ressource en eau (RU, $\sigma_{moy\ PC}$ et $\theta_{moy\ PC}$) vérifie les observations du chapitre 4 et indiquent que ces paramètres n'expliquent pas à court terme l'évolution du système.

Nos résultats appuient les observations actuelles selon lesquelles la compréhension des processus impliqués dans le succès d'implantation des semis lors de projets de restauration est difficile à court terme, mais que la prise en compte des traits fonctionnels caractérisant la capacité de colonisation des espèces, notamment dans les premières années de développement des couverts, serait un outil performant pour prédire l'assemblage des communautés (Pywell et al. 2003). Neuf attributs de l'écosystème devraient être pris en compte pour une évaluation complète du succès de restauration (SER, 2004). Citons la nécessité de retrouver la même diversité et la même structure de communautés que des sites de référence, la présence d'espèces indigènes, un fonctionnement normal de l'écosystème ou encore une résilience face aux perturbations naturelles. Cependant, face

aux difficultés de réaliser un suivi de tous les attributs recommandés, le succès de restauration peut être plus simplement évalué grâce à l'utilisation de 2 paramètres pour chacun des points suivants d'après Ruiz-Jaen et Aide (2005) : la diversité spécifique du système (plantes, arthropodes notamment), la structure de la végétation (couvert, hauteur, ...) et les processus écologiques (évaluation des interactions biologiques en place comme la présence de mycorhizes, ou encore de la mobilisation du stock de nutriments dans le sol et de la matière organique).

6.2.4 Conclusion

Les résultats de cette analyse ont montré que la diversité végétale observée dans le Mont-aux-Liens à l'issue de 2011 est significativement différente de celle planifiée par l'aménageur, du point de vue des espèces comme de celui des communautés végétales. La diversité spécifique quantitative observée est plus élevée que ce qui était projeté en raison d'une forte colonisation par des espèces non semées, au détriment des espèces semées et des habitats initialement envisagés. Le Mont-aux-Liens valorise actuellement une biodiversité ordinaire, indigène, non patrimoniale, fortement impactée par les cultures intensives voisines et peu contrastée du point de vue des préférences écologiques observés. La valorisation de la biodiversité du Mont-aux-Liens reste néanmoins possible à travers la définition de nouveaux objectifs associés à des mesures de gestion plus adaptées aux contraintes du milieu.

6.3 Propositions pour la valorisation de la biodiversité au sein du Mont-aux-Liens

6.3.1 Objectifs

Dans le cas du Mont-aux-Liens, deux possibilités peuvent être envisagées : le réengagement de moyens pour maintenir une structuration végétale proche de celle initialement envisagée par l'aménageur (projet « mosaïque initiale ») ou bien la définition de nouveaux objectifs en accord avec les conclusions de l'étude que nous avons menée et du déterminisme environnemental de la biodiversité végétale observée à court terme (projet « ingénierie écologique »). Les deux projets ont pour objectifs d'inscrire durablement le Mont-aux-Liens dans la dynamique paysagère et de valoriser la biodiversité de composition, de structure et de fonction (Tableau 6-1). Ils doivent permettre d'améliorer les diversités quantitatives et qualitatives des espèces et des habitats en orientant les successions végétales au plus près de celles d'habitats de référence, en limitant les coûts de gestion et d'intervention et en optimisant le potentiel intrinsèque du Mont-aux-Liens.

Quelques différences existent cependant entre les deux propositions : le projet « mosaïque initiale » propose une diversité plus élevée que le projet « ingénierie écologique » concernant les types biologiques et les stratégies adaptatives observés au sein des cortèges végétaux, et des habitats contrastant plus fortement par leurs caractéristiques écologiques (luminosité, humidité et richesse du sol en nutriments).

Tableau 6-1 : Objectifs des projets de valorisation du Mont-aux-Liens en termes de biodiversité végétale. ↑ = augmentation, ↔ = stabilisation, ↓ = diminution

Projet « ingénierie écologique »	Les deux projets	Projet « mosaïque initiale »
↔ types biologiques (faveur aux vivaces)	Composition Diversité quantitative ↑ richesse spécifique ↑ équitabilité spécifique Diversité qualitative ↑ patrimonialité spécifique ↔ indigénat départemental ↓ Importance des semis	↑ types biologiques
	Structure Diversité quantitative ↑ nombre d'habitats Diversité qualitative ↑ significativité écologique des habitats. ↑ patrimonialité des habitats	
	Fonction Dans le Mont-aux-Liens ↔ diversité des preferendums écologiques ↑ dominance de la stratégie de tolérance au stress hydrique	
	Dans la matrice paysagère ↑ diversité des patches d'habitats ↓ surfaces anthropisées ↔ flux entrants d'espèces non semées typiques de friches	↑ diversité des preferendums écologiques ↑ diversité des stratégies adaptatives

6.3.2 Présentation des projets de revalorisation du Mont-aux-Liens

Nous avons fait le choix de ne jouer que sur les conditions abiotiques et biotiques les plus facilement manipulables. Ainsi, les solutions d'améliorations proposées sont applicables dans des conditions de sol calcaire, subocéaniques et thermophiles. Les solutions de restauration des conditions abiotiques proposées concernent la fertilité du sol, les conditions d'état hydrique, et d'épaisseur et de structure du premier horizon H1. La définition des systèmes de référence s'appuie sur la connaissance des habitats recensés dans le département du Loiret (Pujol et al. 2007) afin d'insérer au mieux le projet dans son contexte paysager. La localisation des habitats de référence proposés pour chaque projet résulte de l'identification des menaces présentes in situ (colonisation exogène, fertilisation venant de

la matrice paysagère) et aux caractéristiques pédologiques (profondeur de sol) et de leur confrontation avec la sensibilité d'habitats de référence envisagés. Le schéma de mosaïque a été maintenu pour correspondre au mieux au souhait initial de l'aménageur.

6.3.2.1 Le projet « ingénierie écologique ».

6.3.2.1.1 *Principe général*

Il est proposé d'appliquer des mesures de gestion orientant l'évolution végétale du site vers celle de pelouses calcaires. En effet, il est établi que les habitats issus de l'agriculture intensive (Walker et al. 2004, Kiehl et al. 2006) et les anciennes carrières (Cullen et al. 1998) peuvent servir de base à la restauration de ce type de pelouses. La revalorisation de ce site vers une pelouse calcaire permanente représente un objectif ambitieux, compte-tenu des contraintes existantes pour la restauration de ce type de milieux (Walker et al. 2004, Piqueray et Mahy 2010). Néanmoins, l'intérêt écologique des pelouses calcaires est élevé, car :

- elles présentent un niveau de biodiversité potentiel élevé. Elles comprennent des communautés de plantes parmi les plus riches en espèces à l'échelle locale (Willems 2001). Cette richesse est à la fois taxonomique et fonctionnelle (WallisDeVries et al. 2002, Gibon 2005, Reidsma et al. 2006),
- elles représentent un bénéfice pour l'écosystème en lui conférant une plus forte stabilité face aux perturbations biotiques et abiotiques (ex : invasion par les espèces exotiques),
- elles participent à la diversification de la matrice paysagère, et représente une zone de refuge de certaines espèces et de conservation des espèces messicoles et communes des milieux agricoles. C'est également un habitat primaire de beaucoup d'espèces animales.

L'intérêt conservatoire et de restauration est également élevé, car ces milieux sont fortement menacés par l'anthropisation croissante (expansion urbaine et conversion en parcelles agricoles) (Poschlod et WallisDeVries 2002, WallisDeVries et al. 2002).

6.3.2.1.2 *Description*

Une mosaïque de 5 habitats de référence différents est proposée (Figure 6-14). Il s'agit de pelouses et prairies sur sol calcaires et drainants, présentant un intérêt patrimonial variable. Leur aménagement résultera de l'application locale de mesures de gestion contrastées au sein du Mont-aux-Liens lui-même. Trois des habitats de référence proposés sont remarquables (habitats d'intérêt communautaire) (Tableau 6-2). La réussite de leur restauration permettrait de valoriser :

- le secteur du Mont-aux-Liens le moins exposé à la colonisation exogène d'après nos résultats et où l'épaisseur de l'horizon H1 est la plus réduite : il s'étend aux abords de l'autoroute. L'habitat de référence proposé correspond à une pelouse de type végétation des dalles calcaires (**habitat 1**);
- les bordures du site en contact avec la matrice agricole et le plateau non semé initialement. Ce secteur est le plus fortement exposé aux perturbations d'origine anthropique (tonte, applications de pesticides et engrais) et à la colonisation par les espèces de la matrice paysagère en raison de sa proximité avec les parcelles de culture intensive et du fait que son niveau topographique est identique à celui des parcelles agricoles de la matrice paysagère. Y restaurer un habitat sensible à ces contraintes est peu approprié dans la mesure où elles ne peuvent pas être contrôlées par l'aménageur du Mont-aux-Liens. L'habitat de référence proposé est la « friche » (**habitat 4**). Sa conservation

permet de garder une connexion avec la matrice paysagère et l'enrichissement du site en nouvelles espèces indigènes (qu'elles soient remarquables ou non) grâce à la colonisation spontanée.

- les zones initialement envisagées en mares ou points d'eau temporaires ayant fait l'objet d'un étrépage du sol. Leur éloignement des sources d'eutrophisation et la faible colonisation par les graminées semées faciliterait la restauration d'une végétation rase de culture sur calcaires d'intérêt patrimonial (**habitat 5**)

- les zones semées en ZC et ZBo sont aujourd'hui fortement colonisées par les espèces initialement semées sur le Mont-aux-Liens et par les espèces exogènes. La conversion de ces zones en pelouses calcicoles meso-xérophiles (**habitats 2 et 3**), est envisageable : l'horizon H1 reste peu profond, même dans les zones de remblais où la forte teneur en éléments grossiers (appréciation visuelle sur le terrain) reste un obstacle à l'enracinement des végétaux. L'habitat 2 et l'habitat 3 sont proposés pour les zones où le lotier corniculé (*Lotus corniculatus*) et le brome dressé (*Bromus erectus*) sont respectivement déjà observés en 2011.

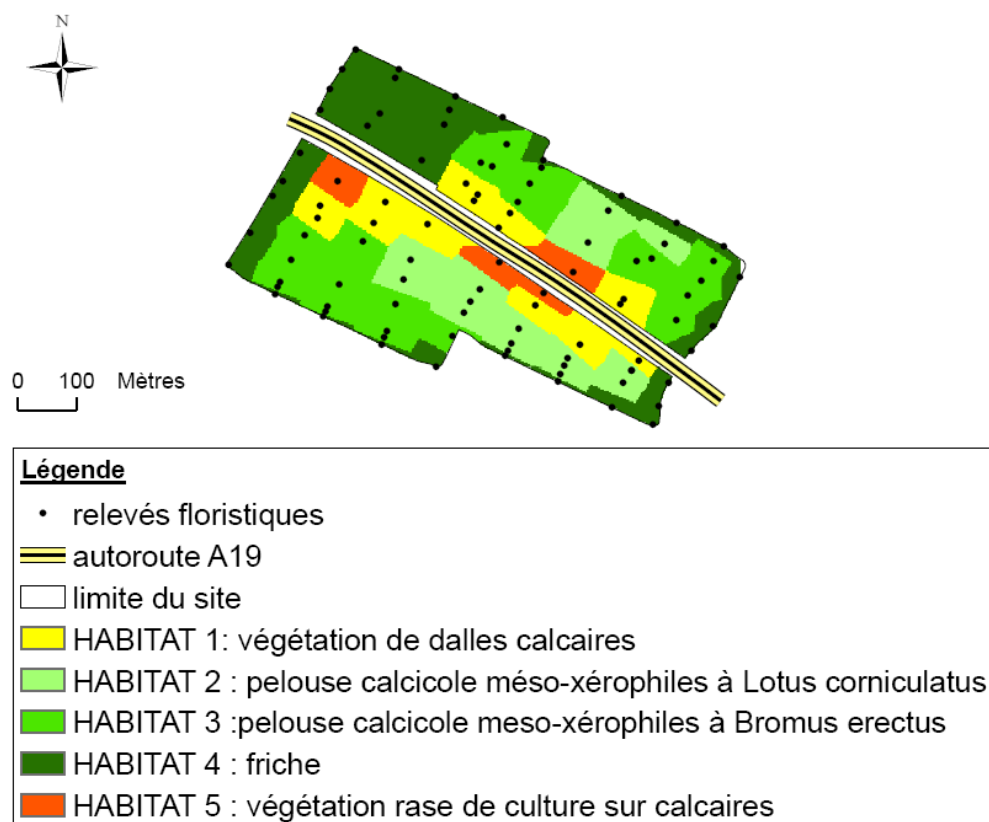


Figure 6-14 : Distribution spatiale des habitats de références choisis pour le projet « ingénierie écologique » (Allocation euclidienne sous ArcGIS)

Tableau 6-2 : Caractéristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens dans le cadre du projet « ingénierie écologique » (sources : Bissardon et Guibal 1997, Bensettiti et al. 2005a, 2005b, Pujol et al. 2007).

Habitat 1 : Végétation des dalles calcaires planitiaire et collinéenne								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces connues
6110-1	34-11	habitat prioritaire Natura 2000	Flore : diversité importante Habitat : pelouses primaires exceptionnelles en régions de plaine française Faune : habitat refuge pour espèces méditerranéennes en dehors de leur aire de répartition. - Insecte (ex : <i>Euplagia quadripunctaria</i> (directive habitats, annexe 2). –reptiles (<i>Coronella austriaca</i>, <i>Podarcis muralis</i>, <i>Lacerta viridis</i> (directive habitats, annexe 4).	-rare -observé dans la vallée de l'Essonne (nord Loiret)	- Végétation pionnière, rase, écorchée, -recouvrement : entre 25 et 60% -dominance de thérophytes et chaméphytes crassulescents. Rares fétuques. -Importance de la strate des mousses et des lichens. -Pic de floraison de mars à mai -Installation spontanée sur des surfaces dénudées artificielles (fonds de carrières).	<i>Alyssa alyssoides-Sedion albi</i>	-sol peu épais -milieu très sec -sol caillouteux -sol alcalin -sol squelettique, parfois finement sableux, -sol riche en calcaires actifs -MO se desséchant rapidement.	- Colonisation par les graminées -eutrophisation des sols

Habitat 2 : Pelouses calcicoles meso-xérophiles subatlantiques Habitat 3 : Pelouses calcicoles meso-xérophiles à tendance précontinentale								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces connues
6210-2	34.322	éligible au titre de la directive « Habitats »	Flore : diversité importante (notamment pour les orchidées)	-rare -observé dans la vallée de l'Essonne (nord du Loiret)	- végétation rase à mi-rase, écorchée -recouvrement : entre 75 et 80% -dominance d'hémicryptophytes et graminées -Pic de floraison : mai-juin et août-septembre	<i>Teucrio montani-Mesobromenion erecti</i>	-sol peu profond -exposition chaude -sol alcalin -sol squelettique -sol riche en calcaires actifs	- densification de la strate herbacée (colonisation et extension rapide du <i>Brachypode penné</i>) fermeture par le piquetage arbustif et ou arboré -eutrophisation agricole

Habitat 4 : Friches								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
néant	87.1	néant	-parfois flore diversifiées -faible intérêt patrimonial	-très commun -observé dans tout le département	- dominance d'annuelles, puis de bisannuelle et vivaces. - succession rapide	- <i>Sisymbrium officinalis</i> - <i>Onopordon acanthé</i> , - <i>Dauco carotae</i> - <i>Melilotion albi</i> .	-terres agricoles abandonnées, terrains industriels -sols enrichis en nutriments -sol humide à très sec -sol acide à alcalin	aucune

Habitat 5 : Végétation de culture sur calcaire								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
néant	82.3	néant	-parfois flore diversifiées - intérêt patrimonial	rare	végétation rase, écorchée	<i>Caucalidion lappulae</i>	-coteaux, champs caillouteux -sols calcaires -sol sec -sol alcalin	- pratiques culturales intensives

6.3.2.2 Le projet « mosaïque initiale »

Cette proposition tente de concilier les caractéristiques écologiques du Mont-aux-Liens et le projet de mosaïque d'habitats écologiquement contrastés envisagés à long terme par l'aménageur (Figure 6-7) : un habitat de pelouse thermophile (zone 4), un habitat humide (avec une présence d'eau temporaire ou permanente) (zone 2), une zone arbustive (zone 3), des boisements (zones 5 et 6), des lisières forestières (zones 8 et 10), et bords de champs (zone 1 et 9) et une prairie fleurie (zone 7). Sept habitats de référence sont proposés pour maintenir cet objectif (Figure 6-15, Tableau 6-3) et leurs caractéristiques générales sont présentées dans le Tableau 6-4. La localisation initiale des différentes strates végétales (ligneux, arbustives, herbacées sèches, herbacées humides, lisières) a été respectée.

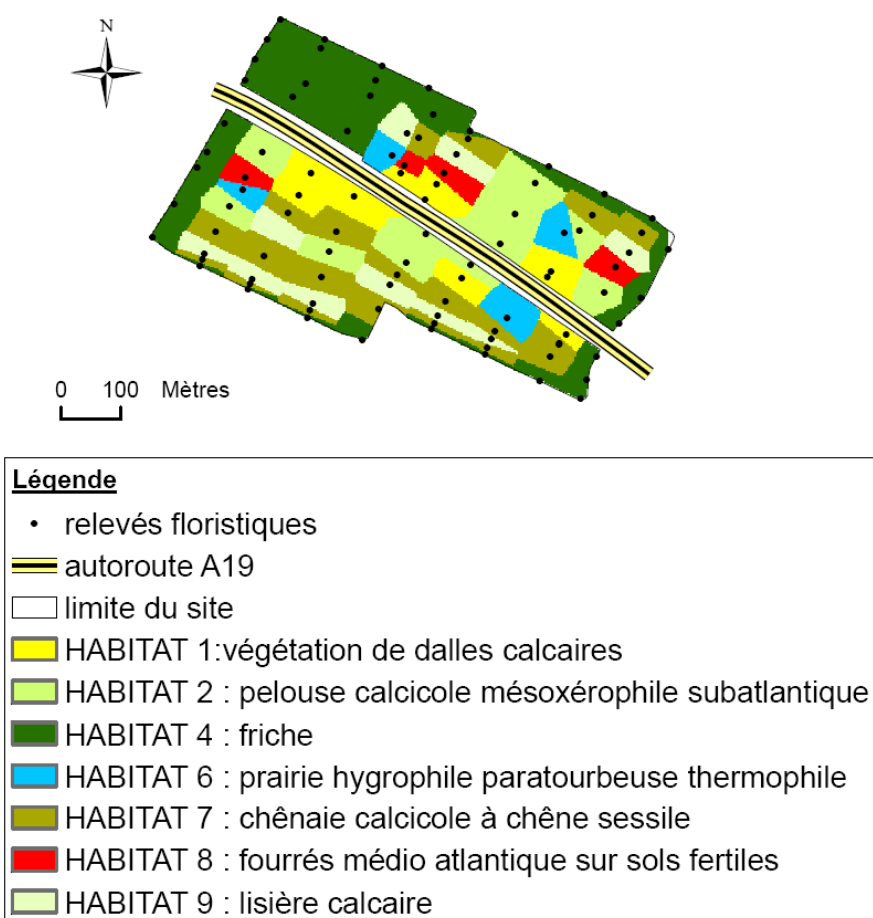


Figure 6-15 : Distribution spatiale des habitats de références choisis pour le projet « mosaïque initiale »

Tableau 6-3 : Présentation des habitats de référence proposés pour chaque zone de la mosaïque initiale proposée par le constructeur pour la valorisation de type « mosaïque initiale ».

Dénomination dans le projet « mosaïque initiale »	Habitat de référence proposé	remarques
zone 1 : zones dérasées (bords de champs)	Friche (habitat 4)	- localisation globalement identique à la proposition faite pour le projet « ingénierie écologique ». - superficie proposée : 38% du site
zone 2 : points d'eau temporaire ou permanent	Prairies de fauche humides calcaires (habitat 6)	- pas de changements d'emplacement par rapport aux propositions du constructeur - superficie proposée : 4% du site
zone 3 : touffes (zone arbustive)	Fourrés médio-européens sur sol fertile (habitat 8).	- superficie proposée : 4% du site
zone 4 : pelouse thermophile potentielle	Végétation de dalles calcaires (habitat 1)	- relocalisation en bordure de la voie de circulation A19 comme pour le projet « ingénierie écologique » en raison d'une profondeur de sol trop importante et de la forte exposition à la fertilisation produite par les exploitations agricoles voisines. - superficie proposée : 10% du site
zone 5 et 6 : reboisements	Chênaie neutrophile à calcicole à chêne sessile (habitat 7).	-superficie proposée : 21% du site
zone 7 : prairie fleuries	Pelouses calcicoles mésoxérophiles subatlantiques (habitat 2)	- relocalisation compte tenu de la faible implantation des semis initialement envisagés et de la localisation sur des sols peu profonds et fortement caillouteux. - superficie proposée : 10% du site
zones 8 et 10 : zone de transition (lisières forestières)	Lisière calcaire (habitat 9) (à titre indicatif)	- superficie proposée : 11% du site
zone 9 : zone non semée	Friche (habitat 4)	- conversion de la zone 9 en habitat 4 uniquement pour la zone du plateau (au nord ouest du Mont-aux-Liens). - superficie proposée: 38% du site

Tableau 6-4 : Caractéristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens dans le cadre du projet « mosaïque initiale » (sources : Bissardon et Guibal 1997, Bensettiti et al. 2005a, 2005b, Pujol et al. 2007).

Habitat 1 : Végétation des dalles calcaires planitiaire et collinéenne								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces connues
6110-1	34-11	habitat prioritaire Natura 2000	Flore : diversité importante Habitat : pelouses primaires exceptionnelles en régions de plaine française Faune : habitat refuge pour espèces méditerranéennes en dehors de leur aire de répartition. - Insecte (ex : <i>Euplagia quadripunctaria</i> (directive habitats, annexe 2). –reptiles (<i>Coronella austriaca</i>, <i>Podarcis muralis</i>, <i>Lacerta viridis</i> (directive habitats, annexe 4).	-rare -observé dans la vallée de l'Essonne (nord Loiret)	- Végétation pionnière, rase, écorchée, -recouvrement : entre 25 et 60% -dominance de thérophytes et chaméphytes crassulescents. Rares fétuques. -Importance de la strate des mousses et des lichens. -Pic de floraison de mars à mai -Installation spontanée sur des surfaces dénudées artificielles (fonds de carrières).	<i>Alyssa alyssoides-Sedion albi</i>	-sol peu épais -milieu très sec -sol caillouteux -sol alcalin -sol squelettique, parfois finement sableux, -sol riche en calcaires actifs -MO se desséchant rapidement.	- Colonisation par les graminées -eutrophisation des sols

Habitat 2 : Pelouses calcicoles meso-xérophiles subatlantiques								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces connues
6210-2	34.322	éligible au titre de la directive « Habitats »	Flore : diversité importante (notamment pour les orchidées)	-rare -observé dans la vallée de l'Essonne (nord du Loiret)	- végétation rase à mi-rase, écorchée -recouvrement : entre 75 et 80% -dominance d'hémicryptophytes et graminées -Pic de floraison : mai-juin et août-septembre	<i>Teucrio montani-Mesobromenion erecti</i>	-sol peu profond -exposition chaude -sol alcalin -sol squelettique -sol riche en calcaires actifs	- densification de la strate herbacée (colonisation et extension rapide du <i>Brachypode penné</i>) fermeture par le piquetage arbustif et ou arboré -eutrophisation agricole

Habitat 4 : Friches								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
néant	87.1	néant	-parfois flore diversifiées -faible intérêt patrimonial	-très commun -observé dans tout le département	-dominance d'annuelles, puis de bisannuelle et vivaces. -succession rapide	<i>Sisymbrium officinalis</i> <i>Onopordon acanthé,</i> <i>Dauco carotae-Melilotion albi.</i>	-terres agricoles abandonnées, terrains industriels -sols enrichis en nutriments -sol humide à très sec -sol acide à alcalin	aucune

Habitat 6 : Pelouses hygrophiles paratourbeuses thermophiles subméditerranéennes.								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
6410	37.311	Eligible au titre de la directive « habitats »	bonne diversité floristique valeur patrimoniale moyenne	-rare -Nord ouest du Loiret (vallée de l'Essonne, Gâtinais riche, Gâtinais pauvre)	-prés fermés -dominance d'hémicryptophytes et de géophytes moyennes à hautes,	<i>Deschampsia mediae-Molinia caerulea</i>	-conditions oligotrophiques -sol mésophile à détrempé -sol alcalin -topographie : plane	- colonisation progressive par les ligneux en lisières de bois -sensibilité au tassement du sol
Habitat 7 : chênaie neutrophile à calcicole à chêne sessile (chênaie –charmaie)								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
	41.27		strate herbacée peu riche en espèces en contexte calcaire. présence régulière d'orchidées	-très commun -dans tout le Loiret sauf dans la partie ouest (la Grande Beauce et la Beauce dunoise)	-taillis -dominance de Quercus robur et Quercus Petraea. -phases de recolonisation après l'abandon de pelouses de Bromion erecti.	<i>Carpinion betuli</i>	-amplitude écologique large -sol superficiel à profonds -sol mésophile -sol légèrement acide à calcaire -sur plateaux et versants	aucune

Habitat 8: Fourrés médio – atlantiques sur sols fertiles								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
néant	31.81	néant	- abris et source de nourriture pour la faune (oiseaux, reptiles, mammifères, insectes...)	-très commun -dans tout le Loiret	-formation très dense d'arbustes -dominance du Prunellier, associé à à des ronces, au Troène, à l'Aubépine monogyne, au Chèvrefeuille des bois ou au Sureau noir.	<i>Pruno-Rubion fruticosi</i>	-sols neutres ou alcalins -sol mésophiles -sols fertiles, riches en nutriments - climats subatlantiques ou subcontinentaux	aucune

Habitat 9 : Lisière xérothermophile								
Code habitat	Code Corine	Statut de Protection	Intérêt écologique et biologique	Statut départemental	Physionomie de l'habitat	Phytosociologie	Conditions abiotiques	Menaces
néant	34.41	néant		-assez rare -présence au nord de la Loire	-lisière forestière formation très dense d'arbustes	<i>Geranion sanguinei</i>	-sol neutre à alcalin -sol mésophile à très sec - conditions thermophiles -sol pauvre	exploitation intensive des zones agricoles : -fertilisation -fauches régulières

6.3.3 Les étapes de la restauration.

Des revues bibliographiques sur les contraintes et solutions préconisées guident aujourd'hui les gestionnaires et scientifiques sur les modalités de mise en place de projets de restauration de pelouses calcaires (Walker et al. 2004, Piqueray et Mahy 2010). Deux conditions majeures seront incluses dans notre réflexion :

- la proposition de mesures pour la restauration des conditions abiotiques, par le rétablissement d'un niveau de fertilité optimale. La restauration de communautés végétales est fortement contrainte par la prise en compte des conditions abiotiques (Walker et al. 2004), qui contrôlent les conditions de succès ou d'échec du projet de restauration.
- la proposition de mesures de restauration des conditions biotiques (structure de végétation).

Ces deux conditions sont indispensables à la recréation et au maintien des conditions environnementales nécessaires au développement du milieu cible, et à l'installation à plus long terme d'espèces typiques et de communautés végétales fonctionnelles. Elles devront faire l'objet d'une évaluation quantitative biotique (plantes vasculaires) et abiotique par rapport à celles de systèmes existants pris comme références pour estimer le caractère natif des communautés observées (Piqueray et al. 2011).

6.3.4 Les mesures de gestion proposées.

Les mesures de gestion envisagées doivent initier la transition entre le couvert végétal actuel et les habitats de référence. Elles sont présentées pour chaque habitat de référence dans le tableau Tableau 6-5.

Tableau 6-5 : Planification des mesures de gestion et aménagement nécessaires par habitat de référence

	Restauration des conditions abiotiques		Restauration des conditions biotiques	
habitat	objectifs	méthodes proposées	objectifs	méthodes proposées
Végétation des dalles calcaires (habitat 1)	- rendre le phosphore assimilable limitant - conserver des milieux plutôt pauvres en nutriments	- exportation des produits de fauche tardive - fertilisation azotée modérée, sans apports de phosphate	- installation d'espèces caractéristiques	- semis (localisés pour essais)
	- conserver un sol peu épais	- préparation du substrat	- conserver une végétation rase et écorchée	- action déterminante des herbivores (lapins, cervidés). - peu d'intervention nécessaire (légers débroussaillments par fauche).
Pelouses calcicoles meso-xérophiles subatlantiques (habitat 2)	- rendre le ^phosphore assimilable limitant - conserver des milieux plutôt pauvres en nutriments azotés	- fauche tardive avec exportation - fertilisation azotée modérée, sans apports de phosphate	- maintien d'un tapis végétal présentant de micro-ouvertures.	- action déterminante des herbivores (lapins, cervidés) - élimination sélectives des espèces allochtones. - fauche dans les secteurs envahis par les graminées en juillet et en septembre.
Pelouses calcicoles meso-xérophiles à tendance précontinentale (habitat 3)			- installation d'espèces caractéristiques	- semis (localisés pour essais)
Friches (habitat 4)	- limiter l'eutrophisation	- fauche avec exportation	- conserver le stade de succession primaire (milieu ouvert) - maintien de la colonisation exogène sur le site - contrôle de la colonisation par les espèces exogènes de friches.	- fauche tardive
Végétation de culture sur calcaires (habitat 5)	- rendre le phosphore assimilable limitant - conserver des milieux plutôt pauvres en nutriments - limiter l'eutrophisation des sols	- pas d'amendements organiques - fertilisation azotée modérée - exportation des produits de fauche tardive	- maintien d'une végétation rase et clairsemée - installation d'espèces caractéristiques	- élimination sélective des espèces allochtones par fauche. - semis

	- limiter l'épaississement de l'horizon superficiel			
Prairie de fauche humide calcaire (habitat 6)	- rendre le phosphore assimilable limitant - conserver des milieux plutôt pauvres en nutriments - limiter l'eutrophisation - augmenter la teneur en eau du sol jusqu'à saturation - éviter le tassement du sol	- fauche tardive exportatrice / fertilisation azotée modérée - imperméabilisation du fond de mare - gestion non motorisée et absence de travail du sol	-éviter l'envahissement par les espèces allochtones -réhabilitation du tapis végétal et accroissement de la diversité floristique	- fauche tardive non motorisées - semis (essais ponctuels)
Chênaie neutrophile à calcicole à chêne sessile (habitat 7)	- rendre le phosphore assimilable limitant - enrichissement du sol en nutriments - conditions mésophiles	- fertilisation non phosphorée pour un enrichissement en nutriments - fauche avec exportation - enrichissement en matière organique lorsque les conditions en phosphore sont rétablies	- développement d'une strate ligneuse - développement d'une strate herbacée sciaphile - éviter l'envahissement par les espèces allochtones de milieu agricole	- plantation de ligneux après l'enrichissement du biotope en nutriments - semis (essai localisé) quand enrichissement du biotope en nutriments - fauche
Fourrés médio – atlantiques sur sols fertiles (habitat 8)	- rendre le phosphore assimilable limitant - enrichissement du sol en nutriments azotés - conditions mésophiles	- fertilisation non phosphorée pour un enrichissement en nutriments - fauche avec exportation - enrichissement en matière organique du lorsque les conditions en phosphore sont rétablies	- formation d'une strate buissonnante	-plantations

6.3.4.1 Restauration des conditions abiotiques

6.3.4.1.1 *La restauration de la fertilité du sol*

La restauration des conditions abiotiques consiste principalement à contrôler le niveau de fertilité du sol. Les résultats des analyses physicochimiques montrent que la teneur en phosphore assimilable de l'horizon H1 est élevée, et largement supérieure à celle habituellement mesurée dans les écosystèmes prairiaux (Smits et al 2008). Cette forte teneur en phosphore est problématique car elle rend limitante la ressource en azote pour les plantes et sélectionne un couvert adapté à cette contrainte (Roem et Berendse 2000), c'est-à-dire des graminées et des espèces de stratégies S à long terme (Gusewell 2004). La forte teneur en phosphore est plus contraignante que l'enrichissement général en nutriments (Fagan et al 2008) et entrave la restauration des milieux semi-naturels (Critchley et al. 2002b, Wassen et al. 2005, Pywell et al. 2007) : les fortes teneurs en phosphore assimilable, quelles que soit leurs origines (ex : fertilisation), ont des conséquences à très long terme sur la diversité des communautés végétales.

Une méthode proposée par Piqueray et Mahy (2010), et facilement applicable selon notre analyse, est la fauche exportatrice. Utiliser cette méthode permettrait de mutualiser le contrôle de la diversité spécifique avec celui de la teneur en phosphore. Cependant, l'efficacité à court terme est très fortement limitée pour tous les types de pelouses : certaines études ont montré que, si l'arrêt de la fertilisation phosphorée était corrélé à une augmentation significative de la richesse spécifique, les effets sur la composition spécifique, la biomasse et la composition chimique du sol ne sont détectés qu'à long terme (plus de 25 ans après l'arrêt de la fertilisation phosphorée) (Smits et al. 2008). Les végétaux ne prélevant qu'une faible quantité du phosphore assimilable du sol, l'efficacité de la fauche est limitée : Smits et al (2008) ont évalué cette baisse à 12% de la quantité de phosphore initialement présente en 9 ans de fauche exportatrice.

Fagan et al (2008) ont proposé que les mesures de restauration envisagées, pour être efficaces, doivent aboutir au contrôle du rapport P/N plutôt qu'au contrôle de la simple quantité de phosphore assimilable. La réduction de ce rapport par l'augmentation de la teneur en azote jusqu'à ce que le phosphore deviennent limitant, associée à la fauche exportatrice estivale serait relativement efficace (Gough et Marrs 1990). Appliquée également au contrôle de la succession, la fauche est un moyen largement utilisé et efficace à moyen terme (10 ans selon Smits al. 2008) pour la restauration des conditions abiotiques des pelouses calcaires tout en favorisant la biodiversité végétale et animale. Les fréquences d'intervention sont faibles et peu coûteuses et facilement ajustables selon les besoins. Cet enrichissement en azote ne va pas à l'encontre des objectifs proposés dans les deux projets : en effet, les pelouses calcaires restaurées montrent en général des teneurs en azote total plus faible que celles observées dans les habitats de référence en raison de la faible teneur en matière organique initialement présente dans leur sol (Fagan et al. 2008). L'application de faibles quantités d'engrais pourrait favoriser le développement d'espèces cibles de pelouses calcaires d'après Davis et al. (1993). Cependant, il est important de mentionner que cet enrichissement en nutriments azotés doit être particulièrement contrôlé et quantitativement défini pour tendre vers les conditions abiotiques des états de référence proposé : en effet, des teneurs trop élevées en azote sont impliquées dans la perte de diversité de nombreux écosystèmes et dans la déstabilisation des équilibres biologiques impliquant

les microorganismes du sol (Bunemann et al. 2006). Les modalités d'enrichissement en azote qui devront être proposées doivent exclure celles favorisant simultanément l'enrichissement en phosphore, comme l'utilisation des produits de fauche.

L'étude réalisée par Tropek et al. (2010) montre que le succès de restauration des pelouses calcaires à partir de milieux fortement dégradés, tels que les anciennes carrières d'extraction, ne nécessite pas un niveau d'intervention élevé sur les successions végétales. Cette étude montre également que les sites évoluant spontanément ont la même diversité quantitative (richesse spécifique) que ceux ayant fait l'objet d'une planification (couverture de sol, semis, plantations d'arbres), mais une plus forte patrimonialité au regard des espèces qui y sont recensées (diversité qualitative). Une gestion des successions primaires peut être réalisée lorsqu'elle est nécessaire, mais a minima, et ne doit en aucun cas être utilisée pour accélérer le rythme des successions.

6.3.4.1.2 *L'aménagement des conditions hydriques*

Cette proposition concerne spécifiquement l'habitat de référence proposé pour la zone 2 (habitat 6). Les résultats de notre analyse du fonctionnement hydrologique du site (chapitre 4) montre que les caractéristiques abiotiques du Mont-aux-Liens rendent impossible la stagnation d'eau en surface du sol et la présence de conditions hydromorphes dans les conditions actuelles. En conséquence, le maintien de cet objectif nécessite de réaliser des aménagements particuliers limitant le drainage de l'eau contenue dans le substrat de surface. La solution envisagée est la pose d'un géotextile imperméable recouvert d'un substrat limoneux de même nature que celui composant l'horizon H1. Des simulations sous HYDRUS-1D ont été réalisées afin de connaître (i) le potentiel matriciel moyen dans la zone racinaire et (ii) la teneur en eau volumique de la base de la zone racinaire observées si un tel ouvrage était réalisé, en utilisant une condition de flux nul à la limite inférieure du profil de sol, avec le couvert végétal de 2010, et pour les 2 régimes de précipitations annuelles rencontrés dans la zone biogéographique du Mont-aux-Liens (précipitations départementales moyennes, précipitations départementales faibles) (source Météo France). Les résultats, présentés en Figure 6-16, permettent également d'observer la réponse suivant l'épaisseur de substrat H1 installé au-dessus du géotextile. Ils montrent que la pose d'un géotextile imperméable permet d'atteindre, en condition de précipitations moyennes, le niveau de saturation du substrat requis pour la formation d'un point d'eau (Figure 6-16a). L'observation de la saturation est permanente pour des épaisseurs de substrats jusqu'à environ 75 cm environ. Une période d'assèchement dans la zone racinaire est observée lorsque l'horizon H1 est plus épais. La période de saturation demeure longue et s'étend sur la période hivernale, la période d'émergence de la végétation (au printemps) et en début d'été. L'assèchement observé l'été est modéré, à hauteur de moins de 50 % de la quantité maximale d'eau stockée dans le profil. Le recouvrement de la saturation est observé à partir du mois d'octobre. La valeur de la charge hydraulique de la zone racinaire en régime de précipitations moyen varie peu dans l'année lorsque l'épaisseur du substrat mis en place n'est pas trop faible (75 cm) (Figure 6-16c), indiquant que la ressource en eau est davantage disponible pour le couvert.

Les simulations sous un faible régime de précipitations montrent que la végétation subit de fortes contraintes de disponibilité de la ressource en eau et que dans ce cas, seul le profil présentant une épaisseur importante pour H1 reste saturé jusqu'au printemps (Figure 6-16b, d). Compte tenu de ces

résultats, il est proposé dans le cadre du projet « mosaïque initiale » un habitat de référence supportant des sols saturés temporairement. Une profondeur de sol voisine de 75 cm pour l'horizon H1 permettrait d'aménager des conditions humides pendant une partie de l'année.

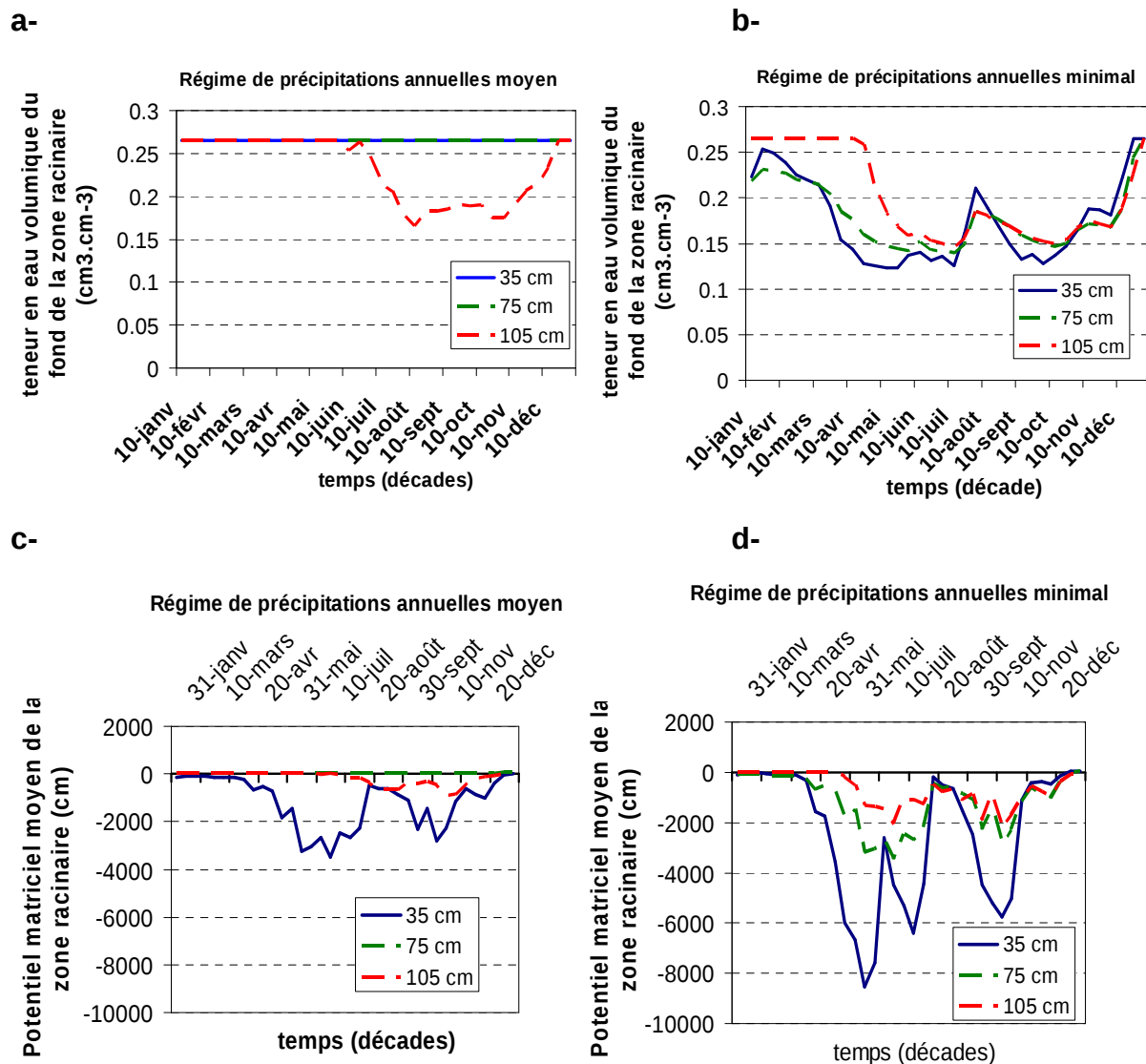


Figure 6-16 : Teneurs en eau volumique à la base de la zone racinaire (a et b) et conditions potentiel matriciel moyen de la zone racinaire (c et d), pour une condition de flux nul à la limite inférieure du profil de sol (résultats de simulation sous HYDRUS), pour 3 épaisseurs de substrats recouvrant le géotextile (35 cm, 75 cm et 105 cm) et 2 régimes de précipitations (régime départemental moyen et régime départemental minimal). Les deux régimes de précipitations sont issus de données météorologiques mesurées à la station de LADON. Le régime minimal correspond à la chronique de précipitations de l'année présentant le plus faible niveau de précipitations totales annuelles entre 1990 et 2007. Le régime moyen correspond à la chronique moyenne de précipitations entre 1990 et 2011.

La pose d'un géotextile imperméable n'est en revanche pas envisageable pour la restauration de conditions abiotiques favorables à l'état de référence des habitats 7 et 8 en raison des superficies proposées pour ceux-ci, en conformité avec le projet « mosaïque initiale », et de la présence d'espèces ligneuses : l'enrichissement du sol en matière organique sur des sols dont la fertilité aura été restaurée (abaissement du rapport P/N) permettrait d'accroître ses capacités de rétention en eau et par la suite sa réserve utile (Hudson 1994, Rawls et al. 2003).

6.3.4.2 Restauration des conditions biotiques

Elle fait suite aux mesures proposées pour la restauration des conditions abiotiques. Les mesures proposées sont, d'une part, l'utilisation de semis et de plantations d'espèces caractéristiques pour chaque habitat de référence, pour introduire dans le site ces espèces caractéristiques, et d'autre part, le contrôle de la colonisation par des espèces allochtones responsables de la fermeture du milieu. Le choix de cette mesure de gestion permet de répondre à différents enjeux en terme de biodiversité végétale : l'augmentation de la densité spécifique par m² à moyen terme, si la transition vers les habitats de référence est effective (amélioration de la diversité quantitative), l'amélioration de la patrimonialité des espèces recensées sur le site (amélioration de la diversité qualitative spécifique), l'organisation des espèces en habitats de référence ayant un sens écologique et rencontrés en région Centre, l'augmentation de la diversité des formes de vie (herbacées et ligneux) et, à plus long terme, l'augmentation de la diversité faunistique recensée sur le site.

La restauration des conditions abiotiques doit conduire à l'installation des espèces caractéristiques pour chaque habitat de référence qui sont présentées dans les Tableau 6-6. L'introduction de ces espèces sous forme de semis dans les secteurs préalablement choisis (Figure 6-14) est directement impactée par la disponibilité de semences d'écotypes locaux dans le commerce (Tableau 6-6). Ainsi, compte-tenu des informations fournies par Nova-flore² (informations fournies à titre d'exemple), la restauration des conditions biotiques serait difficile à initier, dans le cadre du projet « ingénierie écologique », pour les habitats 3 et 5, en raison de l'absence de leurs espèces caractéristiques sur le marché (seulement 5 variétés caractéristiques disponibles à la vente sur 19 pour l'habitat 3 et seulement 1 variété caractéristique disponible à la vente sur 9 pour l'habitat 5). Les habitats 2 et 4 montre la plus forte quantité de variétés de semis caractéristiques vendus (72% des espèces caractéristiques vendues pour l'habitat 2 et 75 % pour l'habitat 4) ce qui était attendu pour l'habitat 4, dans la mesure où cet habitat est très commun partout sur le territoire français. Le semis n'est pas nécessaire pour l'habitat « friche » : compte tenu de nos résultats (chapitre 5 paragraphe 5.3.1.1), il est attendu que la colonisation spontanée suffise à enrichir le site en espèces caractéristiques, si les corridors écologiques (bords de champs) ne sont plus gérés intensivement. La réalisation de nouveaux semis nécessiterait un léger travail du sol, qui se limitera à éliminer le couvert précédent s'il est trop dense et à appliquer une quantité limitée de substrat si l'épaisseur est insuffisante (quelques centimètres) pour que le sol soit favorable à l'implantation des nouvelles graines. Cette opération pourra être réalisée ponctuellement afin de tester les mesures de restauration mises en place et, ainsi, éviter un investissement trop important en cas d'échec.

Dans le cas du projet « mosaïque initiale », la plantation d'espèces ligneuses est recommandée, une fois la restauration des conditions abiotiques effective. La disponibilité en espèces caractéristiques sous forme de semis est la plus faible pour les habitats 1 et 6 (48% et 47% respectivement) ; les essences des habitats 2, 7 et 8 seraient plus facilement disponibles (72%, 83% et 100% respectivement), en raison de la dominance de la strate ligneuse dans les cortèges caractéristiques pour les deux derniers. Aucun semis n'est recommandé pour l'habitat de lisière calcaire (habitat 9) : il

² <http://www.novaflore.com>

est recommandé de laisser le cortège végétal herbacé évoluer en fonction des mesures de gestion de la ressource abiotique qui y est planifié.

La fauche est une technique largement testée pour limiter l'envahissement par les graminées sociales (Maron et Jeffries 2001). Elle est recommandée plusieurs fois par an (en début et en fin de période de végétation), ou, si cela n'est pas possible, au moins une fois au début de l'été plutôt qu'en fin de saison. Il est nécessaire de veiller à ce que cette pratique soit compatible avec la nidification de l'avifaune (s'il y en a) et l'entomofaune. L'action du pâturage par le gibier (lapins et lièvres) est déterminante pour les habitats 1 et 2 pour éviter la fermeture progressive du milieu : elle vient compléter l'action des fauches.

Tableau 6-6 : Caractéristiques des cortèges floristiques des habitats proposés pour l'amélioration de la performance écologique du Mont-aux-Liens. *Origine* : I = indigène en Loiret, NAT = naturalisé ; *Rareté départementale* : ND = non défini, TC = très commun, C = commun, AC = assez commun, AR = assez rare, R = rare, TR = très rare, NR = non revu après 1990 ; *Statut patrimonial* : ZNIEFF = espèce déterminante de ZNIEFF ; PR = protection régionale ; PN = protection nationale ; « - » : pas de statut particulier ; *Forme biologique* : A = annuelle ; BISA = bisannuelle ; V = vivace ; ARB = arbuste ; ARBRISS = arbrisseau ; sous arbriss = sous-arbrisseau, ARBRE = arbre ; *Observation in situ en 2011* : N = non, O = oui (par défaut, compte tenu de la très forte mortalité des ligneux et de l'absence de suivi sur cette strate, N leur est attribué) ; *Disponibilité à la vente* : N = non, O = oui (d'après les informations recueillies chez Nova-flore (source : Pujol et al. 2007).

Habitat 1 : Végétation des dalles calcaires planitiales et collinéennes						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ en 2011	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Allium sphaerocephalon</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	O
<i>Cerastium pumilum</i>	I	ND	-	A	N	N
<i>Erophila verna</i>	I	TC	-	A	N	N
<i>Teucrium chamaedrys</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Sedum acre</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Sedum album</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Poa bulbosa</i>	I	AC	-	V	N	N
<i>Petrorhagia prolifera</i>	I	AC	-	A	N	O
<i>Potentilla neumanniana</i>	I	TC	-	V	N	N
<i>Arenaria leptoclados</i>	I	TC	-	A	N	O
<i>Saxifraga tridactylites</i>	I	TC	-	A	N	N
<i>Scilla autumnalis</i>	I	TR	PR	V	N	N
<i>Thymus praecox</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Trifolium scabrum</i>	I	TR	-	A	N	N
Espèces secondaires						
<i>Alyssum alyssoides</i>	I	R	ZNIEFF	A, BISA	N	N
<i>Bupleurum baldense</i>	I	TR	ZNIEFF	A	N	N
<i>Acinos arvensis</i>	I	AR	-	A, BISA	N	N
<i>Stachys recta</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Erodium cicutarium</i>	I	TC	-	A	N	O
<i>Teucrium botrys</i>	I	AR	ZNIEFF	A, BISA	N	N
<i>Teucrium montanum</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Helianthemum apenninum</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Hippocrepis comosa</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Hornungia petraea</i>	I	R	ZNIEFF	A	N	N
<i>Medicago minima</i>	I	AC	ZNIEFF	A	N	N
<i>Bombycilaena erecta</i>	I	TR	ZNIEFF	A	N	N
<i>Poa compressa</i>	I	AR	-	V	N	O
<i>Sanguisorba minor</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Veronica arvensis</i>	I	TC	-	A	O	O

Habitat 2 : Pelouses calcicoles meso-xérophiles subatlantiques						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Festuca lemanii</i>	I	TR	-	V	N	N
<i>Koeleria pyramidata</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Pulsatilla vulgaris</i>	I	AR	PR	V	N	O
<i>Anthyllis vulneraria</i>	I	AC	-	V	O	O
Espèces secondaires						
<i>Thymus praecox</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Veronica prostata</i> subsp. <i>scheererii</i>	I	R	ZNIEFF	V	N	N
<i>Avenula pratensis</i>	I	AR	-	V	N	N
<i>Pimpinella saxifraga</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Cirsium acaule</i>	I	C	-	V	N	N
<i>Euphorbia cyparissias</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Teucrium chamaedrys</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Helianthemum nummularium</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Hippocrepis comosa</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Carex flacca</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Leontodon hispidus</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Lotus corniculatus</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Anthericum ramosum</i>	I	R	ZNIEFF	V	N	O
<i>Seseli montanum</i>	I	C	-	V	N	N

Habitat 3 : Pelouses calcicoles meso-xérophiles à tendance continentale						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Festuca lemanii</i>	I	TR	-	V	N	N
<i>Koeleria pyramidata</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Seseli montanum</i>	I	C	-	V	N	N
<i>Bromus erectus</i>	I	AC	-	V	O	O
<i>Teucrium chamaedrys</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Thymus praecox</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Prunella grandiflora</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	O
<i>Euphorbia seguieriana</i>	I	TR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Teucrium montanum</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Globularia bisnagarica</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Helianthemum nummularium</i>	I	C	-	V	N	N
<i>Hippocrepis comosa</i>	I	C	-	V	N	N
<i>Linum tenuifolium</i>	I	AR	-	V	N	N
<i>Polygala amarella</i>	I	TR	-	V	N	N
Espèces secondaires						
<i>Aster amellus</i>	I	TR	PN	V	N	N
<i>Ononisatrix</i>	I	AR	-	V (ARB)	N	N
<i>Ononis pusilla</i>	I	TR	ZNIEFF	V (ARB)	N	N
<i>Carex ericetorum</i>	I	TR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Linum leonii</i>	I	R	PR	V	N	N

Habitat 4 : Friches						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme Biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Artemisia vulgaris</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Cirsium arvense</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Cirsium vulgare</i>	I	TC	-	BISA	O	O
<i>Epilobium tetragonum</i>	I	TC	-	V	O	N
<i>Melilotus albus</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Verbascum thapsus</i>	I	C	-	BISA	N	O
<i>Oenothera biennis</i>	NAT	AC	-	BISA	N	O
<i>Onopordum acanthium</i>	I	TC	-	BISA	O	O
<i>Arctium minus</i>	I	TC	-	BISA	N	N
<i>Reseda luteola</i>	I	C	-	V	O	O
<i>Tanacetum vulgare</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Echium vulgare</i>	I	TC	-	BISA	N	O
Espèces secondaires						
<i>Daucus carota</i>	I	TC	-	BISA	O	O
<i>Urtica dioica</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Picris hieracioides</i>	I	TC	-	A,BISA	O	N
<i>Conyza canadensis</i>	NAT	TC	-	A	O	N
Espèces caractéristiques de milieux cultivés observées dans cet habitat						
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Geranium dissectum</i>	I	TC	-	A	N	N
<i>Papaver rhoeas</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Sonchus asper</i>	I	TC	-	A	O	N
<i>Convolvulus arvensis</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Anagallis arvensis</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Polygonum aviculare</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Senecio vulgaris</i>	I	TC	-	A	O	N
<i>Veronica arvensis</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Veronica persica</i>	NAT	TC	-	A	O	O
<i>Fumaria officinalis</i>	I	TC	-	A	N	O
<i>Lamium purpureum</i>	I	TC	-	A	N	O

Habitat 5 : Végétation de culture sur calcaire						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Adonis aestivalis</i>	I	TR	ZNIEFF	A	N	O
<i>Ajuga chamaepitys</i>	I	AR	-	A	N	N
<i>Caucalis platycarpos</i>	I	TR	ZNIEFF	A	N	N
<i>Stachys annua</i>	I	AR	ZNIEFF	A	N	N
<i>Teucrium botrys</i>	I	AR	ZNIEFF	A BISA	N	N
<i>Althaea hirsute</i>	I	AC	ZNIEFF	A	N	N
<i>Iberis amara</i>	I	TR	ZNIEFF	A	N	N
<i>Anagallis foemina</i>	I	C	--	A	N	N
<i>Legousia hybrida</i>	I	R	ZNIEFF	A	N	N
Espèces caractéristiques de milieux cultivés observées dans cet habitat						
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Geranium dissectum</i>	I	TC	-	A	N	N
<i>Papaver rhoeas</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Sonchus asper</i>	I	TC	-	A	O	N
<i>Convolvulus arvensis</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Anagallis arvensis</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Polygonum aviculare</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Senecio vulgaris</i>	I	TC	-	A	O	N
<i>Veronica arvensis</i>	I	TC	-	A	O	O
<i>Veronica persica</i>	NAT	TC	-	A	O	O
<i>Fumaria officinalis</i>	I	TC	--	A	N	O
<i>Lamium purpureum</i>	I	TC	-	A	N	O

Habitat 6 : Pelouses hygrophiles paratourbeuses thermophiles subméditerranéennes.						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Carex tomentosa</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	N
<i>Cirsium tuberosum</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Deschampsia media</i>	I	TR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Inula salicina</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Juncus subnodulosus</i>	I	AR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Molinia caerulea</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Sanguisorba officinalis</i>	I	AR	PR	V	N	O
Espèces secondaires						
<i>Carex panicea</i>	I	AC	-	V	N	N
<i>Schoenus nigricans</i>	I	TR	PR	V	N	N
<i>Colchicum autumnale</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Epipactis palustris</i>	I	TR	PR	V	N	N
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	I	AR	PR	V	N	N
<i>Senecio erucifolius</i>	I	AC	-	V	N	O
<i>Silaum silaus</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Succisa pratensis</i>	I	TC	-	V	N	O

Habitat 7 : Chênaie-charmaie						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Geum urbanum</i>	I	TC	-	V	N	N
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Carex sylvatica</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Carpinus betulus</i>	I	TC	-	ARBRE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Quercus petraea</i>	I	TC	-	ARBRE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Quercus robur</i>	I	TC	-	ARBRE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Cornus sanguinea</i>	I	TC	-	ARBRE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Ruscus aculeatus</i>	I	TC	-	Sous arbriss	N	O (sous contrat de culture)
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	I	TC	-	V	N	N
<i>Ligustrum vulgare</i>	I	TC	-	ARBRIS	N	O (sous contrat de culture)
Espèces secondaires						
<i>Anemone nemorosa</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Crataegus monogyna</i>	I	TC	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Geranium robertianum</i>	I	TC	-	A,BISA	O	O
<i>Arum maculatum</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Ribes rubrum</i>	I	TC	-	ARBRIS	N	O (sous contrat de culture)
<i>Hedera helix</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Glechoma hederacea</i>	I	TC	-	V	O	O
<i>Melica uniflora</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Corylus avellana</i>	I	TC	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Polygonatum multiflorum</i>	I	TC	-	V	N	O
<i>Lonicera xylosteum</i>	I	TC	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Prunus mahaleb</i>	I	TC	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Quercus pubescens</i>	I	C	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Daphne laureola</i>	I	AC	-	ARBRIS	N	O (sous contrat de culture)
<i>Viburnum lantana</i>	I	C	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Cephalanthera damasonium</i>	I	AR	PR	V	N	N
<i>Ophrys insectifera</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	N
<i>Orchis purpurea</i>	I	C	-	V	N	N
<i>Viola odorata</i>	I	TC	-	V	N	O

Habitat 8 : Fourrés médio – atlantiques sur sols fertiles						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	PLANTE in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Prunus spinosa</i>	I	TC	-	ARB	N	O (sous contrat de culture)
<i>Carpinus betulus</i>	I	TC	-	ARBRE	O	O (sous contrat de culture)
<i>Crataegus spp.</i>						
<i>Crataegus monogyna</i>	I	TC	-	ARB	O	O (sous contrat de culture)
<i>Rosa spp</i>						
<i>Rosa micrantha</i>	I	R	ZNIEFF	ARBRISSE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	I	R	ZNIEFF	sous-arbrisseau	N	O (sous contrat de culture)
<i>Rosa agrestis</i>	I	AR	ZNIEFF	ARBRISSE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Rosa rubiginosa</i>	I	AC	ZNIEFF	ARBRISSE	N	O (sous contrat de culture)
<i>Rosa canina</i>	I	TC	-	ARBRISSE	O	O (sous contrat de culture)
<i>Rubus spp</i>						
<i>Rubus section fruticosi</i>	I	TC	-	sous-arbrisseau	N	O (sous contrat de culture)

Habitat 9: Lisière xérothermophile						
Espèces caractéristiques	Origine	Rareté départementale	Statut patrimonial	Forme biologique	Observation in situ	Disponibilité à la vente (production française)
<i>Vincetoxicum hirsutum</i>	I	AR	-	V	N	O
<i>Laserpitium latifolium</i>	I	TR	PR	V	N	N
<i>Polygonatum odoratum</i>	I	R	ZNIEFF	V	N	O
<i>Trifolium rubens</i>	I	R	ZNIEFF	V	N	O
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	I	R	ZNIEFF	sous-arbrisseau	N	O (sous contrat de culture)
<i>Melampyrum cristatum</i>	I	R	-	A	N	N
<i>Campanula rapunculus</i>	I	TC	-	V	N	N
<i>Cervaria rivini</i>	I	AC	-	V	N	N
<i>Fragaria viridis</i>	I	TR	ZNIEFF	V	N	N
<i>Tanacetum corymbosum</i>	I	TR	-	V	N	N
<i>Anthericum ramosum</i>	I	R	ZNIEFF	V	N	O
<i>Origanum vulgare</i>	I	C	-	V	N	O
<i>Bupleurum falcatum</i>	I	AC	ZNIEFF	V	N	O
<i>Anemone sylvestris</i>	I	NR	PN	V	N	N

6.3.5 Discussion

6.3.5.1 Les méthodes de contrôle de fertilité du sol

Piqueray et Mahy (2010) dressent une liste d'autres solutions proposées pour réduire la quantité en phosphore assimilable : la solution la plus efficace recensée par les auteurs est l'étrépage : elle consiste à retirer la couche superficielle de sol. On peut lui substituer un labour profond pour diluer la couche de surface la plus riche dans celles moins riches en profondeur. Dans notre cas d'étude, l'étrépage serait relativement coûteux en raison de la superficie élevée du site (24 ha). Il serait nécessaire de réinstaller un nouveau substrat dans la mesure où le sol en place est constitué d'un unique horizon organique (H1) sur calcaire. En conséquence, la seconde proposition (labour profond) n'aura très certainement que peu d'impacts sur la teneur en phosphore assimilable. Les traitements chimiques du sol par des composés adsorbants (oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium) existent. Bien que leur efficacité dans la réduction de la concentration en phosphore dans le sol, et dans les plantes (Walker et al. 2004) ait été observée, les auteurs mentionnent l'existence d'un risque non négligeable lié à la toxicité des composés utilisés et déconseillent leur utilisation à proximité des zones sensibles. Enfin, l'ajout de matériel inerte permettant de diluer les concentrations en éléments minéraux montrent, d'après Piqueray et Mahy (2010), des résultats contrastés. La teneur en éléments grossiers en surface de l'horizon H1, appréciée in situ, est déjà élevée ce qui rend peu pertinente son augmentation dans notre cas d'étude. C'est pourquoi les mesures proposées précédemment (chapitre 6 paragraphe 6.3.4.1.1) apparaissent comme les plus adaptées à nos objectifs.

6.3.5.2 L'utilisation des semis pour améliorer la performance écologique du Mont-aux-Liens.

L'installation d'un couvert végétal précoce issu de semis sur sol nu est largement reconnue pour son rôle dans la prévention des risques d'érosion (Piqueray et al 2010). L'utilisation de semences a donc été systématisée en ce sens pour la réhabilitation et la revégétalisation de sites de construction ou d'abords d'infrastructures fortement impactés (comme par exemple les talus routiers). En revanche, la pertinence de leur utilisation pour la restauration de la diversité biologique végétale du Mont-aux-Liens se pose.

L'utilisation des semis pour la création du Mont-aux-Liens n'a pas permis d'accroître à court terme la diversité quantitative et patrimoniale conformément aux observations de Tropek et al. (2010) : nos résultats ont montré que la densité spécifique des zones semées n'est pas significativement différente de celle des zones non semées lors de la construction du Mont-aux-Liens, et que le niveau de patrimonialité reste inchangé. Les semis utilisés ont assuré l'obtention d'un couvert végétal indigène, précoce et compatible avec les délais imposés pour la réhabilitation de ces sites (Cullen et al. 1998), mais les communautés végétales observées demeurent pauvres en espèces, conformément aux conclusions de Clemente et al. (2004).

L'utilisation des semis est un moyen de restaurer les conditions biotiques par l'établissement de relations de compétition interspécifique pour les ressources, permettant d'éviter ainsi l'envahissement du milieu par des espèces de la matrice paysagère (par exemple, par certaines graminées sociales

dans le cas des pelouses calcaires), mais également par le renforcement des effets de la facilitation (Coiffait-Gombault et al. 2012). La corrélation négative entre la fraction d'espèces non semées observées ($Ex_{i \text{ strict}}$) et le succès d'installation des espèces semées (Ind_i) illustre ce premier point. Nos résultats ont montré que la compétitivité liée à la présence du couvert d'espèces semées ne se fait pas au détriment de la diversification du cortège végétal en espèces de la matrice paysagère : la colonisation exogène stricte moyenne par m^2 est élevée à l'issue de 2011 ($Ex_{i \text{ strict moyen-2011}} = 0,466$; $SE = 0,028$) et spatialement généralisée à l'ensemble du site, et, bien que son intensité varie ponctuellement, elle reste fortement impliquée dans la diversification du cortège floristique. En revanche, les effets de la facilitation des espèces semées par le constructeur sont plus difficilement appréciables : les semis utilisés n'ont pas permis de faire évoluer la typicité des cortèges en faveur d'habitats patrimoniaux.

L'utilisation de nouveaux semis est-elle pertinente pour introduire des espèces caractéristiques d'habitats de référence et restaurer des pelouses calcaires ? L'introduction d'espèces grâce aux semis est l'une des méthodes actuellement utilisées pour la restauration des prairies (Hedberg and Kotowski 2010). D'après Prach (2003), Fagan et al. (2008) et Tropek et al. (2010), la planification d'opération de gestion pour restaurer la biodiversité des pelouses calcaires (couverture de sol, semis, plantations d'arbres) n'améliore pas le succès de restauration de ces systèmes et la correspondance avec les habitats de référence : les semis pourraient retarder le processus de restauration en inhibant la succession végétale (Fagan et al. 2008). Prach (2003) et Tropek et al. (2010) recommandent une évolution spontanée du système, lorsque les conditions abiotiques in situ sont cohérentes avec la restauration des habitats de référence, ou une gestion à minima, lorsqu'elle est nécessaire et si elle n'accélère pas le rythme des successions. Cette évolution spontanée fait appel à deux processus : la germination de la banque de graines du sol et la colonisation spontanée par des espèces de la matrice paysagère. La mobilisation de la banque de graines du sol ne représente pas la stratégie optimale dans notre cas d'étude, la probabilité de sa mobilisation étant faible en raison de l'historique du site tout d'abord, mais également de la gestion pédologique du site pendant sa construction : il ne s'agissait pas d'un milieu de type pelouse ou prairie mais d'une parcelle intensément cultivée. Le sol initialement présent a subi de profonds remaniements (étrépage) et quelques approximations demeurent à propos de la mise en place des nouveaux profils de sol (pas de traçabilité précise de l'origine du sol, intensité du tassement lié au passage des véhicules). La reconnaissance du caractère transitoire des banques de graines des pelouses et prairies calcaires (Bisteau et Mahy 2005) (la survie des graines dans le sol ne dépasse pas un an selon Bossuyt et Honnay (2008)) réduit encore davantage la probabilité d'une germination spontanée. La colonisation spontanée par des espèces typiques de ces systèmes prairiaux est également faiblement probable, en raison de la capacité de dispersion limitée de ces communautés prairiales (Kiehl et Pfadenhauer 2007) et de l'isolement important du Mont-aux-Liens dans une matrice paysagère principalement agricole (figure 3-26). C'est un facteur limitant l'enrichissement du site par colonisation, tout comme l'intensité d'exploitation des parcelles cultivées et de gestion des bords de champs.

L'introduction sur sol nu d'espèces caractéristiques des habitats de référence précédemment définis est donc cohérente avec nos objectifs, à la lumière de ces contraintes (Fagan et al. 2008) : elle est

déjà utilisée dans le cadre de la restauration des communautés végétales de dalles rocheuses calcaires (Cullen et al. 1998) et de carrières (Novak et Prach 2010). Le semis d'espèces fondatrices (caractéristiques de l'habitat et structurant la communauté) sur sol nu, puis celui d'espèces « subordonnées » (typiques de la communauté) un an après, montre des résultats probants à court terme en termes de restauration des milieux prairiaux (Coiffait-Gombault et al. 2012). Cette technique pourrait être envisagée dans notre cas d'étude. La composition spécifique des semis et l'abondance relative de chaque espèce sera à définir avec précision dans la mesure où elle semble impacter le succès des restaurations (Fagan et al. 2008, Novak et Prach 2010, Kirmer et al. 2012).

Notre démarche a mis en lumière que le succès de la restauration des habitats de référence proposés est subordonné à la disponibilité sur le marché de semences et de pieds de ligneux issus d'éco-types d'espèces sauvages locales. L'utilisation de ces éco-types est cruciale, car elle permet de préserver les spécificités génétiques des espèces indigènes et la diversité végétale à l'échelle des territoires. Cependant, la filière est aujourd'hui inexistante en région Centre, en raison de certaines difficultés techniques, qui ne sont pas encore surmontées pour une production de qualité (protocoles de récoltes, mise en culture de mélanges d'herbacées, origine des graines). Une solution alternative régulièrement pratiquée pour obtenir des semences de prairies locales est l'importation de produits de fauche contenant les graines d'espèces caractéristiques. Cependant, cette méthode demeure problématique pour la récolte de grande quantité de semence, lorsque les habitats de référence sont rares ou peu productifs, ou si, comme dans notre cas d'étude, la restauration des conditions abiotiques impose la fauche exportatrice. Les contrats de culture³ entre aménageurs et pépiniéristes sont aujourd'hui le seul moyen efficace d'approvisionnement en espèces ligneuses locales. Le développement à l'échelle nationale du signe national de qualité {flore-locale}[®], dans le cadre de la stratégie nationale de la biodiversité et porté par la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux et les Conservatoires Botaniques Nationaux, l'Association française arbres et haies champêtres et Plante & Cité⁴, doit permettre de définir les modalités de réalisation des contrats de culture, les modes de récoltes et l'origine des semences pour les espèces semées. Cette démarche a déjà été initiée dans certaines régions de France, à l'image des projets « filières de production et de collecte-utilisation des semences de milieux pyrénéens développés dans le cadre du programme Ecovars+⁵ et du développement de la marque collective de semences locales « Pyrégraine de néou » organisé par le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées.

L'utilisation de semis pour l'application des projets proposés ici est néanmoins possible, mais il est important d'insister sur le fait que l'origine régionale ne sera pas assurée. Cette analyse montre que la réalisation des deux projets pose des difficultés certaines, si l'on s'attache à respecter les préconisations de la définition d'habitats de référence patrimoniaux.

³ Contrat qui fixe avant la mise en culture (le semis) le nombre de plants et l'origine des plants à produire, la taille à obtenir et le prix de vente au terme du contrat (source Arbo'plants, accessible à <http://www.arboplants.be>)

⁴ Dutrève, B., Des signes de qualité nationaux pour la conservation et l'utilisation durable d'espèces végétales indigènes dans les filières locales {flore-locale}[®] & Messicoles[®]. Projet 2012-2013. Dossier de presse. Réponse pour l'appel à projets de la Stratégie nationale pour la biodiversité « Conservation et utilisation durable d'espèces végétales indigènes pour développer des filières locales ». Fédération des Conservatoires botaniques Nationaux, Plante & Cité, 10 p.

⁵ <http://www.ecovars.fr/pyregraine-de-neou/la-marque.html>

6.3.5.3 Discussion du contrôle de la succession végétale

L'évolution spontanée du système étudié, si aucune gestion n'est appliquée, conduira à moyen et long terme à l'augmentation de la part prise par les espèces herbacées calcaires et les espèces typiques des friches et des bords de champs. Or, la fermeture progressive du milieu est l'une des menaces principales pesant sur les habitats de référence proposés. La prolifération des graminées et des espèces de friches entraînent la diminution de la part de sol nu, qui représentent des microsites où des espèces prairiales plus sensibles peuvent germer (Zobel et al. 2000).

Le pâturage est une méthode alternative à la fauche, mais, dans notre cas d'étude, il n'est pas envisageable, compte tenu des contraintes de sécurité en vigueur aux abords de l'autoroute. La pression d'herbivorie par le gibier (lièvres, lapins) est en revanche à maintenir : c'est un mode de gestion fortement impliqué dans le maintien des pelouses calcaires.

L'utilisation du feu et des herbicides est déconseillée, car elle donne des résultats médiocres et pose à la fois des problèmes de sécurité et d'éthique (Piqueray et al. 2010). Les connaissances actuelles sur les mesures de restauration des conditions biotiques montrent qu'il est préférable d'attendre que le couvert végétal soit comparable à celui d'une pelouse de référence avant d'appliquer une mesure de gestion régulière (Piqueray et al 2010). Cependant, dans notre cas particulier, il est recommandé de définir des zones de tests à court terme, afin d'initier la transition vers les habitats de référence.

6.4 Conclusion du chapitre 6

Le travail présenté dans la première partie de ce chapitre 6 a permis d'analyser la performance écologique du Mont-aux-Liens, 3 ans après sa construction, par rapport à la planification mise en place par l'aménageur. Il ressort de cette analyse que la diversité végétale observée dans le Mont-aux-Liens à l'issue de 2011 est significativement différente de celle planifiée, à l'échelle spécifique et à celle des zones aménagées. La diversité spécifique quantitative observée est plus élevée que ce qui était projeté, en raison d'une forte colonisation par des espèces non semées issues de la matrice agricole, au détriment des espèces semées et des habitats initialement envisagés. Cette évolution du cortège végétal est spatialement variable, les habitats de bords de champs étant plus fortement impactés que les habitats du centre du site. Les préférences écologiques et les stratégies adaptatives rencontrées à l'échelle du site en 2011 contrastent avec ceux initialement mis en place par le constructeur pour les conditions d'humidité, de pH, de température du sol. Cette observation est vérifiée par l'analyse du devenir de chaque zone aménagée (avec des contrastes détectés également sur la richesse du milieu en nutriments azotés). Elle révèle que les conditions abiotiques in situ ne concordent pas avec celles nécessaires pour que la succession végétale évolue vers la mosaïque d'habitats prévue. La valorisation de la biodiversité du Mont-aux-Liens reste néanmoins possible, mais elle est subordonnée à la définition de nouveaux objectifs en termes de biodiversité végétale, de mesures de gestion en accord avec ces objectifs et avec les contraintes actuelles in situ.

Les pistes d'amélioration de la performance écologique du site à long terme ont fait l'objet de la seconde partie de ce chapitre. Deux projets de valorisation de la biodiversité végétale départementale sur calcaires ont été proposés, afin de participer à la réflexion sur la restauration de la trame verte du Gâtinais de l'Ouest. Le projet « ingénierie écologique » revient à appliquer des mesures de gestion orientant les successions végétales de zones particulières du Mont-aux-Liens vers celles de pelouses calcaires. Le projet « mosaïque initiale » correspond à une structuration en communautés végétales proche de celle initialement envisagée par le constructeur. Ce dernier propose une diversité plus élevée en termes de types biologiques et de stratégies adaptatives que le projet « ingénierie écologique », et des habitats contrastant plus fortement par leurs caractéristiques écologiques (luminosité, humidité et richesse du sol en nutriments) que ce deuxième projet, au prix de mesures de restauration abiotique plus contraignantes. Les mesures de restauration des conditions biotiques ont mis à jour des difficultés actuelles liées à la traçabilité de l'origine des semis et de la disponibilité de semis d'espèces locales.

La restauration de la biodiversité départementale sur le Mont-aux-Liens par l'application d'un de ces projets n'a de sens que si elle fait l'objet d'une évaluation. Cette évaluation devra être quantitative et qualitative et porter à la fois sur les compartiments abiotique et biotique, en référence aux valeurs et observations définies pour des habitats de référence « matures ». Elle devra être menée à court, moyen et long termes, en raison de la lente évolution de certains habitats (ex : pelouses calcaires) et de la complexité de la restauration du fonctionnement des écosystèmes.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La ratification de Convention sur la Diversité Biologique (CDB, 1992) et la publication du Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) ont porté sur la scène internationale la responsabilité des sociétés humaines dans les transformations profondes des écosystèmes, et notamment leur implication dans la perte massive, rapide et irréversible de la biodiversité. Afin d'enrayer cette perte, des instruments internationaux et nationaux ont été créés. En France, ils ont notamment pour objectifs d'intégrer a priori et a posteriori, l'évaluation des impacts des projets de construction des infrastructures (ex : les routes), 5 ans après leur mise en service. D'autres instruments prévoient l'évitement, la réduction, et la compensation des impacts sur la biodiversité, lorsque ceux-ci n'ont pu être évités, par la création, ou la restauration d'éléments de biodiversité dégradés.

Les infrastructures routières sont concernées par cette réglementation, en raison de leur omniprésence au sein des territoires et des impacts majeurs qu'elles produisent sur la biodiversité, notamment végétale, et sur son biotope. La bibliographie de ce travail de thèse a mis en évidence la nature et la variabilité spatiotemporelle de ces impacts. Ils touchent, en premier lieu, les propriétés physico-chimiques du sol et de l'air, créant ainsi un microclimat aux abords du réseau routier. Ce microclimat impacte lui-même fortement la diversité végétale à l'échelle des bords de route, des territoires adjacents et des paysages, aussi bien du point de vue de la composition spécifique des cortèges floristiques, que de leur structuration spatiale en communautés et de leurs traits fonctionnels. Les échecs de la prédiction des impacts et de l'évaluation de l'efficacité des mesures conservatoires en faveur de cette biodiversité sont nombreux, en raison de l'absence (i) de méthodologies définies par la réglementation et (ii) d'outils performants à disposition des professionnels réalisant les évaluations environnementales. Or ces outils sont indispensables (i) à la compréhension des processus contrôlant la disponibilité de la ressource limitante pour le couvert végétal, (ii) à la représentation spatiale de la gamme de variation de cette ressource (ex : la ressource en eau) en fonction du temps, selon différentes conditions climatiques, et scénarios d'aménagement du biotope, car ils permettent d'évaluer la pertinence des objectifs conservatoires et de minimiser les impacts des projets proposés. Une deuxième thématique du travail bibliographique a mis en évidence que le développement croissant, par la recherche, de la modélisation spatiale de la biodiversité représente une réelle opportunité de palier ce manque, bien qu'elle n'intègre pas de prédiction du fonctionnement abiotique.

Ainsi, dans ce travail de thèse, notre objectif général était de proposer une nouvelle approche méthodologique pour l'étude conjointe du fonctionnement hydrologique et de la distribution spatiale de la biodiversité végétale. Cette approche devait nous permettre (i) de caractériser les processus hydrologiques et les paramètres abiotiques impactant fortement la diversité végétale à l'échelle des communautés, (ii) d'analyser l'efficacité d'un projet conservatoire vis-à-vis d'objectifs initiaux et, indirectement (iii) de proposer des mesures de valorisation de la biodiversité végétale.

Afin de répondre à cet objectif, nous nous sommes appuyés sur l'utilisation de deux modèles : un modèle mécaniste hydrologique et un modèle déterministe de la distribution spatiale de la biodiversité, fondé sur la théorie de la niche écologique. Le site d'étude était un aménagement paysager autoroutier d'environ 25 ha, ayant fait l'objet de semis d'herbacées et de plantations de ligneux, deux ans avant le début de notre étude. Les objectifs à long terme, en termes de biodiversité végétale pour ce site, avaient été planifiés par le constructeur : il s'agissait d'une mosaïque d'habitats écologiquement contrastés, composée de pelouses thermophiles, de points d'eau temporaires, de haies arbustives, de boisements, de lisières forestières, de bords de champs et de prairies fleuries.

Le fonctionnement hydrologique a été étudié, grâce au modèle HYDRUS-1D, en 88 placettes de 1m² distribuées systématiquement au sein du site. Les mesures in situ (mesures de la teneur en eau et de la masse volumique apparente du premier horizon de sol, mesures de la profondeur des horizons de sol), les analyses de laboratoire (granulométrie) et les données bibliographiques ont permis de décrire les horizons de sols et de rendre compte de leurs propriétés hydriques (teneurs en eau résiduelle et à saturation, conductivité hydraulique à saturation, etc) ; les données issues des inventaires floristiques et des recherches bibliographiques ont été utilisées afin de caractériser l'absorption de l'eau par le système racinaire du couvert végétal au cours de la deuxième et la troisième année après la construction du site d'étude. Nous avons cherché à mettre en évidence, par l'analyse du fonctionnement hydrologique de l'ensemble du site, l'existence ou non de variabilités spatiales et temporelles (interannuelles et intra-annuelles) (i) de la teneur en eau volumique, (ii) de la disponibilité de la ressource en eau pour le couvert (valeur du potentiel matriciel), et (iii) de l'intensité de stress hydrique du couvert végétal.

L'analyse de la biodiversité du site d'étude a été restreinte à celle de la diversité végétale. Cette étude s'organise en deux temps : l'étude de la distribution spatiale de la diversité spécifique et celle des communautés végétales en premier lieu, puis l'étude du déterminisme abiotique de la distribution de ces communautés. Les données floristiques utilisées ont été récoltées au printemps et en début d'été des deux années d'étude, au niveau des placettes dont le fonctionnement hydrologique a fait l'objet de la modélisation hydrologique. La mesure de la présence et du recouvrement de chaque espèce, au sein de chaque relevé, a permis de rendre compte de la variabilité spatiale et interannuelle (i) de la diversité spécifique quantitative (richesse spécifique et équitabilité), (ii) de la diversité spécifique qualitative (origine des espèces observées, types biologiques, stratégies adaptatives et *preferendums* écologiques), (iii) de la β -diversité des communautés végétales, et enfin, (iv) de leur diversité qualitative (*preferendums* écologiques, espèces diagnostiques, origine des espèces). Les communautés végétales ont été produites par classification hiérarchique ascendante (CAH). L'étude du déterminisme environnemental de leur distribution spatiale a été réalisée grâce à un modèle linéaire généralisé (GLM), à partir des résultats fournis par la classification hiérarchique ascendante (CAH), par la modélisation du fonctionnement hydrologique sous HYDRUS-1D (stress hydrique cumulé de fin de période de croissance, teneur en eau volumique moyenne de la période de croissance et réserve utile annuelle maximale du couvert), mais également grâce aux résultats d'analyses physicochimiques d'échantillons de sol prélevés au niveau des placettes d'échantillonnages

floristiques. La calibration des modèles GLM pour chaque communauté végétale est réalisée sur 70 % des placettes d'échantillonnage floristiques, et la validation, sur les 30 % restants.

Les résultats de l'analyse du fonctionnement hydrologique, de la biodiversité in situ et de son déterminisme abiotique ont été utilisés pour analyser la performance écologique du site d'étude en termes de biodiversité, par rapport aux objectifs envisagés à long terme par le constructeur (espèces et habitats). Suite aux conclusions de cette analyse, deux projets de valorisation de la biodiversité végétale ont été proposés, afin de participer à la réflexion sur la restauration de la trame verte régionale : le projet « ingénierie écologique » propose d'appliquer des mesures de gestion orientant les successions végétales de zones particulières du site d'étude vers celles de pelouses calcaires. Le projet « mosaïque initiale » correspond à une structuration en communautés végétales proche de celle initialement envisagée par le constructeur.

Les principales conclusions de ce travail, utilisant une nouvelle approche méthodologique pour l'étude conjointe du fonctionnement hydrologique et de la distribution de la biodiversité végétale, dans l'objectif d'analyser la performance écologique et de proposer des mesures de valorisation de la biodiversité végétale, sont les suivantes :

→ **Un fonctionnement hydrologique uniforme au sein du site d'étude, fortement impacté par des conditions pédologiques non contrastées** : les variations des paramètres hydrique h et θ , en fonction du temps (t) et de la profondeur (z), mettent en évidence l'existence d'un système dominé par les écoulements verticaux, s'humidifiant rapidement en présence de fortes précipitations, mais s'asséchant également rapidement en période de sécheresse. Le système demeure insaturé sur toute la période de simulation, en période hivernale (période de recharge des nappes souterraines profondes grâce aux précipitations), comme en période estivale et sur toute la zone d'étude.

→ **Un stress hydrique cumulé du couvert végétal, élevé et durable**. L'eau constitue un facteur limitant fortement et uniformément le développement de la végétation sur l'ensemble du site. Le stress hydrique s'intensifie rapidement pendant la croissance de la végétation, période durant laquelle les besoins en eau sont très élevés. Le niveau atteint au début de l'été est critique et son évolution jusqu'à la fin de la période de croissance traduit un flétrissement permanent du couvert. Il est peu variable sur le site, moins intense lorsque la profondeur racinaire et celle du profil de sol augmentent.

→ **La nécessité de simplifications pour paramétrer le modèle hydrologique**. En effet, l'outil de simulation (HYDRUS-1D) utilisé est classiquement utilisé pour l'étude du fonctionnement hydrologique des milieux agricoles, et non celui de milieux semi-naturels. Ces simplifications portent principalement sur la représentation du puits racinaire.

→ **Un modèle de la distribution spatiale des communautés végétales inadapté aux systèmes pionniers et trop fortement impactés par des semis et plantations**. La structuration des espèces en communautés n'est pas concordante avec celle observée en présence des microclimats générés par les routes. Elle correspond à des schémas d'évolution phytosociologique mixtes : les

communautés sont fortement composées d'espèces semées qui ne caractérisent pas des communautés strictement sauvages.

→ **Une stochasticité environnementale forte, rendant difficile la modélisation spatiale des communautés, fondée sur la théorie de la niche écologique** : la capacité prédictive des paramètres abiotiques testés dans notre étude est limitée. Alors que la modélisation sous HYDRUS-1D simule un stress hydrique élevé du couvert végétal, aucun des paramètres rendant compte de l'humidité du sol n'est le premier prédicteur environnemental. C'est l'épaisseur du premier horizon de sol qui influence le plus la distribution spatiale des communautés. Nos résultats rendent compte de la difficulté mentionnée par la littérature de définir le paramètre le plus adéquat pour tester localement son importance dans la distribution spatiale des communautés pionnières.

→ **Une diversité végétale quantitative observée significativement différente de celle planifiée, à l'échelle des espèces et à celle des zones aménagées**. La diversité spécifique quantitative observée est plus élevée que ce qui était projeté, en raison d'une forte colonisation par des espèces non semées issues de la matrice agricole, au détriment des espèces semées et des habitats initialement envisagés. L'évolution du cortège végétal est spatialement variable, les habitats de bords de champs étant plus fortement impactés que les habitats du centre du site.

→ **L'utilisation de semis non caractéristiques d'habitats de référence ne permettant pas d'obtenir à court terme une diversité quantitative et patrimoniale plus élevée** que celle des zones non semées lors de la construction.

→ **Des preferendums écologiques et des stratégies adaptatives rencontrées à l'échelle du site contrastant avec ceux initialement mis en place par le constructeur** pour les conditions d'humidité, de pH, de température du sol. Cette observation est vérifiée par l'analyse du devenir de chaque zone aménagée (avec des contrastes détectés également sur la richesse du milieu en nutriments azotés). Elle révèle que les conditions abiotiques in situ ne concordent pas avec celles nécessaires pour que la succession végétale évolue vers la mosaïque d'habitats écologiquement contrastés prévue initialement.

→ **La nécessité de définir de nouveaux objectifs en termes de biodiversité végétale**, ainsi que des mesures de gestion en accord avec ces objectifs et avec les contraintes actuelles in situ, afin de valoriser la biodiversité du site d'étude. Le projet « ingénierie écologique » revient à appliquer des mesures de gestion orientant les successions végétales de zones particulières du site d'étude vers celles de pelouses calcaires. Le projet « mosaïque initiale » correspond à une structuration en communautés végétales proche de celle initialement envisagée par l'aménageur. Les deux projets imposent la définition d'habitats de référence orientant les mesures de gestion, et indiquant le niveau de diversité spécifique visé et la composition des cortèges ciblée.

→ **Une variabilité de l'effort à fournir pour la restauration des conditions abiotiques et biotiques selon les habitats de référence choisis.** La restauration de la fertilité du sol est indispensable à la réalisation de cette valorisation, quel que soit le projet proposé par notre analyse, et consiste en le contrôle du rapport P/N par la fertilisation azotée, non phosphorée, parcimonieuse et associée à la fauche exportatrice. L'aménagement de conditions mésohydriques impose un effort d'aménagement important du biotope.

→ **Une restauration des conditions biotiques du site d'étude indispensable pour orienter la succession végétale vers celle d'habitats de référence.** La méthode proposée est celle de semis et de plantation de ligneux, en raison d'une probabilité de germination spontanée des espèces cibles nulle, d'une faible capacité de dispersion de celles-ci et d'un isolement élevé du site d'étude dans la matrice paysagère. Le semis d'espèces fondatrices des habitats de référence sur sol nu, puis celui d'espèces « subordonnées » montrent des résultats probants à court terme, en terme de restauration des milieux prairiaux et peut être envisagé dans notre cas d'étude.

→ **Un succès de la restauration des habitats de référence proposés subordonné à la disponibilité sur le marché de semences et de pieds de ligneux issus d'éco-types d'espèces sauvages locales, dont l'utilisation permettrait la préservation des spécificités génétiques des espèces indigènes, ainsi que celle de la diversité végétale à l'échelle des territoires.** La filière est aujourd'hui inexistante en région Centre pour les espèces herbacées.

Au regard de ces différents résultats, il apparaît que l'utilisation d'un outil modélisant conjointement le fonctionnement hydrologique et la distribution de la diversité végétale pour améliorer la prévision des impacts et l'évaluation de la performance écologique de ces projets serait envisageable, mais qu'il est nécessaire de procéder à certaines modifications du protocole expérimental pour tester sa performance et la généralité de la démarche adoptée. Tout d'abord, il conviendrait de tester cette approche en utilisant plusieurs sites d'étude présentant des conditions d'humidité contrastées. Cette démarche était initialement prévue mais l'incompatibilité du calendrier des travaux de construction d'un deuxième site d'étude, un aménagement compensatoire de type zone humide sur le chantier de construction de l'autoroute A89, a rendu impossible sa prise en compte dans ce projet de thèse. Ceci rendrait compte de différents fonctionnements hydrologiques et les variables de sortie produites par le modèle hydrologique monteraient une gamme de variation plus forte et donc potentiellement plus déterminante pour les étapes ultérieures de l'étude.

Nos résultats montrent aussi que le test de cette approche doit préférentiellement être réalisé dans des sites moins perturbés par les opérations de construction, car celles-ci complexifient la compréhension du fonctionnement de ces systèmes en multipliant notamment les impacts sur le biotope. Il est nécessaire de s'abstraire de certains de ces impacts, qui peuvent produire des facteurs limitant la distribution végétale en impactant plus fortement la physiologie, ou l'organisation anatomique des espèces végétales que les conditions d'humidité. Conjointement au choix de sites d'étude présentant des conditions d'humidité contrastées, le choix d'habitats semi-naturels aux

preferendums hydriques variés, appartenant à une zone biogéographique identique afin que les paramètres climatiques ne soient pas des prédicteurs environnementaux, permettrait de privilégier la prédiction locale ou paysagère de la distribution de la diversité grâce aux paramètres physicochimiques du substrat. Ces habitats semi-naturels devraient présenter des organisations phytosociologiques clairement identifiées (grâce à leurs espèces caractéristiques), non pionnières et distinctes les unes des autres, afin d'augmenter potentiellement la significativité des sorties du modèle de niche écologique. L'amélioration de la paramétrisation de la transpiration et de l'évaporation requiert une estimation plus précise du LAI et de sa variation au cours du temps. La mesure de la taille des trous dans le couvert ou (« gap fraction method ») représente une alternative particulièrement intéressante, car elle estime la contribution au LAI global mesuré à l'échelle de la communauté végétale de chaque espèce herbacée en tenant compte de la hauteur du couvert végétal et permettrait sa mesure in situ et régulièrement au cours du temps sans destruction des couverts.

L'approche développée dans notre travail de thèse ne permet une évaluation de la performance d'un ouvrage de conservation que si celui-ci présente des communautés structurées : compte tenu de la nécessité d'évaluer l'évolution de successions végétales à court et moyen terme, pour qu'elles se conforment à celle d'habitats de référence, notre approche pourrait se révéler particulièrement pertinente dans l'analyse de la distribution spatiale d'espèces cibles fortement dépendantes de la ressource en eau, protégées par exemple, ou d'espèces diagnostiques de communautés, car l'introduction de la dynamique hydrologique à la stratégie de modélisation permet la production de simulations sous des conditions climatiques et pédologiques réelles. Il serait intéressant d'intégrer également, l'étude de traits fonctionnels théoriques reflétant leur capacité de dispersion, d'établissement et de persistance, afin d'évaluer les succès de conservation des espèces cibles.

Il convient néanmoins de rappeler certaines limites à l'approche de modélisation conjointe, qui laissent entrevoir des perspectives de recherche complémentaire. Elles concernent tout d'abord la paramétrisation du modèle hydrologique et la traduction des variables semi-quantitatives décrivant le preferendum hydrique des couverts sauvages en variables quantitatives utilisées par le modèle Hydrus (potentiels matriciels de la fonction de Feddes). Cette limite pose la question de la représentativité des valeurs proposées dans les banques de données d'HYDRUS-1D, caractéristiques de couverts cultivés vis-à-vis des valeurs théoriques d'Ellenberg. Une deuxième limite est la définition des variables à utiliser dans le modèle de niche, reflétant les conditions d'humidité in situ, corrélées aux sorties du modèle hydrologique et corrélées aux variables quantifiant les preferendums hydriques des organismes étudiés. Enfin, la prédiction à long terme des succès de conservation imposera l'utilisation d'une approche semi-mécaniste de modélisation de la diversité afin de rendre compte des processus contrôlant l'évolution temporelle des systèmes écologiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABEM-France. EM38 – Manuel d'utilisation . <http://www.abemfrance.eu>: Geonics.
- Ackerly, D. D. (2003) Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *International Journal of Plant Sciences*, 164, S165-S184.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes & M. Smith. 1998. Chapter 2 FAO Penman-Monteith equation. In *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56*. Rome: Natural Resources Management and environment department, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Anderson, M. G. (1983) Road-cut slope topography and stability relationships in St. Lucia, West Indies. . *Applied Geography*, 3, 104-114.
- André, P., C. E. Delisle & J. P. Reveret. 2010. L'évaluation des impacts sur l'environnement - Processus, acteurs et pratique pour un développement durable. Presses Internationales Polytechnique. 398p.
- Angold, P. G. (1997) The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. *Journal of Applied Ecology*, 34, 409-417.
- Appelboom, T. W., G. M. Chescheir, R. W. Skaggs & D. L. Hesterberg (2002) Management practices for sediment reduction from forest roads in the coastal plains. *Transactions of the Asae*, 45, 337-344.
- Araujo, M. B., M. Cabeza, W. Thuiller, L. Hannah & P. H. Williams (2004) Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10, 1618-1626.
- Araujo, M. B. & A. Guisan (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688
- Arevalo, J. R., J. D. Delgado, R. Otto, A. Naranjo, M. Salas & J. M. Fernandez-Palacios (2005) Exotic species in the roadside plant communities through an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspect. Plant Ecol., Evol. Systematics*, 7, 185-202.
- Arevalo, J. R. & J. M. Fernandez-Palacios (2000) Seed bank analysis of tree species in two stands of the Tenerife laurel forest (Canary Islands). *Forest Ecological Management*, 130, 177-185.
- Arevalo, J. R., R. Otto, C. Escudero, S. Fernandez-Lugo, M. Arteaga, J. D. Delgado & J. M. Fernandez-Palacios (2010) Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife. *Plant Ecology*, 209, 23-35.
- Ashcroft, M. B., K. O. French & L. A. Chisholm (2011) An evaluation of environmental factors affecting species distributions. *Ecological Modelling*, 222, 524-531.
- Ashenden, T. W., M. Ashmore, J. N. B. Bell, K. Bignal, J. Binnie, J. N. Cape, S. J. M. Caporn, J. Carroll, A. Davison, P. Hadfield, S. Honour, K. Lawton, S. Moore, S. Power & C. Shields. 2003. Impacts of vehicle emissions on vegetation. In *Urban Transport IX: Urban Transport and the Environment in the 21st Century*, eds. L. J. Sucharov & C. A. Brebbia, 313-322.
- Aude, E. & R. Ejrnaes (2005) Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos*, 109, 323-330.
- Aurenche, M. 2010. Etat de l'art des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux. *Chaire Vinci-ParisTech EcoConception des ensembles bâtis et des infrastructures*. 169p.

- Austin, M. P. (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101-118.
- Austin, (2005). Vegetation and environment: discontinuities and continuities. In *Vegetation Ecology*, ed. E. van der Maarel, pp. 52–84. Oxford: Blackwell Publishing.
- Austin, M. (2007) Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200, 1-19. 1677–1688
- Avon, C., L. Berges, Y. Dumas & J. L. Dupouey (2010) Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management*, 259, 1546-1555.
- Baize, D. 2000. *Guide des analyses courantes en pédologie. Choix, expression, présentation, interprétation.*: INRA. 172p.
- Baker, W. L. 2000. Measuring and analyzing forest fragmentation in the Rocky Mountains and western United States. In *Forest Fragmentation in the Southern Rocky Mountains.*, ed. R. L. Knight, Smith, F.W., Buskirk, S.W., Romme, W.H., Baker, W.L., 55–94. University Press of Colorado
- Baselga, A. & M. B. Araujo (2010) Do community-level models describe community variation effectively? *Journal of Biogeography*, 37, 1842-1850.
- Barkman, J. J. (1989) Fidelity and character-species, a critical-evaluation. *Vegetatio*, 85, 105-116.
- Baudière, A. & L. Serve (1975) Les groupements végétaux du Plade Gorra-Blanc (massif du Puigmal, Pyrénées Orientales). Essai d'interprétation phytosociologique et phytogéographique. *Nat. Monsp., sér. Bot.*, 25, 5-21.
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Program) 2012, disponible sur <http://bbop.forest-trends.org> (dernier accès septembre 2012).
- Beeravolu, C. R., P. Couteron, R. Pelissier & F. Munoz (2009) Studying ecological communities from a neutral standpoint: A review of models' structure and parameter estimation. *Ecological Modelling*, 220, 2603-2610.
- Belinchon, R., I. Martinez, A. Escudero, G. Aragon & F. Valladares (2007) Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean Quercus pyrenaica forest. *Journal of Vegetation Science*, 18, 81-90.
- Bell, G. (2000) The distribution of abundance in neutral communities. *American Naturalist*, 155, 606-617.
- Bell, G. (2001) Ecology - Neutral macroecology. *Science*, 293, 2413-2418.
- Bell, S. & T. W. Ashenden (1997) Spatial and temporal variation in nitrogen dioxide pollution adjacent to rural roads. *Water Air and Soil Pollution*, 95, 87-98.
- Bennett, A. F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation : a review. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors.*, ed. D. A. Saunders, Hobbs, R.J., 99-117. Chipping Norton: Surrey beatty.
- Bensettiti, F., V. Boulet, C. Chavaudret-Laborie & J. c. Deniaud. 2005a. "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4- Habitats agropastoraux., 445 p. Paris: MEDD/MAAPAR/MNHN.
- Bensettiti, F., V. Boulet, C. Chavaudret-Laborie & J. c. Deniaud. 2005b. "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4- Habitats agropastoraux, 487 p. Paris: MEDD/MAAPAR/MNHN.

- Bernal, M. P., M. A. Sanchez-Monedero, C. Paredes & A. Roig (1998) Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 69, 175-189.
- Signal, K. L., M. R. Ashmore, A. D. Headley, K. Stewart & K. Weigert. 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. In *Selected Papers from the 7th International Conference on Acid Deposition, Prague, Czech Republic, 12-17 June, 2005.*, 1265-1271.
- Bissardon, M. & L. Guibal. 1997. Corine biotopes. Version originale. Types d'habitats français., 217 p. Nancy: ENGREF.
- Bisteau, E. & G. Mahy (2005) Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a Pinus forest. *Applied Vegetation Science*, 8, 167-174.
- Blanton, P. & W. A. Marcus (2009) Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continental United States. *Geomorphology*, 112, 212-227.
- Bochet, E. & P. Garcia-Fayos (2004) Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorways slopes in Valencia, Spain. *Restoration ecology*, 12, 166-174.
- Bochet, E., P. Garcia-Fayos, B. Alborch & J. Tormo (2007) Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil*, 295, 179-191.
- Bossuyt, B. & O. Honnay (2008) Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19, 875-884.
- Boulangeat, I., D. Gravel & W. Thuiller (2012) Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters*, 15, 584-593.
- Bouxin, G. (2005) Ginkgo, a multivariate analysis package. *Journal of Vegetation Science*, 16, 355-359.
- Bouzillé, J.-B. 2007. *Gestion des habitats naturels et biodiversité. Concepts, méthodes et démarches.* Lavoisier. 331p.
- Breda, N. J. J. (2003) Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54, 2403-2417.
- BRGM. 1971. *Château-Landon, XXIV-18, carte géologique à 1/50 000.*
- Bridge, S. R. J. & E. A. Johnson (2000) Geomorphic principles of terrain organization and vegetation gradients. *Journal of Vegetation Science*, 11, 57-70
- Brisson, N., C. Gary, E. Justes, R. Roche, B. Mary, D. Ripoche, D. Zimmer, J. Sierra, P. Bertuzzi, P. Burger, F. Bussiere, Y. M. Cabidoche, P. Cellier, P. Debaeke, J. P. Gaudillere, C. Henault, F. Maraux, B. Seguin & H. Sinoquet (2003) An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18, 309-332.
- Brophy, M. O. & J. Graney (2004) Groundwater effects from highway tire shred use. *Environmental Forensics*, 5, 79-84.
- Bruand, A., P. Pérez Fernandez, O. Duval, P. Quélin, B. Nicoullaud, H. Gaillard, L. Raison, J.-F. Pessaud & L. Prud'Homme (2002) Estimation des propriétés de rétention en eau des sols: utilisation de classes de pédotransfert après stratifications texturale et texturo-structurale. *Etude et gestion des sols*, 9, 105-125.

- Bruehlheide, H. (2000) A new measure of fidelity and its application to defining species groups. *Journal of Vegetation Science*, 11, 167-178.
- Bryson, G. M. & A. V. Barker (2002) Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33, 67-78.
- Bunemann, E. K., G. D. Schwenke & L. Van Zwieten (2006) Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44, 379-406.
- Buse, J., B. Schroder & T. Assmann (2007) Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation*, 137, 372-381.
- Byers, J. E., K. Cuddington, C. G. Jones, T. S. Talley, A. Hastings, J. G. Lambrinos, J. A. Crooks & W. G. Wilson (2006) Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 493-500.
- Cadenasso, M. L. & S. T. A. Pickett (2001) Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*, 15, 91-97.
- Canisius, F., R. Fernandes & J. Chen (2010) Comparison and evaluation of Medium Resolution Imaging Spectrometer leaf area index products across a range of land use. *Remote Sensing of Environment*, 114, 950-960.
- Cape, J. N., Y. S. Tang, N. van Dijk, L. Love, M. A. Sutton & S. C. F. Palmer (2004) Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 132, 469-478.
- Cawsey, E. M., M. P. Austin & B. L. Baker (2002) Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2239-2274.
- Cernohlavkova, J., J. Hofman, T. Bartos, M. Sanka & P. Andel (2008) Effects of road deicing salts on soil microorganisms. *Plant, Soil and Environment*, 54, 479-485.
- Chave, J. (2004) Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, 7, 241-253.
- Chaves, M. M., J. P. Maroco & J. S. Pereira (2003) Understanding plant responses to drought - from genes to the whole plant. *Functional Plant Biology*, 30, 239-264.
- Chesson, P. (2000) Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 57-70.
- Christen, D. & G. Matlack (2006) The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conservation Biology*, 20, 385-391.
- Chuine, I., G. Cambon & P. Comtois (2000) Scaling phenology from the local to the regional level: advances from species-specific phenological models. *Global Change Biology*, 6, 943-952.
- Chytry, M., L. Tichy, J. Holt & Z. Botta-Dukat (2002) Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*, 13, 79-90.
- Cilliers, S. S. & G. J. Bredenkamp (2000) Vegetation of roads verges on an urbanization gradient in Potchefstroom, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 46, 217-239.
- Clark, L. J., W. R. Whalley & P. B. Barraclough (2003) How do roots penetrate strong soil? *Plant and Soil*, 255, 93-104.

- Clark, C. M., E. E. Cleland, S. L. Collins, J. E. Fargione, L. Gough, K. L. Gross, S. C. Pennings, K. N. Suding & J. B. Grace (2007) Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology Letters*, 10, 596-607.
- Clemente, A. S., C. Werner, C. Maguas, M. S. Cabral, M. A. Martins-Loucao & O. Correia (2004) Restoration of a limestone quarry: Effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean sclerophyllous shrubs. *Restoration Ecology*, 12, 20-28.
- Coffin, A. W. (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15, 396-406.
- Coiffait-Gombault, C., E. Buisson & T. Dutoit (2012) Using a two-phase sowing approach in restoration: sowing foundation species to restore, and subordinate species to evaluate restoration success. *Applied Vegetation Science*, 15, 277-289.
- Coudun, C., J.-C. Gegout, C. Piedallu & J.-C. Rameau (2006) Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. *Journal of Biogeography*, 33, 1750-1763.
- Coudun, C. & J.-C. Gegout (2007) Quantitative prediction of the distribution and abundance of *Vaccinium myrtillus* with climatic and edaphic factors. *Journal of Vegetation Science*, 18, 517-524.
- Cousins, S. A. O., R. Lindborg & S. Mattsson (2009) Land use history and site location are more important for grassland species richness than local soil properties. *Nordic Journal of Botany*, 27, 483-489.
- Cowley, M. J. R., R. J. Wilson, J. L. Leon-Cortés, D. Gutiérrez, C. R. Bulman & C. D. Thomas (2000) Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, 37, 60-72.
- CRAN (Comprehensive R archive network) (2012) disponible sur <http://cran.r-project.org>. (dernier accès septembre 2012)
- Critchley, C. N. R., B. J. Chambers, J. A. Fowbert, A. Bhogal, S. C. Rose & R. A. Sanderson (2002a) Plant species richness, functional type and soil properties of grasslands and allied vegetation in English Environmentally Sensitive Areas. *Grass and Forage Science*, 57, 82-92.
- Critchley, C. N. R., B. J. Chambers, J. A. Fowbert, R. A. Sanderson, A. Bhogal & S. C. Rose (2002b) Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation*, 105, 199-215.
- Cui, B., S. Zhao, K. Zhang, S. Li, S. Dong & J. Bai (2009) Disturbance of Dabao highway construction on plant species and soil nutrients in Longitudinal Range Gorge Region (LRGR) of Southwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 158, 545-559.
- Cullen, W. R., C. P. Wheeler & P. J. Dunleavy (1998) Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biological Conservation*, 84, 25-33.
- Cunningham, M. A., E. Snyder, D. Yonkin, M. Ross & T. Elsen (2008) Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban ecosystem*, 11, 17-31.
- Darbi, M. 2009. International Approaches to Compensation for Impacts on Biological Diversity : final report.
- Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte & V. Wolters (2003) Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 98, 321-329.

- Davis, B. N. K., K. H. Lakhani & M. C. Brown (1993). Experiments on the effects of fertilizer and rabbit grazing treatments upon the vegetation of a limestone quarry floor. *Journal of Applied Ecology*, 30, 615-628.
- De Redon de Colombier, L. 2008. Intérêts écologiques des bords de routes en milieu agricole intensif. In *ED227 " Sciences de la Nature et de l'Homme"*, 179p. Museum National d'Histoire Naturelle.
- De Schrijver, A., P. De Frenne, E. Ampoorter, L. Van Nevel, A. Demey, K. Wuyts & K. Verheyen (2011) Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 803-816.
- De Vos, B., S. Lettens, B. Muys & J. A. Deckers (2007) Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management*, 23, 221-229.
- Delgado, J. D., N. L. Arroyo, J. R. Arevalo & J. M. Fernandez-Palacios (2007) Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*, 81, 328-340.
- Dewar, R. C. & A. Porte (2008) Statistical mechanics unifies different ecological patterns. *Journal of Theoretical Biology*, 251, 389-403.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. In *Ecology and evolution of communities.*, eds. M. L. Cody & J. M. Diamond, 342-444.: Harvard Press.
- Diaz, S., S. Lavorel, S. McIntyre, V. Falczuk, F. Casanoves, D. G. Milchunas, C. Skarpe, G. Rusch, M. Sternberg, I. Noy-Meir, J. Landsberg, W. Zhang, H. Clark & B. D. Campbell (2007) Plant trait responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology*, 13, 313-341.
- Didham, R. K., C. H. Watts & D. A. Norton (2005) Are systems with strong underlying abiotic regimes more likely to exhibit alternative stable states? *Oikos*, 110, 409-416.
- Diekmann, M. (2003) Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology*, 4, 493-506.
- Dignan, P. & L. Bren (2003) Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 179, 95-106.
- Dunford, R. W., T. C. Ginn & W. H. Desvousges (2004) The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49-70.
- Dutton, A. L., K. Loague & B. C. Wemple (2005) Simulated effect of a forest road on near-surface hydrologic response and slope stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, 325-338.
- Dybzinski, R. & D. Tilman. 2009. Competition and coexistence in plant communities. In *The Princeton guide to ecology*, ed. L. S.A., pp 186-195. Princeton & Oxford: Princeton University Press.
- Eisenhauer, N. (2010) The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. *Pedobiologia*, 53, 343-352.
- Elith, J. & J. R. Leathwick (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40. 677-697
- Engler, R. & A. Guisan (2009) MIGCLIM: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, 15, 590-601.
- Etienne, R. S. & H. Olf (2004) A novel genealogical approach to neutral biodiversity theory. *Ecology Letters*, 7, 170-175.

- Europa. 1985. Directive 85/337/CEE du Conseil du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (*JO L 175 du 5.7.1985, p. 40–48*).
- Europa. 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages (*JO L 206 du 22.7.1992, p. 7–50*).
- Europa. 1997. Directive 97/11/CE du Conseil du 3 mars 1997 modifiant la directive 85/337/CEE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (*JO L 73 du 14.3.1997, p. 5–15*).
- Europa. 2009. Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages (*JO L 20 du 26.1.2010, p. 7–25*).
- FAO. 1997. Zonage Agro-écologique – Directives. ed. a. e. c. Service des sols - ressources, Division de la mise en valeur des terres et des eaux de la FAO. Rome.
- Fagan, K. C., R. F. Pywell, J. M. Bullock & R. H. Marrs (2008) Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1293-1303.
- Feddes, R. A., P. J. Kowalik & H. Zaradny (1978) Simulation of Field Water Use and Crop Yield. *John Wiley & Sons*.
- Fernandez-Illescas, C. P. & I. Rodriguez-Iturbe (2004) The impact of interannual rainfall variability on the spatial and temporal patterns of vegetation in a water-limited ecosystem. *Advances in Water Resources*, 27, 83-95.
- Ferrier, S., M. Drielsma, G. Manion & G. Watson (2002) Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New SouthWales. II. Community-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2309–2338.
- Ferrier, S. & A. Guisan (2006) Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of applied ecology*, 43, 393-404.
- Ferrier, S., G. Manion, J. Elith & K. Richardson (2007) Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and Distributions*, 13, 252–264
- Fielding, A. H. & J. F. Bell (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.
- Fleishman, E., R. MacNally, J. P. Fay & D. D. Murphy (2001) Modeling and predicting species occurrence using broadscale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology*, 15, 1674-1685.
- Fleishman, E., J. R. Thomson, R. Mac Nally, D. D. Murphy & J. P. Fay (2005) Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology*, 19, 1125-1137.
- Flory, S. L. & K. Clay (2006) Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA. *Plant Ecology*, 184, 131-141.
- Forman, R. T. T. (1998) Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13, III-V.
- Forman, R. T. T. & L. E. Alexander (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207-231.

- Forman, R. T. T. (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14, 31-35.
- Forman, R. T. T. & R. D. Deblinger (2000) The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 14, 36-46.
- Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine & T. C. Winter. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington: Island Press. 482 p.
- Foucault, B. d. (1980) Les prairies du bocage virois (Basse-Normandie, France). Typologie phytosociologique et essai de reconstitution des séries évolutives herbagères. *Doc. Phytosoc.*, N.S., 5, 1-109.
- Friend, A. D., A. K. Stevens, R. G. Knox & M. G. R. Cannell (1997) A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecological Modelling*, 95, 249-287.
- Fu, W., S. L. Liu, S. D. Degloria, S. K. Dong & R. Beazley (2010) Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95, 122-129.
- GAIE. Qu'est-ce que l'ingénierie écologique ? Groupe d'application de l'ingénierie écologique. <http://www.ingenierie-ecologique.org>, dernière visite: juillet 2012
- Gan, H., M. Zhuo, D. Li & Y. Zhou (2008) Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 140, 147-159.
- Gaujour, E., B. Amiaud, C. Mignolet & S. Plantureux (2012) Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 133-160.
- Geertsema, W., P. Opdam & M. J. Kropff (2002) Plant strategies and agricultural landscapes: survival in spatially and temporally fragmented habitat. *Landscape Ecology*, 17, 263-279.
- Gegout, J. C., C. Coudun, G. Bailly & B. Jabiol (2005) EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16, 257-260.
- Gehlhausen, S. M., M. W. Schwartz & C. K. Augspurger (2000) Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 147, 21-35.
- Gelbard, J. L. & J. Belnap (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, 17, 420-432.
- Geneletti, D. (2006) Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 257-267.
- Genuchten, M. T. v. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Genuchten, M. T. v., F. J. Leij & S. R. Yates. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soil. ADA, Oklahoma: IAG-DW112933934, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
- Germaneau, C., F. Quétier, J. Gobert, L. Persegol, M. Barra & J. Houdet. 2012. La compensation de la biodiversité ? Lorsqu'il n'y a pas d'autres solutions ! Principes comptables pour mettre en oeuvre la séquence « éviter – réduire – compenser », 25p. Synergiz.
- Gervy, R. 1970. *Les phosphates et l'agriculture*. Paris: Dunod.

- Gibon, A. (2005) Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96, 11-31.
- Gilad, E., J. von Hardenberg, A. Provenzale, M. Shachak & E. Meron (2004) Ecosystem engineers: From pattern formation to habitat creation. *Physical Review Letters*, 93, p 098105
- Gilad (2007) A mathematical model of plants as ecosystem engineers. *Journal of Theoretical Biology*, 244, 680-691.
- Godefroid, S. & N. Koedam (2004) The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation*, 119, 405-419.
- Gondard, H. & M. Deconchat (2003) Effects of soil surface disturbances after logging on plant functional types. *Annals of Forest Science*, 60, 725-732.
- Gontier, M., B. Balfors & U. Mortberg (2006) Biodiversity in environmental assessment - current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 268-286.
- Goosem, M. (2007) Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93, 1587-1595.
- Gotelli, N. J. & D. J. McCabe (2002) Species co-occurrence: A meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091-2096.
- Gough, M. W. & R. H. Marrs (1990). a comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant-communities - implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation*, 51, 83-96.
- Gould, W. A. & M. D. Walker (1999) Plant communities and landscape diversity along a Canadian arctic river. *Journal of Vegetation Science*, 10, 537-548.
- Gouyon, P. H. 2009. Biodiversité, politique et éthique. Humanité et biodiversité. disponible à <http://www.humanite-biodiversite.fr/doc/biodiversite-politique-et-ethique>.
- Grantz, D. A., J. H. B. Garner & D. W. Johnson (2003) Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29, 213-239.
- Green, S. M., R. Machin & M. S. Cresser (2008) Effect of long term changes in soils chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental pollution*, 152, 20-31.
- Green, S. M. (2009) Does road salting induce or ameliorate DOC mobilisation from roadside soils to surface waters in the long term? *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 435-448.
- Grevilliot, F., L. Krebs & S. Muller (1998) Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1495-1520.
- Grime, J. P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111, 1169-1194.
- Grinnell, J. (1917) The niche relationship of the California Thrasher. *The Auk*, 34, 427-433.
- Grubb, P. J. (1977) The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 52, 107-145.
- Guisan, A., A. Lehmann, S. Ferrier, M. Austin, J. M. C. Overton, R. Aspinall & T. Hastie (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43, 386-392.

- Guisan, A. & N. E. Zimmermann (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Gusewell, S. (2004) N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164, 243-266.
- Hajek, M. & P. Hajkova (2004) Environmental determinants of variation in Czech Calthion wet meadows: a synthesis of phytosociological data. *Phytocoenologia*, 34, 33-54.
- Hansen, M. J. & A. P. Clevenger (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, 125, 249-259.
- Hanson, C., C. Van der Lugt & S. Ozment. 2011. Nature in performance. Initial Recommendations for Integrating Ecosystem Services into Business Performance Systems. World Resources Institute.
- Harper, D. J. & J. T. Quigley (2005) No net loss of fish habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada. *Environmental Management*, 36, 343-355.
- Harpole, W. S. & D. Tilman (2007) Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature*, 446, 791-793.
- Harrison, S., C. Hohn & S. Ratay (2002) Distribution of exotic plants along roads in a peninsular nature reserve. 4, 425-430.
- Havlick, D. G. 2002. No Place Distant: Roads and Motorized Recreation on America's Public Lands. Washington: Island Press.
- Havlova, M., M. Chytrý & L. Tichý (2004) Diversity of hay meadows in the Czech Republic: major types and environmental gradients. *Phytocoenologia*, 34, 551-567.
- Hawbaker, T. J., V. C. Radeloff, R. B. Hammer & M. K. Clayton (2005) Road density and landscape pattern in relation to housing density, and ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology*, 20, 609-625.
- Hedberg, P. & W. Kotowski (2010) New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, 18, 304-308.
- Hejcman, M., M. KlauDISOVA, J. Schellberg & D. Honsova (2007) The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122, 259-266.
- Hladnik, D. (2005) Spatial structure of disturbed landscapes in Slovenia. *Ecological Engineering*, 24, 17-27.
- Houdet, J. 2010. Entreprises, biodiversité et services écosystémiques : quelles interactions et stratégies? Quelles comptabilités? In *Sciences de gestion*, 342. AgroParisTech.
- Houdet, J., M. Barra & C. Germaneau. 2011. L'ingénierie écologique pour les entreprises : comment répondre à vos besoins tout en protégeant la biodiversité ? , 11p. Synergiz-GAIE.
- Honnay, O., K. Verheyen & M. Hermy (2002) Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 161, 109-122.
- Honu, Y. A. K. & D. J. Gibson (2006) Microhabitat factors and the distribution of exotic species across forest edges in temperate deciduous forest of southern Illinois, USA. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 133, 255-266.
- Hu, X. S., F. L. He & S. P. Hubbell (2006) Neutral theory in macroecology and population genetics. *Oikos*, 113, 548-556.

- Hubbell, S. P. (1997) A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, 16, S9-S21.
- Hubbell, S.P. (2001) The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press.
- Hubbell, S.P. (2005) Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, 19, 166–172.
- Hubert, L. & P. Arabie (1985) Comparing partitions. *Journal of Classification*, 2, 193-218.
- Hudon, C., P. Gagnon & M. Jean (2005) Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Ecoscience*, 12, 347-357.
- Hudson, B. D. (1994) Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49, 189-194.
- Huntley, B., P. M. Berry, W. Cramer & A. P. McDonald (1995) Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. *Journal of Biogeography*, 22, 967-1001.
- Hutchinson, G. E. (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium Quantitative Biology*, 22, 415-427.
- Ichiki, A., F. Ido & T. Minami (2008) Runoff characteristics of highway pollutants based on a long-term survey through a year. *Water Science and Technology*, 57, 1769-1776.
- Imeson, A. C. & H. A. M. Prinsen (2004) Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscapes in Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 104, 333-342.
- Iverson, L. R. & A. Prasad (1998) Estimating plant regional biodiversity with GIS modelling. *Diversity and Distributions*, 4, 49-61.
- Jaccard, P. (1900) Contribution au problème de l'immigration post-glaciaire de la flore alpine. *Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles*, 36, 87-130.
- Jaccard, P. (1901) Etude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura. *Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles*, 37, 547-579.
- Jaccard, P. (1908) Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles*, 44, 223-270.
- Janssens, F., A. Peeters, J. R. B. Tallowin, J. P. Bakker, R. M. Bekker, F. Fillat & M. J. M. Oomes (1998) Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, 202, 69-78.
- Jarvis, N. J., L. Zavattaro, K. Rajkai, W. D. Reynolds, P. A. Olsen, M. McGechan, M. Mecke, B. Mohanty, P. B. Leeds-Harrison & D. Jacques (2002) Indirect estimation of near-saturated hydraulic conductivity from readily available soil information. *Geoderma*, 108, 1-17.
- Jeltsch, F., K. A. Moloney, F. M. Schurr, M. Kochy & M. Schwager (2008) The state of plant population modelling in light of environmental change. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 9, 171-189.
- Johnston, F. M. & S. W. Johnston (2004) Impacts of road disturbance on soil properties and on exotic plant occurrence in subalpine areas of the Australian Alps. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 36, 201-207.

- Jones, C. G., J. H. Lawton & M. Shachak (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373-386.
- Jones, J. A. & G. E. Grant (1996) Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*, 32, 959-974.
- Jones, C.G. (1997) Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78, 1946-1957.
- Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple & K. U. Snyder (2000) Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14, 76-85.
- Jones, R. J. A., R. Hiederer, E. Rusco & L. Montanarella (2005) Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science*, 56, 655-671.
- Kahklen, K. 2001. A method for measuring sediment production from forest roads. USDA Forest Service.
- Kalusova, V., M. G. Le Duc, J. C. Gilbert, C. S. Lawson, D. J. G. Gowing & R. H. Marrs (2009) Determining the important environmental variables controlling plant species community composition in mesotrophic grasslands in Great Britain. *Applied Vegetation Science*, 12, 459-471.
- Kalwij, J. M., S. J. Milton & M. A. McGeoch (2008) Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology*, 23, 439-451.
- Karim, M. N. & A. U. Mallik (2008) Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering*, 32, 222-237.
- Kaschner, K., R. Watson, A. W. Trites & D. Pauly (2006) Mapping world-wide distributions of marine mammal species using a relative environmental suitability (RES) model. *Marine Ecology-Progress Series*, 316, 285-310.
- Kate, K. T., J. Bishop & R. Bayon. 2004. Biodiversity offsets: views, experience and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- Kattge, J., S. Diaz, S. Lavorel, C. Prentice, P. Leadley, G. Bonisch, E. Garnier, M. Westoby, P. B. Reich, I. J. Wright, J. H. C. Cornelissen, C. Violle, S. P. Harrison, P. M. van Bodegom, M. Reichstein, B. J. Enquist, N. A. Soudzilovskaia, D. D. Ackerly, M. Anand, O. Atkin, M. Bahn, T. R. Baker, D. Baldocchi, R. Bekker, C. C. Blanco, B. Blonder, W. J. Bond, R. Bradstock, D. E. Bunker, F. Casanoves, J. Cavender-Bares, J. Q. Chambers, F. S. Chapin, J. Chave, D. Coomes, W. K. Cornwell, J. M. Craine, B. H. Dobrin, L. Duarte, W. Durka, J. Elser, G. Esser, M. Estiarte, W. F. Fagan, J. Fang, F. Fernandez-Mendez, A. Fidelis, B. Finegan, O. Flores, H. Ford, D. Frank, G. T. Freschet, N. M. Fyllas, R. V. Gallagher, W. A. Green, A. G. Gutierrez, T. Hickler, S. I. Higgins, J. G. Hodgson, A. Jalili, S. Jansen, C. A. Joly, A. J. Kerkhoff, D. Kirkup, K. Kitajima, M. Kleyer, S. Klotz, J. M. H. Knops, K. Kramer, I. Kuhn, H. Kurokawa, D. Laughlin, T. D. Lee, M. Leishman, F. Lens, T. Lenz, S. L. Lewis, J. Lloyd, J. Llusia, F. Louault, S. Ma, M. D. Mahecha, P. Manning, T. Massad, B. E. Medlyn, J. Messier, A. T. Moles, S. C. Muller, K. Nadrowski, S. Naeem, U. Niinemets, S. Nollert, A. Nuske, R. Ogaya, J. Oleksyn, V. G. Onipchenko, Y. Onoda, J. Ordonez, G. Overbeck, W. A. Ozinga, et al. (2011) TRY - a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17, 2905-2935.
- Kearney, M. (2006) Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, 115, 186-191.
- Keddy, P. A. (1992) Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3, 157-164.
- Keith, D. A., H. R. Akcakaya, W. Thuiller, G. F. Midgley, R. G. Pearson, S. J. Phillips, H. M. Regan, M. B. Araujo & T. G. Rebelo (2008) Predicting extinction risks under climate change: coupling

- stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters*, 4, 560-563.
- Kiehl, K., A. Thormann & J. Pfadenhauer (2006) Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology*, 14, 148-156.
- Kiehl, K. & J. Pfadenhauer (2007) Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, 189, 31-48.
- Kirmer, A., A. Baasch & S. Tischew (2012) Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science*, 15, 198-207.
- Kleyer, M., R. M. Bekker, I. C. Knevel, J. P. Bakker, K. Thompson, M. Sonnenschein, P. Poschlod, J. M. Van Groenendael, L. Klimes, J. Klimesova, S. Klotz, G. M. Rusch, M. Hermy, D. Adriaens, G. Boedeltje, B. Bossuyt, A. Dannemann, P. Endels, L. Gotzenberger, J. G. Hodgson, A.-K. Jackel, I. Kuhn, D. Kunzmann, W. A. Ozinga, C. Romermann, M. Stadler, J. Schlegelmilch, H. J. Steendam, O. Tackenberg, B. Wilmann, J. H. C. Cornelissen, O. Eriksson, E. Garnier & B. Peco. 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. In *Journal of Ecology*, 1266-1274.
- Kneitel, J. M. & J. M. Chase (2004) Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters*, 7, 69-80.
- Kopec, M., J. Zarzycki & K. Gondek (2010) Species diversity of submontane grasslands: effects of topographic and soil factors. *Polish Journal of Ecology*, 58, 285-295.
- Laffite, P. & C. Saunier. 2007. Les apports de la science et de la technologie au développement durable, tome II : La biodiversité : l'autre choc ? l'autre chance ? Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 192 p.
- Landenberger, R. E. & D. A. Ostergren (2002) *Eupatorium rugosum* (Asteraceae) flowering as an indicator of edge effect from clearcutting in mixedmesophytic forest. *For. Ecol. Manage.*, 155, 55-68.
- Laurance, W. F., M. Goosem & S. G. W. Laurance (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 659-669.
- Lavelle, P., D. Bignell, M. Lepage, V. Wolters, P. Roger, P. Ineson, O. W. Heal & S. Dhillon (1997) Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33, 159-193.
- Laville, E. 2002. *L'entreprise verte : Le développement durable change l'entreprise pour changer le monde*. Boché Ed.
- Lee, M. A., L. Davies & S. A. Power (2012) Effects of roads on adjacent plant community composition and ecosystem function: An example from three calcareous ecosystems. *Environmental Pollution*, 163, 273-280.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology. Second English Edition*. Amsterdam: Elsevier Science B.V, 853p.
- Legifrance. 1976. Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature (JORF 13 JUILLET 1976 rectificatif JORF 28 NOVEMBRE 1976, page 4203).
- Legifrance. 1977. Décret n°77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'art.2 de la loi 76-629 du 10.07.1976 relative à la protection de la nature (JORF du 13 octobre 1977 page 4948).
- Legifrance. 1982. Loi n°82-1153 du 30 décembre 1982 d'orientation des transports intérieurs (JORF du 31 décembre 1982 page 4004).

- Legifrance. 1992a. Circulaire du 15 décembre 1992 relative à la conduite des grands projets nationaux d'infrastructures (JORF n°48 du 26 février 1993 page 3039).
- Legifrance. 1992b. Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau (JORF n°3 du 4 janvier 1992 page 187).
- Legifrance. 2009a. Circulaire du 3 septembre 2009 relative à la préparation de l'avis de l'autorité environnementale (Bulletin Officiel n°18 du 10 octobre 2009 du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, en charge des technologies vertes et des négociations sur le climat).
- Legifrance. 2009b. Loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1), JORF n°0179 du 5 août 2009 page 13031.
- Legifrance. 2010. Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (1) (ORF n°0160 du 13 juillet 2010, texte 1, page 1 2905).
- Legret, M. & C. Pagotto (1999) Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of the Total Environment*, 235, 143-150.
- Legret, M. (2006) Heavy metal deposition and soil pollution along two major rural highways. *Environmental Technology*, 27, 247-254.
- Lehmann, A., J. M. Overton & M. P. Austin (2002) Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2085-2092.
- Leitao, T. E. 2007. Impact of road runoff in soil and groundwater: Portuguese and other European case-studies. In *Proceedings of the Fourth InterCeltic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources, Guimaraes, Portugal, 4-11 July 2005.*, 338-347.
- Levin, S. A., H. C. Muller-Landau, R. Nathan & J. Chave (2003) The ecology and evolution of seed dispersal: A theoretical perspective. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 575-604.
- Li, T. A., F. Shilling, J. Thorne, F. M. Li, H. Schott, R. Boynton & A. M. Berry (2010) Fragmentation of China's landscape by roads and urban areas. *Landscape Ecology*, 25, 839-853.
- Likens, G. E. 1992. *The ecosystem approach: Its use and abuse*. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute. 167p.
- Linusson, A. C., B. Gai & O. Ega (1998) Reduced community diversity in seminatural meadows in southern Sweden, 1965–1990. *Plant Ecology*, 136:77–94.
- Lischke, H., N. E. Zimmermann, J. Bolliger, S. Rickebusch & T. J. Löffler (2006) TreeMig: A forest-landscape model for simulating spatio-temporal patterns from stand to landscape scale. *Ecological Modelling*, 199, 409-420.
- Liu, S. L., B. S. Cui, S. K. Dong, Z. F. Yang, M. Yang & K. Holt (2008) Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk - a case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering*, 34, 91-99.
- Lobel, S., J. Dengler & C. Hobohm (2006) Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica*, 41, 377-393.
- Loreau, M. (2004) Does functional redundancy exist? *Oikos*, 104, 606-611.
- Loreau, M., A. Oteng-Yeboah, M. T. K. Arroyo, D. Babin, R. Barbault, M. Donoghue, M. Gadgil, C. Hauser, C. Heip, A. Larigauderie, K. Ma, G. Mace, H. A. Mooney, C. Perrings, P. Raven, J. Sarukhan, P. Schei, R. J. Scholes & R. T. Watson (2006) Diversity without representation. *Nature*, 442, 245-246.

- Luce, C. H. (2002) Hydrological processes and pathways affected by forest roads: what do we still need to learn? *Hydrological Processes*, 16, 2901-2904.
- Luce, C. H. & B. C. Wemple (2001) Special issue: Hydrologic and geomorphic effects of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 111-232.
- Mac Nally, R. (2002) Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1397-1401
- MacDonald, L. H., R. W. Sampson & D. M. Anderson (2001) Runoff and road erosion at the plot and road segment scales, St John, US Virgin Islands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 251-272.
- Maggini, R., A. Lehmann, N. E. Zimmermann & A. Guisan (2006) Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. *Journal of Biogeography*, 33, 1729-1749
- Marage, D., J.-L. Rameau & L. Garraud (2006) Banque de graines du sol et succession végétale dans les Alpes du Sud : effets des facteurs historiques et écologiques. *Revue Canadienne de Botanique*, 84, 99-111.
- Marage, D. & J. C. Gegout (2009) Importance of soil nutrients in the distribution of forest communities on a large geographical scale. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 88-97.
- Maron, J. L. & R. L. Jeffries (2001) Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications*, 11, 1088-1100.
- McDonald, R. I. & D. L. Urban (2006) Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*, 8, 1049-1060.
- McDonald, T. L., B. F. J. Manly, R. M. Nielson & L. V. Diller (2006) Discrete-choice modeling in wildlife studies exemplified by northern spotted owl nighttime habitat selection. *Journal of Wildlife Management*, 70, 375-383.
- McKane, A. J., D. Alonso & R. V. Sole (2004) Analytic solution of Hubbell's model of local community dynamics. *Theoretical Population Biology*, 65, 67-73.
- McKinney, M. L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260.
- McMahon, S. M., S. P. Harrison, W. S. Armbruster, P. J. Bartlein, C. M. Beale, M. E. Edwards, J. Kattge, G. Midgley, X. Morin & I. C. Prentice (2011) Improving assessment and modelling of climate change impacts on global terrestrial biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 249-259
- McNeill, J. D. 1980. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers. Mississauga, Ont., Canada.: Geonics Ltd.
- McNeill, J. D. 1992. Rapid, accurate mapping of soil salinity by electromagnetic ground conductivity meters. In *Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory Into Practice.*, ed. G. C. Topp, Reynolds, W.D., Green, R.E., 209-229. Madison, WI.: Spec. Publ. 30. SSSA
- McNemar, Q. (1947) Note on the sampling error of the difference between correlated proportions or percentages. *Psychometrika*, 12, 153-157.
- MEA. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington DC: World Resources Institute. disponible à <http://www.maweb.org/en/index.aspx>

- MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie). Trame verte et bleue. www.developpement-durable.gouv.fr
- MétéoFrance. 2008. La mesure de la hauteur des précipitations. Fiche descriptive sur les instruments de mesure météorologique -Version 1.0., 11.
- Merunkova, K. & M. Chytrý (2012) Environmental control of species richness and composition in upland grasslands of the southern Czech Republic. *Plant Ecology*, 213.
- Michel, P. (2001). L'étude d'impact sur l'environnement. Objectifs - Cadre réglementaire - Conduite de l'évaluation. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 155p.
- Michalcova, D., J. C. Gilbert, C. S. Lawson, D. J. G. Gowing & R. H. Marrs (2011) The combined effect of waterlogging, extractable P and soil pH on alpha-diversity: a case study on mesotrophic grasslands in the UK. *Plant Ecology*, 212, 879-888.
- Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement. 2010. Comment est née la notion du développement durable ? disponible à <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Comment-est-nee-la-notion-du.html>.
- Minor, E. & D. Urban (2008) A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology*, 22, 297-307.
- Mokany, K. & S. Ferrier (2011) Predicting impacts of climate change on biodiversity: a role for semi-mechanistic community-level modelling. *Diversity and Distributions*, 17, 374-380
- Moran, P. A. P. (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37, 17-13.
- Morin, X. & W. Thuiller (2009) Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology*, 90, 1301-1313.
- Mouquet, N., T. E. Miller, T. Daufresne & J. M. Kneitel (2006) Consequences of varying regional heterogeneity in source-sink metacommunities. *Oikos*, 113, 481-488.
- Mualem, Y. (1976) A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12, 513-522.
- Mullen, K., O. Fahy & M. Gormally (2003) Ground flora and associated arthropod communities of forest road edges in Connemara, Ireland. *Biodiversity and Conservation*, 12, 87-101.
- Murray, K. & M. M. Conner (2009) Methods to quantify variable importance: implications for the analysis of noisy ecological data. *Ecology*, 90, 348-355.
- Musy, A. & M. Soutter. 1991. *Physique du sol*. 335p.
- Myers-Smith, I. H., B. K. Arnesen, R. M. Thompson & F. S. Chapin (2006) Cumulative impacts on Alaskan arctic tundra of a quarter century of road dust. *Ecoscience*, 13, 503-510.
- Müllerová, J., M. Vitková & O. Vitek (2011) The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation : effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the total environment*, 409, 3839-3849.
- Nelder, J. A. & R. W. M. Wedderburn (1972) Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 153, 370-384.
- Nemes, A., J. H. M. Wosten, A. Lilly & J. H. O. Voshaar (1999) Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma*, 90, 187-202.

- Newton, A. C., R. M. Walls, D. Golicher, S. A. Keith, A. Diaz & J. M. Bullock (2012) Structure, composition and dynamics of a calcareous grassland metacommunity over a 70-year interval. *Journal of Ecology*, 100, 196-209.
- Nielsen, S. E., M. S. Boyce, G. B. Stenhouse & R. H. M. Munro (2003) Development and testing of phenologically driven grizzly bear habitat models. *Ecoscience*, 10, 1-10.
- Noblet J.F., Garnier R., Callec A. & A. R. 2009. Concilier routes et environnement. Conseil général de l'Isère.
- Noss, R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity - a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- Noss, R. F. & A. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy: protecting and restoring biodiversity*. Washington DC: Island Press.
- Novak, J. & K. Prach (2010) Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. *Flora*, 205, 179-183.
- O'Farrell, P. J. & S. J. Milton (2006) Road verge and rangeland plant communities in the southern Karoo: exploring what influences diversity, dominance and cover. *Biodiversity and Conservation*, 15, 921-938.
- Olander, L. P., F. N. Scatena & W. L. Silver (1998) Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 109, 33-49.
- OMM (Organisation météorologique mondiale) (1994) Guide des pratiques hydrologiques. Acquisition et traitement des données, analyses, prévision et autres applications. OMM-Cinquième édition.
- ONU. Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau. Ramsar (Iran) 2 février 1971.. Recueil des traités de l'ONU numéro 14 583. Amendée par le Protocole de Paris, 3 décembre 1982 et par les Amendements de Regina, 28 mai 1987 Réglementation nationale.
- ONU. 1987. Rapport de la commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'ONU, présidée par Madame Gro Harlem Brundtland. Notre avenir à tous., 349p.
- Oster, M., K. Persson & O. Eriksson (2008) Validation of plant diversity indicators in semi-natural grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 125, 65-72.
- Parendes, L. A. & J. A. Jones (2000) Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology*, 14, 64-75.
- Partel, M. (2002) Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83.
- Pauchard, A. & P. B. Alaback (2006) Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecology and Management*, 223, 327-335.
- Peterson, A. T. (2003) Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, 78, 419-433.
- Piqueray, J., G. Bottin, L. M. Delescaillie, E. Bisteau, G. Colinet & G. Mahy (2011) Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecological Indicators*, 11, 724-733.

- Piqueray, J. & G. Mahy (2010) The restoration of calcareous grasslands in Europe: a review of constraints and solutions. *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement*, 14, 471-484.
- Pocock, M. J. O., D. M. Evans & J. Memmott (2010) The impact of farm management on species-specific leaf area index (LAI): Farm-scale data and predictive models. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135, 279-287.
- Poschlod, P. & M. F. WallisDeVries (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104, 361-376.
- Prach, K. (2003) Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science*, 6, 125-129.
- Pujol, D., J. Cordier & J. Moret. 2007. Atlas de la flore sauvage du département du Loiret. Paris: Biotope. 472p.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, D. B. Roy, L. I. Z. Warman, K. J. Walker & P. Rothery (2003) Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 40, 65-77.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, J. B. Tallwin, K. J. Walker, E. A. Warman & G. Masters (2007) Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*, 44, 81-94.
- Quetier, F. & S. Lavorel (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991-2999.
- Quintana, S. M., B. M. Ramos, M. A. C. Martinez & I. O. Pastor (2010) A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories - Evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of Environmental Management*, 91, 1087-1096.
- Rajvanshi, A., V. B. Mathur & R. Sootweg. 2010. Biodiversity in environmental impact assessment. In *Biodiversity in environmental assessment : enhancing ecosystem services for human well-being.*, 457p. Cambridge University Press.
- Rand, W. M. (1971) Objective criteria for the evaluation of clustering methods. *Journal of the American Statistical Association*, 66, 846-850.
- Raunkier, C. 1934. *The Life Forms of plants and statistical plant geography*. Oxford: Oxford University Press.
- Rawls, W. J., Y. A. Pachepsky, J. C. Ritchie, T. M. Sobecki & H. Bloodworth (2003) Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116, 61-76
- Reidsma, P., T. Tekelenburg, M. van den Berg & R. Alkemade (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114, 86-102.
- Rejmanek, M. (2000) A must for North American biogeographers. *Diversity Distribution*, 6, 2008-2211.
- Rentch, J. S., R. H. Fortney, S. L. Stephenson, H. S. Adams, W. N. Grafton & J. T. Anderson (2005) Vegetation-site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA. *Journal of Applied Ecology*, 42, 129-138.
- Rhoades, J. D., N. A. Manteghi, P. J. Shouse & W. J. Alves (1989) Soil electrical-conductivity and soil-salinity - New formulations and calibrations. *Soil Science Society of America Journal*, 53, 433-439.

- Riitters, K. H. & J. D. Wickham (2003) How far to the nearest road ? *Frontiers in Ecology and Environment*, 1, 125-129.
- Ritchie, J. T. (1972) Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water resources research*, 8, 1204-1213.
- Roem, W. J. & F. Berendse (2000) Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation*, 92, 151-161.
- Rosindell, J., S. P. Hubbell & R. S. Etienne (2011) The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 340-348.
- Ruiz-Jaen, M. C. & T. M. Aide (2005) Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13, 569-577.
- Rydgren, K., R. H. Okland & T. Okland (2003) Species response curves along environmental gradients. A case study from SE Norwegian swamp forests. *Journal of Vegetation Science*, 14, 869-880.
- SAGE. 2012. Le sage nappe de Beauce. disponible sur <http://www.pays-du-pithiverais.fr>.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall (2000) Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Saunders, S. C., M. R. Mislivets, J. Q. Chen & D. T. Cleland (2002) Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 103, 209-225.
- Saura, S. & L. Pascual-Hortal (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83, 91-103.
- Schuster, B. & M. Diekmann (2003) Changes in species density along the soil pH gradient - Evidence from German plant communities. *Folia Geobotanica*, 38, 367-379.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. accès au SER International Primer on Ecological Restoration en septembre 2012 (Disponible à <http://www.ser.org>). Society of Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.
- Sharma, G. P. & A. S. Raghubanshi (2009) Plant invasions along roads: a case study from central highlands, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157, 191-198.
- Sheridan, G. J. & P. J. Noske (2007) Catchment-scale contribution of forest roads to stream exports of sediment, phosphorus and nitrogen. *Hydrological Processes*, 21, 3107-3122.
- Sherwood, B., D. Cutler & J. Burton. 2002. *Wildlife and Roads – The Ecological Impact*.: The Linnean Society of London: Imperial College Press. 299 p.
- Shinneman, D. J. & W. L. Baker. 2000. Impact of logging and roads on a Black Hills ponderosa pine forest landscape. In *Forest Fragmentation in the Southern Rocky Mountains*., ed. R. L. Knight, Smith, F.W., Buskirk, S.W., Romme, W.H., Baker, W.L., 311–335. Boulder, CO: University Press of Colorado.
- Shipley, B., D. Vile & E. Garnier (2006) From plant traits to plant communities: A statistical mechanistic approach to biodiversity. *Science*, 314, 812-814.

- Simmons, M. T., H. C. Venhaus & S. Windhager (2007) Exploiting the attributes of regional ecosystems for landscape design: The role of ecological restoration in ecological engineering. *Ecological Engineering*, 30, 201-205.
- Simunek, J., M. Sejna, H. Saito & M. Sakai (2008) The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media. version 4.08, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.
- Skov, F. & J. C. Svenning (2003) Predicting plant species richness in a managed forest. *Forest Ecology and Management*, 180, 583–593.
- Slootweg, R., A. Rajvanshi, V. B. Mathur & A. Kolhoff. 2010. *Biodiversity in environmental assessment : enhancing ecosystem services for human well-being* New York: Cambridge University Press. 437p.
- Smith, D. J. 2003. Ecological Effects of Roads: Theory, Analysis, Management and Planning Considerations. University of Florida.
- Smits, N. A. C., J. H. Willems & R. Bobbink (2008) Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science*, 11, 279-U92.
- Snyder, E. B., C. P. Arango, D. J. Eitemiller, J. A. Stanford & M. L. Uebelacker (2002) Floodplain hydrologic connectivity and fisheries restoration in the Yakima River, U.S.A. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 28, 1653–1657.
- Soberon, J. & A. T. Peterson (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- Southerland, M. T. (1995) Conserving biological diversity in highway development projects. *The Environmental Professional*, 17, 226-242.
- Spellerberg, I. F. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7, 317-333.
- Spitale, D., A. Petraglia & M. Tomaselli (2009) Structural equation modelling detects unexpected differences between bryophyte and vascular plant richness along multiple environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 36, 745–755.
- Spooner, P. G., I. D. Lunt, S. V. Briggs & D. Freudenberger (2004) Effects of soil disturbance from roadworks on roadside shrubs in a fragmented agricultural landscape. *Biological Conservation*, 117, 393-406.
- Steinmann, K., H. R. Linder & N. E. Zimmermann (2009) Modelling plant species richness using functional groups. *Ecological Modelling*, 220. 962–967
- Stevens, A., B. Van Wesemael, G. Vandenschrick, S. Toure & B. Tychon (2006) Detection of carbon stock change in agricultural soils using spectroscopic techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 844-850.
- Sudduth, K. A., J. W. Hummel & S. J. Birrell. 1997. Sensors for site-specific management. In *The State of Site-Specific Management for Agriculture.*, ed. F. J. Pierce, Sadler, E.J., 183-210. Madison, WI.: ASA/CSSA/SSSA, .
- Sudduth, K. A., S. T. Drummond & N. R. Kitchen (2001) Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 31, 239-264.
- Sudduth, K. A., N. R. Kitchen, W. J. Wiebold, W. D. Batchelor, G. A. Bollero, D. G. Bullock, D. E. Clay, H. L. Palm, F. J. Pierce, R. T. Schuler & K. D. Thelen (2005) Relating apparent electrical

- conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46, 263-283.
- Sullivan, J. J., P. A. Williams, S. M. Timmins & M. C. Smale (2009) Distribution and spread of environmental weeds along New Zealand roadsides. *New Zealand Journal of Ecology*, 33, 190-204.
- Takahashi, K. & Y. Miyajima (2010) Effects of roads on alpine and subalpine plant species distribution along an altitudinal gradient on Mount Norikura, central Japan. *Journal of Plant Research*, 123, 741-749.
- Tanner, C. C. (2001) Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 44, 9-17.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571-573.
- Temperton, V. M. & R. J. Hobbs. 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In *Assembly rules and restoration ecology*, ed. V. M. e. a. Temperton, 34-54. Washington: Island Press.
- Tetegan, M., B. Nicoullaud, D. Baize, A. Bouthier & I. Cousin (2011) The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: Proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma*, 165, 40-49.
- Thorpe, A. & R. M. Harrison (2008) Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400, 270-282.
- Thuiller, W., D. M. Richardson, P. Pysek, G. F. Midgley, G. O. Hughes & M. Rouget (2005) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11, 2234-2250.
- Thuiller, W., C. Albert, M. B. Araujo, P. M. Berry, M. Cabeza, A. Guisan, T. Hickler, G. F. Midgely, J. Paterson, F. M. Schurr, M. T. Sykes & N. E. Zimmermann (2008) Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 9, 137-152
- Thuiller, W., N. Gasso, J. Pino & M. Vila (2012) Ecological niche and species traits: key drivers of regional plant invader assemblages. *Biological Invasions*, 14, 1963-1980.
- Thur, S. M. (2007) Refining the use of habitat equivalency analysis. *Environmental Management*, 40, 161-170.
- Tichy, L. & M. Chytrý (2006) Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. *Journal of Vegetation Science*, 17, 809-818.
- Tichy, L., M. Chytrý, M. Hajek, S. S. Talbot & Z. Botta-Dukat (2010) OptimClass: Using species-to-cluster fidelity to determine the optimal partition in classification of ecological communities. *Journal of Vegetation Science*, 21, 287-299.
- Tikka, P. M., H. Hogmander & P. S. Koski (2001) Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology*, 16, 659-666.
- Tinker, D. B., C. A. C. Resor, G. P. Beauvais, K. F. Kipfmüller, C. I. Fernandes & W. L. Baker (1998) Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*, 13, 149-165.
- Tormo, J., P. Garcia-Fayos & E. Bochet (2008) Relative importance of plant traits and ecological filters in road embankment revegetation under semiarid Mediterranean conditions. *Ecological Engineering*, 33, 258-264.

- Trombulak, S. C. & C. A. Frissell (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14, 18-30.
- Tropek, R., T. Kadlec, P. Karesova, L. Spitzer, P. Kocarek, I. Malenovsky, P. Banar, I. H. Tuf, M. Hejda & M. Konvicka (2010) Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47, 139-147.
- Truscott, A. M., S. C. F. Palmer, G. M. McGowan, J. N. Cape & S. Smart (2005) Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environmental Pollution*, 136, 109-118.
- Ullmann, I., P. Bannister & J. B. Wilson (1998) Lateral differentiation and the role of exotic species in roadside vegetation in southern New Zealand. *Flora*, 193, 149-164.
- Ulrich, W. (2004) Species co-occurrences and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. *Oikos*, 107, 603-609.
- UNCED (United nations commission on environment and development) (1992). Convention on biological diversity. disponible sur <http://www.cbd.int>. (dernière visite septembre 2012)
- UNEP (United nations environment programme), Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage, le 23 juin 1979.. Bonn (Allemagne). disponible sur <http://www.unep.org>. (dernière visite septembre 2012)
- UNESCO (United nations Educational, Scientific, and cultural organization). disponible sur <http://portal.unesco.org> (dernière visite septembre 2012)
- USIRF (Union des Syndicats de l'Industrie Routière Française). disponible sur <http://www.usirf.com> (dernière visite septembre 2012)
- Vallade, M. & B. Houchmandzadeh (2003) Analytical solution of a neutral model of biodiversity. *Physical Review E*, 68.
- Van Bohemen, H. D. & W. H. J. Van de Laak (2003) The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. *Environmental Management*, 31, 50-68.
- Van den Berg, M. S., W. Joosse & H. Coops (2003) A statistical model predicting the occurrence and dynamics of submerged macrophytes in shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 506, 611-623.
- Van Geert, A., F. Van Rossum & L. Triest (2010) Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology*, 98, 178-187.
- Viskari, E. L., R. Rekila, S. Roy, O. Lehto, J. Ruuskanen & L. Karenlampi (1997) Airborne pollutants along a roadside: Assessment using snow analyses and moss bags. *Environmental Pollution*, 97, 153-160.
- Vinci-ParisTech , disponible à <http://www.chaire-eco-conception.org>, dernier accès en septembre 2012
- Volkov, I., J. R. Banavar, S. P. Hubbell & A. Maritan (2003) Neutral theory and relative species abundance in ecology. *Nature*, 424, 1035-1037.
- Von der Lippe, M. & I. Kowarik (2007) Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology*, 21, 986-996.
- Von der Lippe, M. & I. Kowarik (2008) Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions*, 14, 18-25.

- Waldhardt, R., D. Simmering & A. Otte (2004) Estimation and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 19, 211-226.
- Walker, J. P., G. R. Willgoose & J. D. Kalma (2004) In situ measurement of soil moisture: a comparison of techniques. *Journal of Hydrology*, 293, 85-99.
- Walker, K. J., P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester & R. F. Pywell (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119, 1-18.
- WallisDeVries, M. F., P. Poschlod & J. H. Willems (2002) Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104, 265-273.
- Ward, J. H. J. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58, 236-244.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers-Research & Management*, 11, 105-119.
- Wassen, M. J., H. O. Venterink, E. D. Lapshina & F. Tanneberger (2005) Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437, 547-550.
- Watkins, R. Z., J. Q. Chen, J. Pickens & K. D. Brososke (2003) Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 17, 411-419.
- Way, J. M. (1977) Roadside verges and conservation in Britain : A review. *Biological conservation*, 12, 65-74.
- Wemple, B. C. & J. A. Jones (2003) Runoff production on forest roads in a steep, mountain catchment. *Water Resources Research*, 39, 1-17.
- Wemple, B. C., J. A. Jones & G. E. Grant (1996) Channel network extension by logging roads in two basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Bulletin*, 32, 1195-1207.
- Wesseling, J. G., J. A. Elbers, P. Kabat & B. J. Van Denbroek. 1991. SWATRE : instructions for input. Wageningen, The Netherlands: Winand Staring Centre.
- Wezel, A. (2006) Variation of soil and site parameters on extensively and intensively grazed hillslopes in semiarid Cuba. *Geoderma*, 134, 152-159.
- Whalley, W. R. (1993) Considerations on the use of time-domain reflectometry (TDR) for measuring soil-water content. *Journal of Soil Science*, 44, 1-9.
- White, I., J. H. Knight, S. J. Zegelin & G. C. Topp (1994) Considerations on the use of time-domain reflectometry (TDR) for measuring soil-water content - comment. *European Journal of Soil Science*, 45, 503-508.
- Whitmore, A. P. & W. R. Whalley (2009) Physical effects of soil drying on roots and crop growth. *Journal of Experimental Botany*, 60, 2845-2857.
- Willems, J. H., R. K. Peet & L. Bik (1993) Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science*, 4, 203-212.
- Willems, J. H. (2001) Problems, approaches, and, results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology*, 9, 147-154.
- Willems, W., P. Goethals, D. Van den Eynde, G. Van Hoey, V. Van Lancker, E. Verfaillie, M. Vincx & S. Degraer (2008) Where is the worm ? Predictive modelling of the habitat preferences of the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Ecological Modelling*, 212, 74-79.

- Wohlgemuth, T. (1998) Modelling floristic species diversity richness on a regional scale : a case study in Switzerland. *Biodiversity and Conservation*, 7, 159-177
- Wright, J. P., W. S. C. Gurney & C. G. Jones (2004) Patch dynamics in a landscape modified by ecosystem engineers. *Oikos*, 105, 336-348.
- Wright, J. P., C. G. Jones & A. S. Flecker (2002) An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132, 96-101.
- Zafonte, M. & S. Hampton (2007) Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 61, 134-145.
- Zechmeister, H. G., D. Hohenwallner, A. Riss & A. Hanus-Illar (2005) Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution*, 138, 238-249.
- Zelnik, I. & A. Carni (2008) Distribution of plant communities, ecological strategy types and diversity along a moisture gradient. *Community Ecology*, 9, 1-9.
- Zerger, A., P. Gibbons, J. Seddon, S. Briggs & D. Freudenberger (2009) A method for predicting native vegetation condition at regional scales. *Landscape and Urban Planning*, 91, 65-77.
- Zhao, S. O., B. S. Cui, L. Gao & J. Liu (2007) Effects of highway construction on soil quality in the Longitudinal Range-Gorge Region in Yunnan Province. *Chinese Science Bulletin*, 52, 192-202.
- Zillio, T. & R. Condit (2007) The impact of neutrality, niche differentiation and species input on diversity and abundance distributions. *Oikos*, 116, 931-940.
- Zimmermann, N. E., T. C. Edwards, Jr., C. H. Graham, P. B. Pearman & J.-C. Svenning (2010) New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33, 985-989.
- Zimmermann, N. E. & F. Kienast (1999) Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, 10, 469-482.
- Zobel, M. (1992) Plant species coexistence - the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos*, 65, 314-320.
- Zobel, M., M. Otsus, J. Liira, M. Moora & T. Mols (2000) Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Ecology*, 81, 3274-3282.

ANNEXES

Annexe 3-1 : Egalisation de la taille des groupes de relevés pour l'indice de fidélité Phi.

$$\Phi' = \frac{N * n_p' - n' * N_p'}{\sqrt{n' * N_p' * (N - n') * (N - N_p')}}}$$

- N : le nombre total de relevés
- $N_p' = s * N$ avec s le nombre de relevés dans le groupe cible pondéré par le nombre total de

relevés dans le jeu de données. $s \in \left[\frac{1}{N}; \frac{N-1}{N} \right]$

- $n_p' = N_p' * \frac{n_p}{N_p} = s * N * \frac{n_p}{N_p}$
- n_n' le nombre de relevés hors du groupe cible dans lesquels l'espèce cible est présente, défini par

$$n_n' = \left((N - N_p') * \frac{n - n_p}{N - N_p} \right)$$

- $n' = n_p' + n_n' = s * N * \frac{n_p}{N_p} + (1 - s) * N * \frac{(n - n_p)}{(N - N_p)}$

Annexe 3-2 : Paramètres mesurés par la station Campbell Scientific.

Variables horaires	
Champ	Signification
RH	Humidité relative (%)
TdC_AVG	Température moyenne du point de rosée (°C)
WS_ms_S_WVT	Vitesse moyenne du vent (m/s)
WindDir_D1_WVT	Direction du vecteur unitaire du vent (°)
WindDir_SD1_WVT	Déviation standard de la direction du vent
WS_ms_MAX	Vitesse du vent maximum (m/s)
Rain_mm_TOT	Précipitation totale (mm)
WindRun_m_TOT	Total wind run (m)
AirTC_Avg	Température moyenne de l'air (°C)
RH_Avg	Humidité relative moyenne (%)
WS_ms_Avg	Vitesse du vent moyenne (m/s)
Solar_W_Avg	Radiation solaire moyenne (W.m ⁻²)
ETo	Evapotranspiration calculée pour la période (mm)

Variables journalières	
Champ	Signification
AirTC_MAX	Température de l'air maximale (°C)
AirTC_MIN	Température de l'air minimale (°C)
TdC_AVG	Température moyenne du point de rosée (°C)
TdC_MAX	Température max du point de rosée (°C)
TdC_MIN	Température min du point de rosée (°C)

WS_ms_MAX	Vitesse max du vent (m/s)
WindRun_m_TOT	Total wind run (m)
Rain_mm_TOT	Précipitation totale (mm)
Solar_kJ_TOT	Radiation solaire totale kJ.m ⁻²)
AirTC_Avg	Température moyenne de l'air (°C)
RH_Avg	Humidité relative moyenne (%)
WS_ms_Avg	Vitesse du vent moyenne (m/s)
Solar_W_Avg	Radiation solaire moyenne (W.m ⁻²)
ETo	Evapotranspiration calculée pour la période (mm)

Annexe 3-3 : Caractéristiques des stations MétéoFrance.

<u>Station LADON</u> N°INSEE : 45178001 Commune : LADON Lieu-dit : Les Arlots POSITION Latitude : 48°00'30"N ; Longitude : 2°32'42"E Coordonnées Lambert II étendus : Lambert Y (hm) 23345 ; Lambert X (hm) : 6156 Altitude : 99 m TYPE DE POSTE : station manuelle (type 4) PRODUCTEUR : Météo France PARAMETRES MESURES : - Hauteur de précipitations quotidiennes (mm) - Température moyenne journalière (°C) calculée comme la moyenne des températures min et max mesurées par jour.
--

<u>Station Boigneville</u> N°INSEE : 91069001 Commune : Boigneville Lieu-dit : ITCF POSITION : Latitude : 48°19'30"N ; Longitude : 2°22'54"E Coordonnées Lambert II étendus : Lambert Y (hm) : 23696 ; Lambert X (hm) : 6033 Altitude : 115 m TYPE DE POSTE : Station automatique temps réel (type 2) PRODUCTEURS : Institut National de Recherche Agronomique et Institut des techniques des céréales et des fourrages. PARAMETRES MESURES : - Hauteur de précipitations quotidiennes (mm) - Température moyenne journalière (°C) calculée comme la moyenne des températures min et max mesurées par jour. - Vitesse du vent (m/s) à 2m journalière moyenne - Humidité relative (%) journalière moyenne - Evapotranspiration journalière moyenne (mm) - Rayonnement global j /cm² journalier.
--

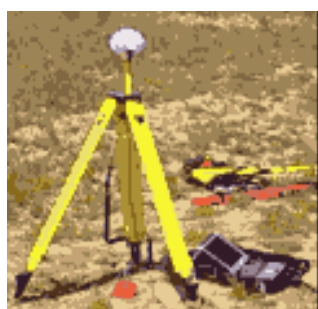
Critère de choix des stations Météofrance :

- Une distance minimale au site d'étude : le relief étant peu marqué, il n'est pas apparu nécessaire de choisir des critères supplémentaires.
- Une station intégrant l'ensemble des paramètres souhaités (Boigneville, Essonne, France)
- Ajustement des données sur les paramètres les plus variables (Température, Pluviométrie) avec des données provenant de stations plus proches du site (Ladon, Loiret, France)

Annexe 3-4: Méthodologie de réalisation du Modèle Numérique de Terrain du Mont-aux-Liens.

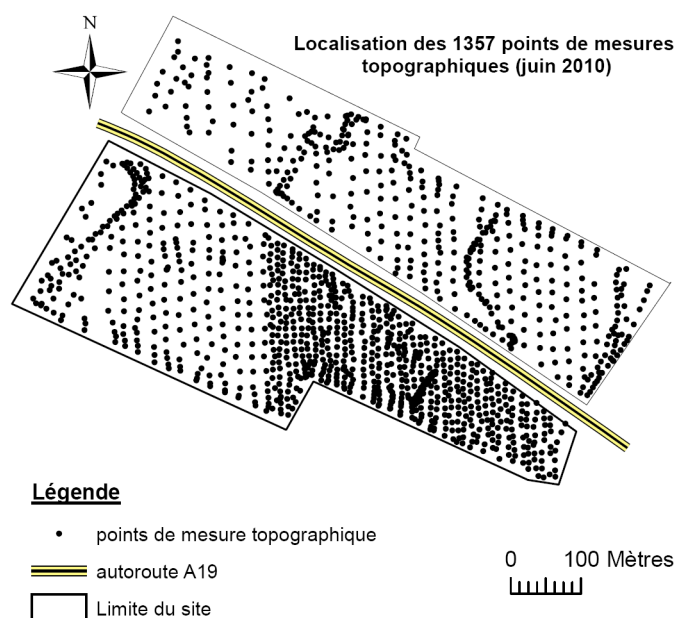
Date de réalisation : juin 2010

Matériel et méthode



Les mesures DGPS ont été réalisées avec un trimble POWER. Les positions ont été post-traitées par rapport à une station fixe (1 second trimble power) que nous avons installée sur le site du Mont-aux-liens (coordonnées de la station en Lambert II zone : E : 622 732,187 ; N : 341 331,767 ; ALT : 91,688 ; HAE : 136,592)

La position de la station a été déterminée par rapport à la borne IGN de Préfontaines III borne a : commune de Préfontaines (INSEE :45255) le long du mur du cimetière (Lambert II Zone : E : 626048.477 ; N : 345741.026 ; ALT : 88.841 ; HAE : 133.697).



Annexe 3-5 : Informations relatives à l'analyse granulométrique LAS-INRA ARRAS (ISO 11277)

Elle a été réalisée sans décarbonatation, sur 3 fractions granulométriques dont les bornes d'extraction sont les suivantes : ARGILES [0 μ m ; 2 μ m], LIMONS] 2 μ m ; 50 μ m], SABLES] 50 μ m ; 2000 μ m]

Annexe 3-6 : Informations relatives à l'analyse granulométrique du LDAR-LAON (NF X 31-107 modifiée)

Elle a été réalisée avec et sans décarbonatation, sur 3 fractions granulométriques dont les bornes d'extraction sont les suivantes : ARGILES [0 µm ; 2µm], LIMONS] 2 µm ; 63µm], SABLES] 63 ≤ 2000 µm].

Annexe 3-7 : Interpolation des résultats du LDAR (méthode loglinéaire).

$$CP_n = CP_{n-1} + \frac{(-\phi_n) - (-\phi_{n-1})}{(-\phi_{n+1}) - (-\phi_{n-1})} (CP_{n+1} - CP_{n-1}) \text{ avec } \phi = -\log_2(\text{taille_particule_mm})$$

où CP est le pourcentage cumulatif de la fraction granulométrique et les notations n, n-1 et n+1 sont respectivement la limite de taille des particules pour laquelle on recherche CP (ici 63µm), n-1 la limite inférieure pour laquelle on connaît CP (ici 50 µm) et n+1 (ici 200 µm) la limite supérieure pour laquelle on connaît le CP.

Annexe 3-8 : Tableau descriptif des semis du Mont-aux-liens (source LUCIOLE PAYSAGISTES)

Type	Densité (%)	Espèces (nom latin)	Espèces (nom vernaculaire)
ZC	- 13 - 15 - 20 - 10 - 15 - 10 - 5 - 3 - 2 - 2 - 2 - 1 - 1 - 1	- <i>Lolium perenne</i> - <i>Festuca rubra</i> - <i>Festuca arundinacea</i> - <i>Dactylis glomerata</i> - <i>Bromus erectus</i> - <i>Arrhenatherum elatius</i> - <i>Sanguisorba minor</i> - <i>Trifolium subterraneum</i> - <i>Plantago lanceolata</i> - <i>Lotus corniculatus</i> - <i>Trifolium repens</i> - <i>Achillea millefolium</i> - <i>Chrysanthemum leucanthemum</i> - <i>Centaurea cyanus</i>	- Ray Grass Anglais - Fétuque rouge - Fétuque élevée - Dactyle aggloméré - Brôme dressé - Avoine élevée - Pimprenelle - Trèfle souterrain - Plantain lancéolé - Lotier corniculé - Trèfle rampant - Achillée millefeuille - Grande marguerite - Bleuet des champs
ZBo	- 5 - 15 - 40 - 20 - 15 - 2 - 3 - 1	- <i>Agrostis tenuis</i> - <i>Festuca ovina</i> - <i>Festuca rubra</i> - <i>Lolium perenne</i> - <i>Poa trivialis</i> - <i>Lotus corniculatus</i> - <i>Sanguisorba minor</i> - <i>Achillea millefolium</i>	- Agrostide commune - Fétuque ovine - Fétuque rouge - Ray grass anglais - Pâturin commun - Lotier corniculé - Pimprenelle - Achillée millefeuille
ZBa	- 25 - 25 - 25 - 10 - 5 - 5 - 1 - 1 - 1 - 2	- <i>Lolium perenne</i> - <i>Festuca arundinacea</i> - <i>Festuca rubra</i> - <i>Phleum pratense</i> - <i>Agrostis stolonifera</i> - <i>Sanguisorba minor</i> - <i>Trifolium repens</i> - <i>Medicago lupulina</i> - <i>Plantago lanceolata</i> - <i>Lotus corniculatus</i>	- Ray Grass anglais - Fétuque élevée - Fétuque rouge - Phléole des prés - Agrostide stolonifère - Pimprenelle - Trèfle rampant - Luzerne lupuline - Plantain lancéolé - Lotier corniculé
PFL	- 10 - 5	- <i>Achillea millefolium</i> - <i>Anthyllis vulneraria</i>	- Achillée millefeuille - Anthyllis vulneraria

	- 5 - 5 - 5 - 7 - 5 - 5 - 3 - 7 - 5 - 10 - 5 - 5 - 3 - 5 - 2 - 5 - 3	- <i>Calendula officinalis</i> - <i>Centaurea cyanus</i> - <i>Cheiranthus allionii</i> - <i>Coronilla varia</i> - <i>Dianthus barbatus</i> - <i>Dimorphotecta aurantiaca</i> - <i>Digitalis purpurea</i> - <i>Eschscholtzia californica</i> - <i>Gypsophila elegans</i> - <i>Leucanthemum maximum</i> - <i>Linum perenne</i> - <i>Linum rubrum</i> - <i>Lychnis chalcidonica</i> - <i>Nigella damascaena</i> - <i>Papaver orientale</i> - <i>Sanguisorba minor</i> - <i>Silena pendula</i>	- Souci officinale - Bleuet des champs - Giroflée miniature - Coronille bigarrée - Œillet de poète - - Digitale pourpre - Pavot de Californie - Gypsophile élégant - Marguerite sp - Ray Grass anglais - Lin rouge - Croix de Jerusalem - Nigelle de Damas - Pavot d'orient - Pimprenelle - Silène à fleurs penchées
ZD	- 55 - 25 - 15 - 5	- <i>Festuca rubra</i> - <i>Festuca ovina</i> - <i>Puccinellia distans</i> - <i>Agrostis capillaris susp castellana</i>	- Fétuque rouge - Fétuque ovine - Glycérie à épillets espacés - Agrostide vulgaire

Annexe 3-9 : Tableau récapitulatif des espèces plantées pour l'aménagement paysager du Mont-aux-Liens (Source LUCIOLE PAYSAGISTE)

Type	% sup_ totale	Densité (%)	Espèces (nom latin)	Espèces (nom vernaculaire)
P1	0,352	- 10	- <i>Acer campestre</i> L. - <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn - <i>Betula pendula</i> Roth - <i>Betula verrucosa</i> Ehrh - <i>Carpinus betulus</i> L. - <i>Fagus sylvatica</i> L. - <i>Juglans nigra</i> L. - <i>Quercus pubescens</i> Willd - <i>Robinia pseudoacacia</i> L. - <i>Salix alba</i> L.	- Erable champêtre - Aulne glutineux - Bouleau verruqueux - Bouleau verruqueux - Charme - Hêtre - Noyer noir - Chêne pubescent - Robinier faux-acacia - Saule blanc
P2	0,043	- 50	- <i>Fagus sylvatica</i> L. - <i>Quercus pubescens</i> Willd.	- Hêtre - Chêne pubescent
P3a	0,019	- 25	- <i>Colutea arborescens</i> - <i>Cornus sanguinea</i> L. - <i>Coryllus avellana</i> L. - <i>Rosa canina</i> L.	- Baguenaudier - Cornouiller sanguin - Coudrier - Eglantier-Rosier des chiens
P3b	0,018	- 10	- <i>Carpinus betulus</i> L. - <i>Cornus stolonifera</i> - <i>Coryllus avellana</i> L. - <i>Crataegus monogyna</i> Jacq - <i>Ilex aquifolium</i> L. - <i>Ligustrum vulgare</i> L. - <i>Rosa canina</i> L. - <i>Sorbus aucuparia</i> L. - <i>Sorbus domestica</i> L. - <i>Viburnum opulus</i> L.	- Charme - Cornouiller à bois jaune - Coudrier - Aubépine monogyne - Houx - Troène - Eglantier-Rosier des chiens - Sorbiers des oiseleurs - Cormier - Viorne obier
P4	Non estimé	- 25	- <i>Fraxinus excelsior</i> L. - <i>Quercus robur</i> L. - <i>Juglans nigra</i> L. - <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	- Frêne commun - Chêne pédonculé - Noyer noir - Robinier Faux-acacia
P5	Non	- 25,1	- <i>Malus sylvestris</i> Mill	- Pommier sauvage

	estimé	- 25,1 - 25,1 - 24,7	- <i>Prunus avium</i> L. - <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh - <i>Pyrus communis</i> L.	- Merisier - Prunier d'ornement ou Prunier Myrobolan - Poirier commun
P6	Non estimé	- 16,7 - 25,1 - 19,4 - 19,4 - 19,4	- <i>Caltha palustris</i> L. - <i>Iris pseudoacorus</i> L. - <i>Lycopus europaeus</i> L. - <i>Sagittaria sagittifolia</i> L. - <i>Typha angustifolia</i> L.	- Populage des marais - Iris faux acore - Lycopée d'Europe - Sagittaire à feuilles en flèche - Massette à feuilles étroites

Annexe 3-10 : Tableau récapitulatif de la stratégie d'échantillonnage floristique.

	Site « Mont-aux-Liens »
Ouvrage autoroutier	A19
Type de surface échantillonnée	Quadrat
Dimension des quadrats	1m ²
Organisation spatiale des quadrats d'échantillonnage	Transects perpendiculaires à l'autoroute A19
Nombre total de transects	18
Distance entre les transects	100 m
Nombre total de quadrats d'échantillonnage	96
Type d'échantillonnage	systématique
Règles de positionnement des quadrats au sein de chaque transect	-un quadrat par peuplement identifié sur le plant d'aménagement fourni par SOCALY + un quadrat en bordure du site. - 4 quadrats minimum par transect (règle définie pour les transects ne présentant qu'un seul type d'aménagement paysager tout au long du transect)
Distance entre quadrats	Variable (dans zone homogène du couvert étudié)
Période d'échantillonnage	-avril et juin 2010 -avril et juin 2011
Strate inventoriée	Inférieure (non muscinale)

Annexe 3-11 : Valences écologiques indicatrices des espèces végétales (Ellenberg)

CRITERE ECOLOGIQUE	VALEURS
L : Lumière	1 : hypersciaphiles 2 : sciaphiles 3 : intermédiaires 4 : hémisciaphiles 5 : intermédiaires 6 : hémihéliophiles 7 : intermédiaires 8 : héliophiles 9 : hyperhéliophiles
T : Température	1 : alpines à nivales, altiméditerranéennes 2 : subalpines, oroméditerranéennes 3 : montagnardes 4 : collinéennes, psychroatlantiques 5 : planitiales à montagnardes 6 : planitiales thermophiles, thermoatlantiques, thermocontinentales, subméditerranéennes, supraméditerranéennes 7 : eury méditerranéennes, méditerranéo-atlantiques 8 : mésoméditerranéennes 9 : thermoméditerranéennes à subdésertiques
C : Continentalité	1 : marines à maritimes 2 : hyperocéaniques 3 : océaniques 4 : subocéaniques 5 : intermédiaires 6 : précontinentales 7 : subcontinentales 8 : continentales 9 : hypercontinentales
F : Humidité édaphique	1 : hyperxérophiles (sclérophiles, ligneuses microphylls, réviviscentes) 2 : perxérophiles (caulocrassulescentes subaphylles, coussinets) 3 : xérophiles (velues, aiguillonnées, cuticule épaisse) 4 : mésoxérophiles 5 : mésohydriques 6 : mésohygrophiles 7 : hygrophiles (courtement inondables, en semaines) 8 : hydrophiles (longuement inondables, en mois) 9 : amphibies saisonnières (hélrophytes exondés une partie minoritaire de l'année) 10 : amphibies permanentes (hélrophytes semiémergés à base toujours noyée) 11 : aquatiques superficielles (0-50cm) 12 : aquatiques profondes (1-3m)
R : Réaction du sol (pH)	1 : hyperacidophiles 2 : acidophiles 3 : intermédiaires 4 : acidoclines (pH<5,5) 5 : intermédiaires 6 : neutroclines (pH>5,5) 7 : neutrophiles 8 : basophiles 9 : hyperbasophiles
N : Nutriments du sol	1 : hyperoligotrophiles 2 : oligotrophiles 3 : intermédiaires 4 : mésooligotrophiles 5 : mésotrophiles 6 : mésoeutrophiles 7 : intermédiaires 8 : eutrophiles 9 : polytrophiles

Annexe 3-12 : Valeurs de a_0 et a_1 obtenue par la méthode de calibration généralisée pour un sol minéral (Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK)

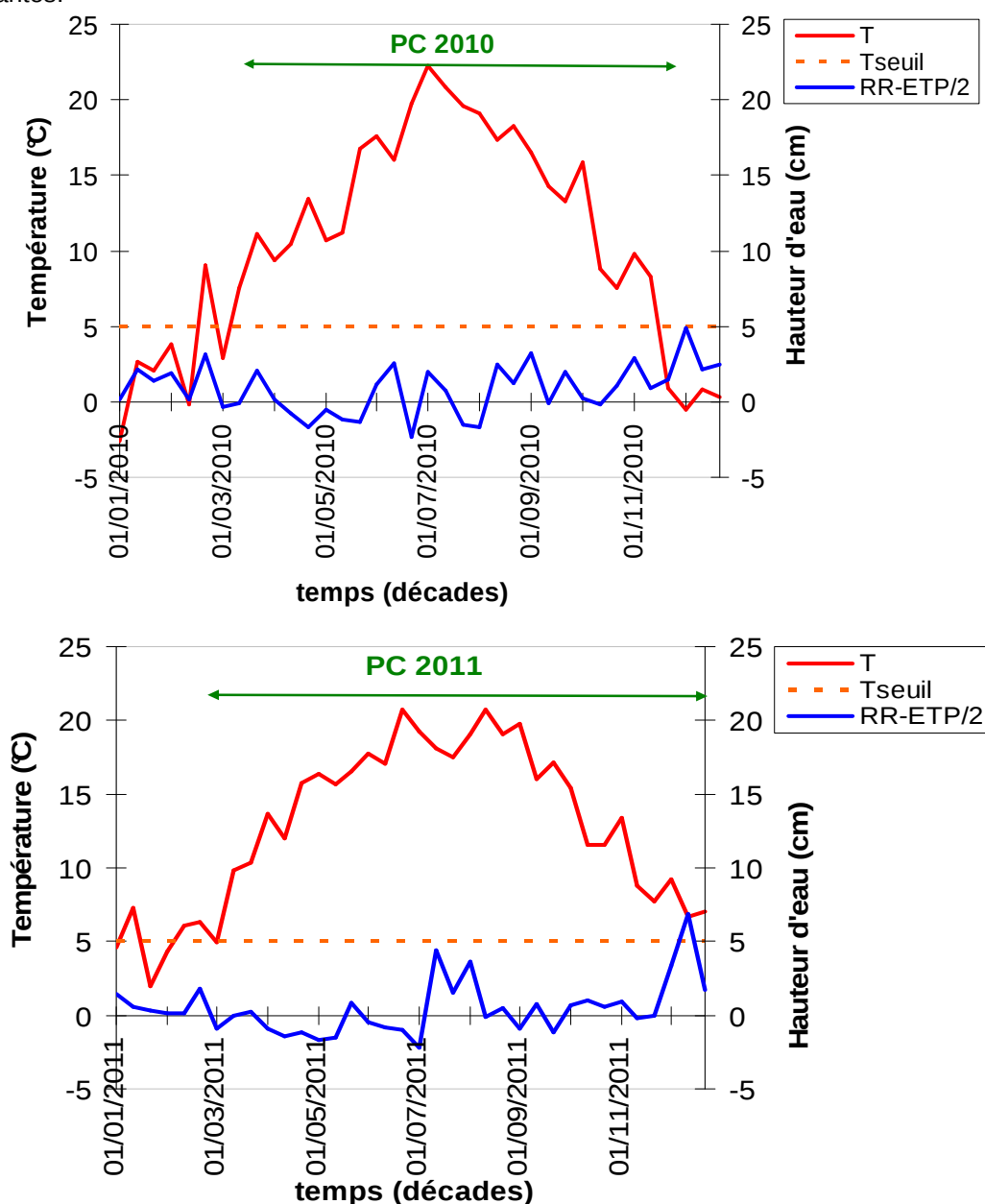
Les valeurs de a_0 et a_1 pour un sol minéral sont définies par le constructeur et ont été utilisées pour sa calibration en usine. Elles ont été obtenues par des analyses sur un grand nombre de sol

- $a_0 = 1,6$

- $a_1 = 8,4$

Annexe 4-1 : Représentations graphiques des périodes de croissance au sein du Mont-aux-Liens en 2010 et 2011. T = température moyenne par décades (°C), Tseuil = la température seuil de 5°C ; RR = précipitations moyennes journalière par décades (mm) , ETP = évapotranspiration moyenne par décades (mm)

On considère qu'une fois que cette croissance a débuté, le couvert ne disparaît pas entre ces bornes malgré les oscillations des précipitations. Seule la croissance est ralentie par des précipitations insuffisantes.

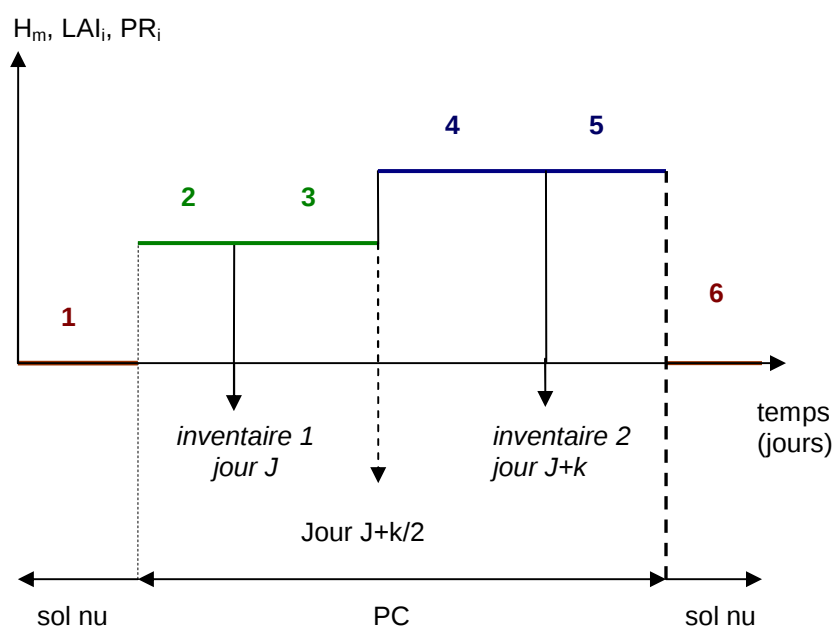


Annexe 4-2 : Méthodologie de détermination in situ de la hauteur moyenne du couvert de chaque quadrat d'échantillonnage.

En 2011, on mesure la hauteur moyenne h_i de chaque espèce présentant un coefficient d'abondance/dominance supérieur ou égal à 1 pour les deux campagnes d'inventaires floristiques (deux dates). h_i est la distance mesurée du pied à l'extrémité de l'inflorescence quand elle est présente ou du rameau pour les espèces herbacées érigées. Pour les espèces rampantes, la hauteur moyenne de l'espèce est la distance entre l'extrémité de l'inflorescence et le sol, mesurée perpendiculairement à celui-ci. Afin de mesurer la hauteur la plus représentative, un minimum de trois mesures de hauteur est réalisé pour chaque espèce.

Annexe 4-3 : Méthodologie de l'interpolation des hauteurs de couvert pondérées, du LAI et de la profondeur racinaire pondérée sur l'ensemble de la période de croissance

Le sol est nu hors période de croissance (intervalle 1 et 6). H_m, LAI_i et PR_i valent « zéro » pendant ces jours. On considère que, pendant la période de croissance (PC), avant le jour J (intervalle 2) et après le jour J+k (intervalle 5), les valeurs mesurées pendant les inventaires s'appliquent. Elles s'appliquent également durant la moitié du nombre de jours qui séparent ces deux dates ($k/2$), après l'inventaire 1 (intervalle 3) et avant l'inventaire 2 (intervalle 4). De cette façon, le poids accordé aux deux valeurs mesurées durant les deux dates d'inventaire est le même.



Annexe 4-4 : définition de l'indice de Moran.

$$I = \frac{n}{m} * \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_i (z_i - \bar{z})^2}$$

I = Indice de Moran

z_i = valeur de la variable au point "i" et de moyenne $\bar{z}$

i = unité de référence

j = unités voisines du point "i", définies par la matrice w_{ij}

n = nombre total d'individus dans l'échantillon ($\sum_i$)

m = nombre total de paires de voisins ($\sum_i \sum_j w_{ij}$)

w_{ij} = matrice de pondération

L'indice I de Moran s'interprète comme un coefficient de corrélation classique. Il varie entre -1 et +1.

- $I = -1$: autocorrélation spatiale négative = les voisins ont des valeurs opposées ; la distribution spatiale de la variable étudiée est dispersée
- $I = 1$: autocorrélation spatiale positive = les voisins ont des valeurs semblables ; la distribution spatiale de la variable étudiée est agrégée.
- Lorsque I tend vers « zéro », il n'y a pas d'autocorrélation spatiale.

La conceptualisation de la relation entre les coordonnées spatiales et la valeur de la variable étudiée est réalisée selon la méthode de la distance inverse (Distance Euclidienne).

Annexe 4-5 : Résultats des analyses d'autocorrélation spatiale de θ (a) et H_{zr} (b) (par décades sur 2010 et 2011) (ArcGIS). nc = non corrélé spatialement

a-

Numéro de décade	I de Moran	Déviati on standard	Conclusion
1	0.02	0.18	nc
2	0.02	0.19	nc
3	0.01	0.14	nc
4	0.01	0.14	nc
5	0.01	0.16	nc
6	0.03	0.26	nc
7	0	0.1	nc
8	0.04	0.29	nc
9	0.03	0.26	nc
10	0.03	0.24	nc
11	0.03	0.27	nc
12	0.03	0.28	nc
13	0.03	0.25	nc
14	0.02	0.2	nc
15	0.01	0.12	nc
16	0.02	0.18	nc
17	0.03	0.24	nc
18	0.02	0.22	nc
19	0.01	0.13	nc
20	0.03	0.28	nc
21	0.01	0.16	nc
22	0.01	0.14	nc
23	0.01	0.16	nc
24	0.04	0.3	nc
25	0.02	0.18	nc
26	0.04	0.29	nc
27	0.04	0.3	nc
28	0.06	0.46	nc
29	0.05	0.36	nc
30	0.05	0.05	nc
31	0.04	0.34	nc
32	0.02	0.17	nc
33	0.02	0.18	nc
34	0.01	0.16	nc
35	0.02	0.19	nc
36	0.02	0.19	nc
37	0.02	0.19	nc
38	0.01	0.13	nc
39	0.01	0.15	nc

40	0.02	0.17	nc
41	0.02	0.17	nc
42	0.03	0.25	nc
43	0.04	0.3	nc
44	0.02	0.22	nc
45	0.02	0.19	nc
46	0.02	0.22	nc
47	0.03	0.25	nc
48	0.02	0.22	nc
49	0.03	0.23	nc
50	0.02	0.21	nc
51	0	0.1	nc
52	0	0.07	nc
53	0	0.1	nc
54	0.02	0.18	nc
55	0.02	0.22	nc
56	0.01	0.16	nc
57	-0.01	-0.01	nc
58	0.01	0.13	nc
59	0.01	0.12	nc
60	0.01	0.16	nc
61	0	0.08	nc
62	0	0.1	nc
63	0.02	0.17	nc
64	0.02	0.19	nc
65	0.02	0.19	nc
66	0.01	0.12	nc
67	0.01	0.16	nc
68	0.01	0.13	nc
69	0.01	0.12	nc
70	0.01	0.16	nc
71	0.01	0.12	nc
72	0.02	0.2	nc

b-

Numéro de décade	I de Moran	Déviatiion standard	Conclusion
1	0.01	0.13	nc
2	-0.03	-0.13	nc
3	-0.01	0	nc
4	-0.01	0	nc
5	0	0.05	nc
6	-0.02	-0.06	nc
7	-0.01	0.06	nc
8	0	0.04	nc
9	-0.01	-0.03	nc
10	0.04	0.37	nc
11	0	0.09	nc
12	0	0.07	nc
13	-0.01	0.02	nc
14	0	0.1	nc
15	0.04	0.31	nc
16	0.05	0.4	nc
17	-0.01	0.05	nc
18	0.06	0.47	nc
19	0.02	0.21	nc
20	0.04	0.38	nc
21	0.04	0.33	nc
22	0.05	0.37	nc
23	0.06	0.5	nc
24	0.01	0.17	nc
25	0.05	0.39	nc

26	-0.02	-0.11	nc
27	0.02	0.31	nc
28	-0.03	-0.18	nc
29	-0.03	-0.17	nc
30	-0.01	0.04	nc
31	0	0.11	nc
32	0	0.52	nc
33	0	0.56	nc
34	0	0.55	nc
35	0	0.58	nc
36	0	0.59	nc
37	0	0.48	nc
38	-0.02	-0.11	nc
39	-0.04	-0.19	nc
40	-0.02	-0.1	nc
41	-0.01	0.02	nc
42	0	0.07	nc
43	-0.01	0.01	nc
44	-0.02	-0.04	nc
45	-0.01	-0.02	nc
46	-0.04	-0.17	nc
47	0	0.04	nc
48	-0.01	0.02	nc
49	-0.01	0.03	nc
50	0	0.1	nc
51	0.02	0.19	nc
52	0.01	0.15	nc
53	0.03	0.29	nc
54	0.01	0.18	nc
55	0.01	0.16	nc
56	0	0.07	nc
57	0.24	1.57	nc
58	0.05	0.4	nc
59	0.14	0.93	nc
60	0.02	0.21	nc
61	0.04	0.35	nc
62	-0.01	-0.03	nc
63	0.02	0.24	nc
64	0.02	0.19	nc
65	-0.01	0.01	nc
66	-0.03	-0.11	nc
67	-0.12	-1.09	nc
68	-0.1	-0.68	nc
69	-0.01	-0.01	nc
70	0.11	0.77	nc
71	-0.01	0.06	nc
72	-0.01	-0.03	nc

ABSTRACT

Human activities are responsible for high modifications in ecosystems functioning. It is recognized that these impacts cause definitive and high losses rate of biodiversity in every components of wildlife. Due to regulation, construction companies are bound to evaluate environmental impacts of the infrastructure construction projects (eg: roads), and more particularly, impacts on biodiversity. Companies are also bound to propose measures to avoid, reduce or mitigate residuals impacts by the creation or restoration planning of biodiversity. Unfortunately, there are not existing tools and methods clearly defined by regulation for such plans. Most of the time, predictions and environmental evaluations fail in measuring the impacts on biodiversity and efficiency of conservation planning. The research program that we conducted aimed at (i) proposing a new methodological approach in order to characterise processes and abiotic parameters which impact biodiversity of plant communities, (ii) analysing conservatory plans efficiency and (iii) proposing measures for biodiversity valuation in our study case.

Our study was realised in a landscaping project zone along the A19 highway, Loiret, France. Seedling and planting were done two years before our study began. Only hydrological processes were studied based on mechanistic modelling using Hydrus-1D software. Spatiotemporal variations of the soil volumetric water content, soil matric potential and plant water stress index were measured. In the same plots, spatial and interannual variabilities of the quantitative and qualitative plant diversity were evaluated by specific richness, evenness, β -diversity measurements and by analyzing the species origin, biological forms, adaptative strategies, ecological requirements, and diagnostic species of communities for two years (2010 and 2011).

Spatial distribution of each plant community was modelled using a generalized linear model strategy with abiotic parameters produced by soil physical and chemical analytical properties and results from Hydrus 1D hydrological modelling.

We compared results of our biodiversity analysis with the constructor's site objectives at the species and community levels. Our results showed a uniform hydrological functioning in the whole site due to poorly contrasted soil properties. Water transfer in soil was essentially vertical. Soil humidity fastly increased when heavy rainfalls were registered and fastly decreased under drought conditions. Saturated conditions in the whole study site have never been observed in winter nor summer. Water stress index was high and persistence throughout the vegetation period. It increased fastly during the growing season up to a critical level at the beginning of summer. Its values remained high until the growing season stopped and plants were permanently wilted. Water seemed to be a limiting resource for plants settlement and growing. Specific density was low and remained unchanged in space and time. The floristic composition tended to be homogeneous between 2010 and 2011. Herbaceous annual species, which fastly grow, were present. Most of them were ruderal, coming from seedling. They developed well in basic, mesotrophic and xeric soils and in intense lighting conditions. Our results showed that the spatial distribution of plant communities was mainly independent of soil conditions and determined by environmental stochastic processes. In addition, plant communities were not clearly defined from phytosociological criteria. As a consequence, our methodological approach seemed to be poorly adapted for studying pioneer ecological systems which are still impacted by seedling. Performance analysis revealed that observed quantitative and qualitative biodiversities were significantly different from the planned one, at species and habitats scales, in terms of soil humidity, soil pH, and temperature. The constructor planning was thus considered to be poorly adapted to the actual soil conditions.

We defined new objectives to valuate the plant biodiversity study site. The two projects which have been proposed were mainly differing from each other by reference habitat types and measures that are needed to restore soil fertility and biotic interactions.

Key words: Roads, environmental evaluation methods, niche-based model, water stress index, soil water content, plant community modelling, ecological performance.

RESUME

L'anthropisation croissante des territoires a conduit à la transformation profonde des écosystèmes et à une perte massive, rapide et irréversible de la biodiversité. La réglementation nationale française impose aujourd'hui aux aménageurs du territoire d'évaluer, a priori et a posteriori, les impacts environnementaux de leurs projets de construction (ex : infrastructures routières) et notamment les impacts sur la biodiversité. Cette réglementation impose également de proposer des mesures d'évitement, de réduction, et de compensation, lorsqu'il existe des impacts résiduels, par la création ou la restauration de la biodiversité dégradée. En l'absence d'outils performants à disposition des gestionnaires, les échecs de la prédiction des impacts et de l'évaluation de l'efficacité des mesures conservatoires sont nombreux. L'objectif général de cette thèse est de proposer une nouvelle approche méthodologique pour (i) caractériser les processus et les paramètres abiotiques impactant la diversité végétale des communautés, (ii) analyser l'efficacité d'un projet de création et (iii) proposer, à la lecture de ces résultats, des nouvelles mesures de valorisation de la biodiversité végétale du site d'étude.

Le site étudié est un aménagement paysager autoroutier, au sein duquel des semis et des plantations ont été réalisées par le constructeur, deux ans avant le début de notre étude. Nous avons restreint l'étude mécaniste du compartiment abiotique à celle du fonctionnement hydrologique (modélisé à l'aide d'HYDRUS-1D). Nous avons examiné l'existence ou non de variabilités spatio-temporelles (i) de la teneur en eau volumique du sol, (ii) de son potentiel matriciel, et (iii) de l'intensité du stress hydrique du couvert végétal. Les variabilités spatiales et interannuelles de la diversité végétale quantitative (richesse spécifique, équitabilité, β -diversité) et qualitative (origine des espèces, types biologiques, stratégies adaptatives, preferendums écologiques, espèces diagnostiques des communautés) ont été étudiées pendant deux ans (2010 et 2011) au niveau des 88 placettes ayant fait l'objet de la modélisation hydrologique. La distribution spatiale des communautés végétales a ensuite été modélisée grâce à un modèle linéaire généralisé, à partir de paramètres abiotiques issus d'analyses physicochimiques et de la modélisation hydrologique. L'analyse de la performance écologique du site d'étude, en terme de biodiversité végétale, par rapport aux objectifs envisagés à long terme par le constructeur, a été réalisée, à l'échelle spécifique et à celles des communautés.

Les résultats montrent un fonctionnement hydrologique uniforme au sein du site d'étude en raison de conditions pédologiques peu contrastées. Le système est dominé par les écoulements verticaux : il s'humidifie rapidement en présence de fortes précipitations, mais s'assèche également rapidement en période de sécheresse. Il demeure insaturé en période hivernale comme en période estivale et sur toute la zone d'étude. Le stress hydrique du couvert végétal est élevé et systématique. Le stress hydrique s'intensifie rapidement pendant la croissance de la végétation. Son niveau atteint au début de l'été est critique et son évolution jusqu'à la fin des périodes de croissance traduit un flétrissement permanent du couvert. L'eau constitue donc un facteur limitant fortement et uniformément le développement de la végétation sur l'ensemble du site d'étude. La densité spécifique végétale est faible, spatio-temporellement stable. Le cortège végétal tend à s'homogénéiser légèrement entre 2010 et 2011 : il est composé d'espèces herbacées annuelles à croissance rapide, principalement rudérales, issues pour partie des semis, neutrophiles, principalement mésotrophiles, xérophiles et héliophiles. Nos résultats montrent la prédominance de la stochasticité environnementale dans la détermination des schémas de distribution spatiale des communautés. De plus ces dernières ne représentent pas des groupements végétaux clairement définis. Ainsi, notre approche de modélisation apparaît peu adaptée à l'étude de systèmes pionniers et trop fortement impactés par des semis. L'analyse de la performance écologique montre que les diversités végétales quantitative et qualitative observées sont significativement différentes de celle planifiées, à l'échelle des espèces et à celle des habitats envisagés. Les preferendums écologiques et des stratégies adaptatives mesurées contrastent avec ceux mis en place par le constructeur pour les conditions d'humidité, de pH, de température du sol. Cette observation révèle que les conditions abiotiques in situ ne concordent pas avec celles nécessaires pour que la succession végétale évolue vers la mosaïque d'habitats prévue initialement pour l'aménagement considéré. Ces résultats montrent la nécessité de définir de nouveaux objectifs de biodiversité végétale. Les deux projets proposés contrastent par les habitats de référence proposés, les efforts de restauration des conditions abiotiques (fertilité, contrôle du rapport P/N, humidité) et des conditions biotiques (semis et plantation).

Mots-clés : routes, méthodes d'évaluation environnementale, modèle de niche écologique, stress hydrique, teneur en eau, modélisation de la biodiversité végétale, performance écologique.