



École Pratique
des Hautes Études



MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES
Sciences de la Vie et de la Terre

Mémoire

présenté
par

David ROLLAND

pour l'obtention du Diplôme « Sciences de la Vie et de la Terre »

**Évaluation de la biodiversité des paysages bocagers
et validation d'outils de diagnostic**

Soutenu le 9 janvier 2020 devant le jury suivant :

- Mme HELY-ALLEAUME Christelle - Présidente
- M. BAUDRY Jacques – Tuteur scientifique
- M. MIAUD Claude – Tuteur pédagogique
- M. BERGEROT Benjamin - Rapporteur
- Mme JAMET Camille - Examineur

Mémoire préparé sous la direction de :

BAUDRY Jacques

INRA UMR Biodiversité AGroécologie et Aménagement du Paysage (BAGAP)

Directrice : AVIRON Stéphanie

et de

MIAUD Claude

EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre) - Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés

Directeur : MIAUD Claude



École Pratique
des Hautes Études



MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES
Sciences de la Vie et de la Terre

Mémoire

présenté
par

David ROLLAND

pour l'obtention du Diplôme « Sciences de la Vie de la Terre »

**Évaluation de la biodiversité des paysages bocagers
et validation d'outils de diagnostic**

Soutenu le 9 janvier 2020 devant le jury suivant :

- Mme HELY-ALLEAUME Christelle - Présidente
- M. BAUDRY Jacques – Tuteur scientifique
- M. MIAUD Claude – Tuteur pédagogique
- M. BERGEROT Benjamin - Rapporteur
- Mme JAMET Camille - Examineur

Mémoire préparé sous la direction de :

BAUDRY Jacques

INRA UMR Biodiversité AGroécologie et Aménagement du Paysage (BAGAP)

Directrice : AVIRON Stéphanie

et de

MIAUD Claude

EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre) - Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés

Directeur : MIAUD Claude

Remerciements

La réalisation de ce diplôme est avant tout la concrétisation d'un projet qui remonte à quelques années.

Ce paysage qu'est le bocage, c'est l'espace où j'ai grandi et où je vis. Apprendre à le connaître et le comprendre est pour moi une nécessité amorcé dès le plus jeune âge. J'ai pratiqué l'observation de la faune et de la flore qui y vivent. J'ai d'abord appris à les reconnaître avant de les connaître un peu mieux et de choisir cette orientation professionnelle pour mettre à profit passion et savoir, souvent acquis par l'observation.

La rencontre avec Catherine, passionnée, une connaissance des territoires inégalable, et Jacques, fort d'une carrière complète consacrée aux paysages, et surtout aux bocages a permis l'émergence de ce projet « Bocage et Biodiversité », amorcé sur le bassin versant du Léguer. Il a pris une ampleur que l'on n'imaginait pas. Le déploiement du « Label haie » a donné une dimension nationale au PGDH. La mise en œuvre des outils d'identification des continuités écologiques sur le territoire de LTC laisse présager une réelle prise en compte de la TVB dans les projets territoriaux et le travail sur les carabidés, une diversité extraordinaire qui nous renseigne sur le fonctionnement des paysages, une belle découverte !

Je vais essayer de remercier au mieux, toutes les personnes qui m'ont accompagné dans cette formidable aventure.

Mes premiers remerciements vont à Jacques BAUDRY, mon tuteur scientifique et à l'INRA UMR BAGAP de m'avoir accepté comme stagiaire. Cette étude n'aurait jamais eu lieu sans lui et sans la précieuse confiance qu'il m'a accordée. Sa gentillesse et sa compétence démesurée sont autant de qualités qui multiplient le plaisir de travailler en sa compagnie. UN TRES GRAND MERCI.

Un grand merci également à Catherine MORET avec qui j'ai amorcé ce « grand » dossier, qui m'a soutenu et encouragé dans la conquête de ce diplôme et avec qui j'ai un plaisir immense à parler de « nos haies ». Une partie de ce travail lui appartient.

Je remercie Claude MIAUD, qui a accepté d'être mon tuteur pédagogique, pour m'avoir accompagné, pour la qualité de nos échanges et pour l'ensemble de l'enseignement dispensé.

Un grand Merci à Yvon MEHAUTE, mon employeur, pour la confiance qu'il m'accorde et les facilités dont il a fait preuve pour le suivi des formations et son soutien sans faille au projet « Bocage et Biodiversité ».

Un grand Merci à toutes les collectivités territoriales partenaires et particulièrement leurs technicien(ne)s pour leur investissement et la qualité de nos relations.

Je remercie Pierline, Hugues, Mélanie, Mathieu, Ronan pour les précieuses remarques apportées en comité technique à l'égard de ce travail. Je remercie évidemment tous les/mes stagiaires successifs sans qui ce travail n'aurait jamais pu aboutir ; Claire, Raphaële, Timothée, Lisa, Mathilde D., Audrey, Yonie, Enzo, Loïc, Pauline, Mathilde G, UN GRAND MERCI ! Une attention toute particulière pour Timothée, MERCI pour sa patience et les aides diverses et variées qu'il a pu m'apporter. Reconnaissance !

Je remercie aussi les deux collègues, techniciens de l'INRA, Jean Luc Roger et Arnaud Maillard.

Je tiens aussi à remercier l'Afac-Agroforesteries et particulièrement Paule Pointereau et Baptiste Sanson pour nos collaborations fructueuses.

Je n'oublie pas tous mes collègues de la fédé qui depuis trois ans me voient par intermitence. Je vous remercie chaleureusement pour les suppléances et les coups de main.

Je remercie évidemment mon ami Nicolas Gasco, qui m'a motivé, puis mobilisé pour engager l'inscription au diplôme SVT de l'EPHE.

Avec émotion, je remercie tous mes proches, ma mère, mon frère, Gilles, Cécile et Nathan, mon filleul, qui me font confiance et m'auront soutenu durant l'intégralité de ce parcours formidable et une pensée constante et inégalable pour Annabelle, ma compagne, et mes enfants, Loann et Goulvonn : « je vais dorénavant être plus disponible ! » Ce travail vous est dédié !

Je pense aussi aux agriculteurs, gestionnaires de bocage, qui ont contribué à l'étude en nous permettant la réalisation des inventaires dans leurs parcelles.

Enfin, je salue et remercie sincèrement toutes les personnes que j'aurais pu malencontreusement oublier et qui ont concouru à la réussite de ce travail.

Table des matières

Table des matières	4
Liste des annexes	7
Liste des abréviations	8
Introduction	10
1 – L'émergence du projet « Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Légier »	13
1.1. Présentation du secteur d'étude	13
1.2. Naissance d'un partenariat	13
1.2. Objectifs	14
2 – Création d'une méthode à l'échelle d'un territoire pour la définition des continuités écologiques et l'identification de la trame verte et bleue	15
2.1. De nouvelles perceptions du paysage	15
<u>2.1.1. Les écopaysages</u>	15
<u>2.1.2. Le grain bocager</u>	16
3 – Elaboration d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion	18
3.1. Objectifs	19
3.2. Matériel et méthode	20
<u>3.2.1. Forme de l'outil</u>	20
<u>3.2.2. Construction de l'indicateur : le choix des critères (variables descriptives)</u>	20
<u>3.2.3. Quantification de la signification écologique</u>	21
<u>3.2.4. Optimisation de la forme de l'outil</u>	21
<u>3.2.5. Valorisation des données PGDH</u>	22
3.3. Résultats	23
<u>3.3.1. Implantation de la haie</u>	24
3.3.1.1. Critère 1 : implantation de la haie (talus, billon, haie à plat)	24
3.3.1.2. Critère 2 : présence et largeur de l'ourlet herbeux	26
3.3.1.3. Critère 3 : lianes présentes dans les étages 1 (0 à 0.3 m) et 2 (0.3 à 2 m)	27
<u>3.3.2. Structure verticale et horizontale de la haie</u>	28
3.3.2.1. Critères 4 et 5 : Stratification, présence des étages (déterminés par la hauteur et la continuité)	28

3.3.2.2. Critère 6 : largeur des houppiers ou couronne	30
3.3.2.3. Critère 7 : richesse en espèces ligneuses et semi-ligneuses	31
3.3.2.4. Critère 8 : richesse en espèces ligneuses d'intérêt local	32
3.3.2.5. Critère 9 : habitats spécifiques de la haie	33
<u>3.3.4. Déroulement et étapes de réalisation d'un PGDH</u>	35
3.4. Discussion – Conclusions (du thème 1)	35
4 – Réalisation d'une évaluation participative de la biodiversité des haies. Démonstration de la haie comme réservoir de biodiversité. Validation de méthodes de diagnostic et d'évaluation indirecte de la biodiversité des bocages	38
4.1. Les coléoptères carabiques	38
4.2. Objectifs	38
4.3. Matériel et Méthode	39
<u>4.3.1. Présentation des zones d'étude</u>	39
<u>4.3.2. Matériel biologique</u>	40
<u>4.3.3. Plan d'échantillonnage – sélection des haies</u>	41
<u>4.3.4. Plan d'expérience – Relevés de carabiques</u>	42
<u>4.3.5. Flore</u>	43
<u>4.3.6. Etude du paysage</u>	43
4.3.6.1. Le grain bocager	43
4.3.6.2. Les écopaysages	44
<u>4.3.7. Analyses statistiques</u>	45
4.4. Résultats	48
<u>4.4.1. Examen du peuplement carabique – Traits biologiques et traits de vie</u>	48
<u>4.4.2. Description du peuplement carabique breton (d'après les captures réalisées)</u>	49
<u>4.4.3. Paysages et peuplements carabiques</u>	52
4.4.3.1. Peuplements des sites d'études (effet site) et des pratiques agricoles (effet système agricole)	52
4.4.3.2. Comparaison des sites, toutes espèces	54
4.4.3.3. Espèces forestières et de lisière – tous les sites	54
4.4.3.4. Espèces forestières par agrosystème	60
4.4.3.5. Structures paysagères et communautés carabiques forestières	64
<u>4.4.4. Influence des pratiques agricoles sur les communautés carabiques – effet « système agricole »</u>	70
4.4.4.1. Indicateurs globaux de biodiversité	71
4.4.4.2. Changement de communautés carabiques	73

4.4.4.3	Systèmes agricoles et états de la haie	74
4.4.4.4.	Effet des pratiques agricoles (systèmes) sur les écotypes et les morphotypes	76
<u>4.4.5.</u>	<u>Effets des micro-habitats</u>	<u>77</u>
4.4.5.1.	Comparaisons entre ligne A (cœur de la haie), ligne C (interface haie-parcelle) et ligne D (15 m dans la parcelle) – Effets sur les espèces forestières	77
4.4.5.2.	Examen des variables qualitatives	78
4.4.5.3.	Effets des micro-habitats : examen des compartiments constituant la haie	80
4.4.5.4.	Résultats	81
4.4.5.4.1.	Carabiques forestiers, tous sites, tous systèmes ~ état de la haie	81
4.4.5.4.2.	Effets de l'état de la haie au sein des systèmes agricoles	82
<u>4.4.6.</u>	<u>Quantification de la signification écologique des scores du Plan de Gestion Durable des Haies, du Grain bocager et des Ecopaysages</u>	<u>86</u>
4.4.6.1.	Indices pondérés du PGDH	86
4.4.6.2.	Influence sur l'ensemble du peuplement carabique en écosystème (ACD)	86
4.4.6.3.	Influence sur l'ensemble du peuplement v=carabique de la haie (AC)	87
4.4.6.4.	Relation entre le peuplement carabique forestier de l'écosystème ACD et de la haie en les valeurs du PGDH	87
4.4.6.5.	Relation entre la flore herbacée forestière de la haie et les valeurs PGDH	88
4.4.6.6.	Croisement entre les valeurs PGDH, le Grain bocager, la richesse (S) et l'activité-densité des coléoptères carabiques forestiers et les agrosystèmes	89
4.5.	Discussion (du thème 2)	91
<u>4.5.1.</u>	<u>Matériel et Méthode</u>	<u>91</u>
4.5.2.	Examen du peuplement carabique – Traits biologiques et traits de vie	92
<u>4.5.3.</u>	<u>Paysages et communautés carabiques</u>	<u>94</u>
4.5.3.1.	Structure bocagère et communautés carabiques forestières – Les effets de la maille, le grain bocager	95
4.5.3.2.	Les écopaysages	96
<u>4.5.4.</u>	<u>Influence des pratiques agricoles sur les communautés carabiques, l'effet « système agricole »</u>	<u>97</u>
<u>4.5.5.</u>	<u>Effets des micro-habitats, de l'état de la haie et des systèmes agricoles</u>	<u>99</u>
4.5.5.1.	Comparaison des lignes de captures	99
4.5.5.2.	Examen des variables qualitatives	99
4.5.5.3.	Effets des micro-habitats : examen des compartiments constituant la haie	99
4.5.5.4.	Effets de la haie au sein des systèmes	100
<u>4.5.6.</u>	<u>Quantification de la signification écologique des « scores » du PGDH</u>	<u>101</u>
5 –	CONCLUSIONS GENERALES	103
	Références bibliographiques	108

Annexes

Annexe 1 : Fiche de présentation détaillée du programme « Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer	120
Annexe 2 : Carte des écopaysages de la Bretagne à l'échelle 3 km	122
Annexe 3 : illustration du calcul de la valeur du grain bocager décrivant le paysage dans un cercle de 350 m de diamètre à la périphérie de la haie décrite	123
Annexe 4 : Déroulement et étapes de réalisation d'un PGDH	124
Annexe 5 : Liste des espèces de coléoptères carabiques capturés au cours de l'étude, abréviations utilisées sur les figures et écotypes	129
Annexe 6 : Liste des coléoptères carabiques inféodés à un site par système agricole établie par la méthode « Indicator value »	131
Annexe 7 : Liste des espèces inféodées à un système agricole sur le bassin versant du Léguer (Méthode de l'indicator value)	133
Annexe 8 : Cercle de corrélation des variables quantitatives et graphes des variables qualitatives issues de l'analyse mixte AMx	134
Annexe 9 : Liste intégrale des carabes capturés par site et par système. Les 10 espèces les plus abondamment capturées sur chaque zone apparaissent en rouge.	135
Annexe 10 : Tableau présentant l'intégralité des tests effectués par analyse canonique des correspondances (ACC) entre les peuplements carabiques et les variables descriptives de la haie critères (PGDH)	136
Annexe 11 : Tests ACC mettant en relation l'ensemble des peuplements carabiques forestiers des écocomplexes et des haies, tous agrosystèmes confondus, avec les variables descriptives de la haie (critères PGDH)	137
Annexe 12 : Tests ACC mettant en relation l'ensemble des peuplements carabiques, par système agricole, avec les variables descriptives des haies inventoriées (critères PGDH)	139
Annexe 13 : Liste des espèces herbacées et d'arbrisseaux identifiées dans les étages 1 et 2 des haies inventoriées.	141
Annexe 14 : Tests de corrélation sur les indices de composition entre les valeurs PGDH et l'ensemble du peuplement carabique à l'échelle de l'écocomplexe (lignes A, C et D)	144

Liste des abréviations

ACC: Analyse CANonique des Correspondances

ACE: Assistance Continuités Ecologiques en Nouvelle Aquitaine

AFAC-Agroforesteries : Association française arbres champêtres et Agroforesteries

AGENB : Association des Gestionnaires des Espaces Naturels Bretons

ATBVB; Association des Techniciens de Bassins Versants

BD TOPO: Base de données topographique de l'IGN

CBNB : Conservatoire National Botanique de Brest

CSEB: Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne

CNPF : Centre National de la Propriété Forestière

Ctifl : Centre technique interprofessionnel des fruits et légumes

DREAL: Direction Régionale de l'Environnement, de l'Alimentation et du Logement

EEE : Espèces Exotiques Envahissantes

EM : Millenium Ecosystem Assessment

EP : Ecopaysage

FDC : Fédération Départementale des Chasseurs

FEDER: Fond Européen de Développement Régional

GRETIA: Groupe d'étude des Invertébrés Armoricaains

IBP : Indice de Biodiversité Potentielle

IGN: Institut National de l'Information Géographique et Forestière

IGN: Institut National de l'Information Géographique et Forestière

INRA UMR BAGAP : Institut National de Recherche Agronomique – Unité Mixte de Recherche – Biodiversité Agro-écologie et Aménagement du Paysage

INRA UMR Dynafor : Institut National de Recherche Agronomique – Unité Mixte de Recherche – Dynamique et Ecologie des Paysages Agro-forestiers

INRA SAD : Institut National de Recherche Agronomique - Sciences pour l'Action et le Développement

IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

LTC : Lannion Trégor Communauté (Communauté d'Agglomération de Lannion)

MAA: Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation

MNHN: Muséum National d'Histoire Naturelle

MTES : Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire

ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

PGDH : Plan de Gestion Durable des Haies

PLU-PLUi : Plan Local d'Urbanisme ; Plan Local d'Urbanisme intercommunal

SCIC : Société Coopérative d'Intérêt Collectif

SCOT : Schéma de Cohérence Territoriale

TVB: Trame Verte et Bleue

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

Introduction

Depuis la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, afin de répondre à une demande massive de matière première (nourriture, eau douce, bois, fibre...) induite par l'augmentation de la population mondiale (<http://www.ined.fr>), l'homme a dû intensifier de façon spectaculaire les surfaces agricoles (cultures, pâturage,...) pour exploiter massivement les agro-écosystèmes (disparition progressive des espaces de naturalité). En même temps, il a délaissé les zones difficiles à exploiter faisant apparaître l'enfrichement ; Les surfaces forestières croissent à raison de + 0.7 % par an depuis 1981. Si ces changements ont contribué à des gains substantiels pour le bien être de l'homme et le développement économique des pays, l'impact sur les écosystèmes fut considérable avec une dégradation des services écosystémiques, des risques accrus d'apparition de changements non linéaires et l'accentuation de la pauvreté pour certaines catégories de personnes assure le Millenium Ecosystem Assessment (EM) en 2005 (<http://www.millenniumassessment.org/fr/index.html>).

Ceci a eu pour conséquence une perte substantielle de la diversité biologique au niveau mondial dont une forte proportion de manière irréversible. Ainsi le 20^{ème} siècle est marqué par la disparition de 270 plantes et 363 vertébrés connus. Pour les groupes les mieux renseignés, mammifères et oiseaux, les taux d'extinction sont respectivement 560 fois et 200 fois plus élevés que les taux d'extinction attendus pour une biodiversité stable. L'EM évoque la probable disparition de 12% des espèces d'oiseaux, 25% des mammifères et 32% des amphibiens d'ici à 2100. La destruction des écosystèmes et de leurs habitats étant les causes principales de déclin et une aggravation de la situation est prédictible avec les changements climatiques.

Les populations d'insectes volants en Allemagne sont en déclin de -76% en 27 ans (Hallmann *et al.*, 2017). Plus récemment, Sánchez-Bayo et Wyckhuy (2019) dressent le bilan de 73 études réalisées dans le monde. Ils évoquent un déclin de l'entomofaune. Ce sont 41% des espèces d'insectes, toutes familles confondues, qui sont en déclin dans le monde et qui risquent de disparaître d'ici quelques décennies; la principale cause identifiée étant l'intensification de l'agriculture.

Pour la faune de France, l'UICN déclare que 14% des mammifères, 24% des reptiles, 23% des amphibiens et 32% des oiseaux nicheurs sont menacés de disparition du territoire, tout comme 19% des poissons et 28% des crustacés d'eau douce (UICN France et MNHN, 2017).

Les tendances d'évolution des populations d'oiseaux liés aux milieux agricoles, depuis plus de deux décennies, sont, en France, en diminution de l'ordre de - 30% (Gonzalez et Jiguet, 2015 ; Roux *et al.*, 2016). Pour les chiroptères, pour des espèces vivant notamment en milieu agricole les mêmes tendances sont observées (Kerbirou *et al.*, 2015). Les espèces de petit gibier chassable liées à l'espace agricole (lagomorphes, gallinacés, colombidés, turdidés...) ont également vu leurs effectifs diminuer de façon inquiétante en Bretagne. Les « modifications des pratiques culturelles et la transformation des paysages liée à l'intensification de l'agriculture (disparition des haies et régression des prairies naturelles) » étant évoquées comme les raisons principales de cette évolution par les fédérations des chasseurs bretonnes (DREAL, 2010 ; <http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/orgfh-r159.html>).

Le rapport de l'IPBES, publié en mai 2019, a identifié le « changement d'usage des terres et des mers » lié en grande partie à l'expansion de l'agriculture comme l'un des cinq facteurs principaux responsables du déclin de la biodiversité à l'échelle mondiale (IPBES, 2019). Le développement de l'agriculture a provoqué une diminution et une dégradation des milieux naturels, tandis que la fragmentation et l'homogénéisation des paysages liées à l'augmentation de la taille des exploitations ont entraîné, comme évoqué précédemment, une suppression des éléments de bord de champs non productifs. La perte de ces habitats semi-naturels est un enjeu environnemental pour la conservation de la biodiversité.

Une étude européenne (Billetter *et al.* 2008) portant sur 25 paysages, répartis dans sept pays européens, a montré que la richesse spécifique des plantes vasculaires, des oiseaux et de cinq groupes d'arthropodes augmente au sein du paysage en lien avec la proportion d'éléments semi-naturels (haies, bandes enherbées). Les « paysages bocagers présentent une forte proportion de ces éléments » précise Morin-Pinaud en 2015. Leur conservation étant une des clés pour enrayer l'érosion de la biodiversité.

Les territoires bocagers, singuliers et reconnus comme tels, ont la particularité, avec les différents éléments qui les composent, de remplir un grand nombre de services environnementaux et sociaux (gestion hydraulique, préservation des sols, capitalisation du carbone, source de biodiversité, intérêts multiples pour la production agricole, cadre de vie, loisirs ...) (Baudry et Jouin *et al.*, 2003).

Les haies, considérées comme forêt linéaire, constituent un agro-écosystème composé d'une multitude de micro-habitats correspondant aux exigences écologiques de peuplements, faune et flore, diversifiés, la haie donnant ainsi une interface forestière à la parcelle agricole ; la végétation des haies est souvent proche de celle des lisières forestières (Baudry et Jouin *et al.*, 2003). La densité bocagère qui retranscrit une ambiance paysagère forestière et la qualité intrinsèque de la haie permet d'accueillir et de maintenir un maximum d'espèces forestières et agricoles dans la matrice (Tourneur et Marchandau, 1996). L'organisation en réseau permet la connexion entre les espaces qualifiés de «réservoirs de biodiversité». Elle est primordiale pour la conservation de métapopulations animales ou végétales en assurant la dispersion c'est-à-dire les échanges interindividuels et les flux de gènes indispensables à la survie d'une espèce. De nombreuses études ont démontré l'attractivité des intersections (connexion entre haies) pour la faune et la flore sauvage (Constant *et al.*, 1976 ; O.N.C., 1983 ; Lack, 1988 ; Tourneur et Marchandau, 1996 ; Vacher et Geniez, 2010). En sus de constituer un corridor écologique reconnu, la haie constitue également un espace « réservoir », un habitat à part entière pour énormément d'espèces.

Paysage façonné et entretenu par l'homme depuis le Moyen âge avec une densification du réseau de haie au 19^{ème} siècle (Millán de la Peña *et al.*, 2003 ; Bardel, Maillard et Picard, 2008), l'avenir du bocage (densité et structure des haies, surfaces en prairies naturelles, conservation des mares, ...) dépend de l'évolution de la société et de la mise en œuvre des orientations politiques au sein des exploitations agricoles (Papy et Baudry, 2019). Depuis quelques décennies, sous l'effet de la modernisation et de la rentabilité, le bocage s'altère. Le linéaire de haies en Bretagne est ainsi passé de 207 388 km en 1996 à 182 526 km en 2008 (Michel *et al.*, 2008), soit une baisse de 12% (-1,1%/an en moyenne).

En sus d'avoir une érosion de la maille bocagère (15 millions d'ha remembrés depuis 1945 et un linéaire de haies divisé par trois au cours du 20^{ème} siècle) la qualité écologique des haies maintenues s'est dégradée au gré d'un sur-entretien (fréquence et intensité des actions mécaniques, chimiques et pastorales) ou d'un sous-entretien (sénescence des arbres, etc.), (Baudry et Jouin *et al.*, 2003 ; Le Roux, *et al.*, 2008).

Ces modifications des paysages agricoles ont pour conséquence une fragmentation des habitats naturels par dégradation des corridors (perte de connectivité, imperméabilité de l'espace entre les taches d'habitat favorable) qui se traduit *in extenso* par une érosion de la diversité biologique (nombre d'espèces, abondance,...) par disparition des fonctions assurées par la haie pour les taxons (Otto, 1998 ; Burel et Baudry, 2000). Le déclin constaté de la biodiversité affecte autant les espèces remarquables, d'intérêt patrimonial, que les espèces « de biodiversité ordinaire ».

Pour l'écologie, le paysage est un « système écologique dont la composition des différents types d'occupation du sol (forêt, prairies, cultures, bâti, routes,...) et leur arrangements spatiaux contrôlent la présence des espèces (liée aux ressources présentes), mais aussi leurs déplacements et leurs interactions » (Burel et Baudry, 2000 ; A.C.E., 2017). L'hétérogénéité (composition et configuration) des éléments est donc une composante fondamentale des paysages (Fahrig *et al.*, 2011). Elle crée une mosaïque organisée d'habitats en interaction ; l'habitat étant l'élément de base pour que les espèces

puissent accomplir leur cycle de vie dans de bonnes conditions. Dans un paysage hétérogène, le nombre d'espèces est plus important et les réseaux alimentaires sont plus complexes (Sauvion *et al.*, 2013, Tixier *et al.*, 2019) . Cette hétérogénéité doit être envisagée à différentes gammes d'échelles spatiales, de la région à la parcelle ou au groupe de parcelles (Burel *et al.*, 2019). Les politiques d'aménagement peuvent avoir pour effet d'engendrer des disparitions d'habitats et/ou leur fragmentation (réduction en surface et découpage en taches plus ou moins isolées séparées les unes des autres par un milieu « hostile »), (Forman *et al.*, 1976). Le maintien des populations dans un paysage hétérogène et fragmenté est dépendant de la colonisation des taches d'habitat (Levins, 1969) et/ou d'un taux de croissance positif dans les tâches, modèle source-puits (Pulliam, 1988) ; les populations locales les plus isolées ayant une réduction de leur taux de croissance (Fahrig et Merriam, 1985 in Burel et Baudry, 2000). Pour les espèces, la connectivité (Merriam, 1984 ; Baudry, 1988) est un concept englobant tous les mécanismes qui affectent les mouvements entre les taches d'habitat au sein d'un paysage ; le degré de connectivité étant déterminé par la perméabilité (facilité de mouvement des espèces) écologique du paysage. Ces différents concepts ont fait émerger des programmes d'actions.

L'évolution des connaissances sur l'importance des connectivités entre systèmes paysagers, et leur vulgarisation, pour enrayer le déclin de la biodiversité ont provoqué l'émergence d'une politique nationale d'aménagement du territoire : **la Trame Verte et Bleue (TVB)** figurant dans les lois Grenelle 1 et 2 (loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement et loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement). Elles imposent l'élaboration des **Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE)**, co-piloté par l'Etat et la Région en association avec le Comité régional TVB. **Il s'agit d'un nouveau schéma d'aménagement du territoire qui vise à réduire la fragmentation des habitats pour lutter contre l'érosion de la biodiversité en préservant et en restaurant les réservoirs de biodiversité et les continuités écologiques (corridors de déplacement et de dispersion ou de migration)**. Il fait le lien entre les orientations nationales et la prise en compte de la TVB à l'échelle opérationnelle des documents de planification (élaboration ou révision des SCOT et PLU) et des projets de l'Etat (loi n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové dite loi Alur). En Bretagne, le SRCE a identifié les réservoirs régionaux de biodiversité. Il intègre la nature extraordinaire et la nature ordinaire ainsi que les corridors écologiques. Globalement, il a identifié les grands ensembles de perméabilité (figure 1). **Dans la mise en application effective de la TVB (actions opérationnelles), il laisse le soin aux collectivités d'établir le cadre de leurs propres démarches locales** <http://www.trameverteetbleue.fr/>; <http://www.bretagne.bzh/>).

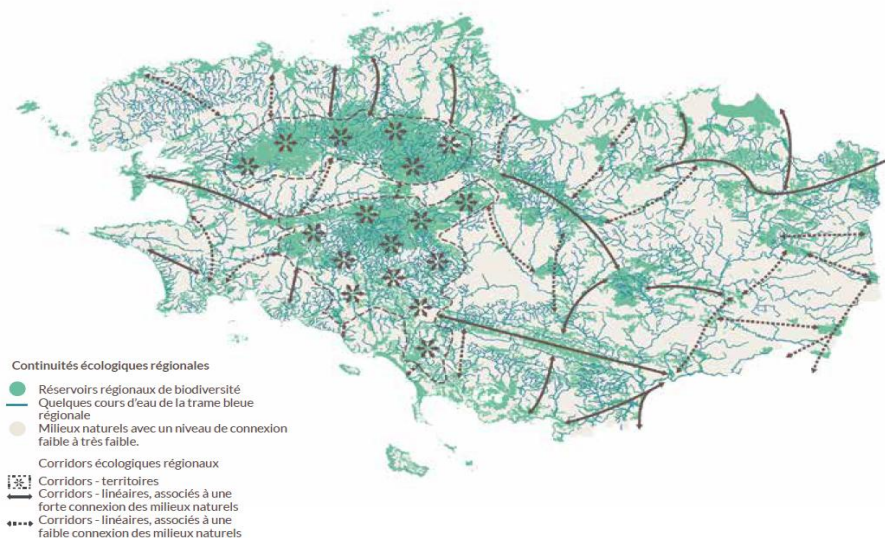


Figure 1 : Carte des continuités écologiques régionales. 26 % du territoire breton est couvert par des réservoirs régionaux de biodiversité. 45% de ces réservoirs régionaux de biodiversité sont constitués de bocage dense (OEB, 2018).

Cette situation a motivé la création d'un projet de recherche, détaillé ci-après, ayant pour objectif de répondre au déclin des espèces en conservant ou en restaurant la continuité écologique en espace agricole bocager.

1 – L'émergence du projet «Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer»

1.1 - Présentation du secteur d'étude

Le bassin versant du Léguer est situé dans le pays historique du Trégor à l'ouest du département des Côtes d'Armor, en région Bretagne. Il couvre une surface de 48 939 ha. Le réseau hydrographique y est dense et ramifié (1000 km estimés). Le secteur est essentiellement tourné vers une production agricole laitière (élevage bovin) avec une majorité de prairies souvent humides accompagnées de polycultures (maïs ensilage, blé, orge, colza,...). Ce territoire présente la particularité d'avoir un bocage bien conservé. Il présente une densité moyenne de 147 mètres linéaires par hectare (ml/ha) avec des extrêmes de 80 ml/ha à 180 ml/ha selon les communes. Sur le bassin versant, les haies, entourant de petites parcelles sont traditionnellement implantées sur talus, les haies à plat étant rares. 75% des talus sont boisés (Lannion Trégor Communauté *et al.*, 2006).

1.2 – Naissance d'un partenariat

Les structures gestionnaires du bocage et les collectivités territoriales possèdent des outils permettant la conservation du bocage (outils réglementaires et incitatifs) et l'élaboration de plans de gestion individuels des haies. Ces derniers intègrent les préoccupations hydrologiques, pédologiques, sylvicoles mais la biodiversité n'est actuellement pas intégrée dans la réflexion. Par ailleurs, bien que le bocage ait fait l'objet de nombreuses études et recherches, aucune méthode standardisée n'est reconnue pour le diagnostiquer efficacement et chacun des organismes impliqués, préoccupés par sa conservation, y improvise « **sa méthode** » pour ensuite y préconiser « **ses** » **mesures de gestion et d'entretien** malgré des tentatives réalisées par l'ONCFS, les Parcs Naturels Régionaux, les structures gestionnaires de bassins versants, le Centre technique interprofessionnel des fruits et légumes (2012), l'Observatoire Régional de l'Environnement en Bourgogne (Notteghem, 2017), etc.

En 2015, Lannion Trégor Communauté (LTC), la Fédération Départementale des Chasseurs des Côtes d'Armor (FDC) et l'Institut National de Recherche Agronomique de Rennes (INRA - UMR BAGAP) s'associent afin de monter le projet « Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer ». Prévu pour une durée de 4 ans (d'octobre 2015 à décembre 2019), il est soutenu financièrement par le Conseil Régional de Bretagne, signature d'un Contrat Nature, et l'Union Européenne par l'intermédiaire du fond FEDER « Recherche ». Le plan de financement figure à l'annexe 1.

Le projet a pour but la protection et la valorisation du bocage. Il vise à définir une méthodologie applicable dans différents paysages bocagers bretons permettant d'intégrer la biodiversité dans les politiques d'aménagement, d'identifier les continuités écologiques à plusieurs échelles (bassin versant, intercommunalité, commune, exploitation agricole, parcelle agricole) et d'associer les exploitants agricoles (gestionnaire des haies de l'exploitation) impliqués dans une filière locale de production de bois « combustible » en voie de labellisation. Le projet a aussi pour but de démontrer aux agriculteurs que la conservation du bocage et l'intégration de la biodiversité dans les objectifs de gestion courante n'est pas incompatible avec la production agricole et/ou sylvicole. La démonstration de la haie comme réservoir de biodiversité dont des auxiliaires de culture est réalisée.

1.3. - Objectifs

Les objectifs de ce programme se décomposent en 3 axes :

- **Axe 1** : Echelle paysagère

- Création de méthodes à l'échelle d'un territoire pour la l'identification des continuités écologiques et la prise en compte de la trame verte et bleue dans les documents de planification ; les données « sources » devant être facilement accessibles.

- **Axe 2** : Echelle de l'exploitation agricole

- Elaboration d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion.

Trouver des indicateurs permettant de déterminer la contribution positive et/ou négative (forces et faiblesses) d'une exploitation dans le paysage environnant en termes de biodiversité. Les indicateurs doivent aussi intégrer les éléments du bocage périphérique dans le fonctionnement de l'agro-écosystème.

- **Axe 3** : Echelle de la haie dans la parcelle

- création d'une évaluation participative sur la biodiversité des haies.

Ce projet de mémoire s'inscrit dans ce projet global. Il a pour but de synthétiser une partie du travail mené pendant les quatre années d'engagement. La première partie présente succinctement **deux outils utilisés pour décrire les paysages bocagers ; le grain bocager et les écopaysages**. La seconde partie explique le développement **d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion (3^{ème} outil)**. En troisième partie, seront présentées les résultats **d'inventaires de biodiversité, à travers deux groupes biologiques, les coléoptères carabiques et la flore**, réalisés afin d'apporter des réponses aux hypothèses suivantes :

- (i) Un paysage bocager dense est favorable aux **espèces d'affinité forestière** ;
- (ii) L'agro-écosystème « haie/parcelle adjacente » accueille des communautés carabiques différentes en fonction des systèmes agricoles ;
- (iii) Des haies en mauvais état de conservation, sur-entretenues, ne permettent pas l'accueil optimal de carabes forestiers en termes de richesse spécifique et d'abondance ;
- (iv) Le grain bocager et la notion d'écopaysages sont de bons indicateurs de répartition des espèces ;
- (v) Les critères d'évaluation indirects de la biodiversité intégrés au Plan de Gestion Durable des Haies (PGDH) sont pertinents.

2 - Création d'une méthode à l'échelle d'un territoire pour la définition des continuités écologiques et l'identification de la trame verte et bleue

2.1. De nouvelles perceptions du paysage...

Pour la conservation de la biodiversité, afin d'envisager efficacement l'aménagement du territoire (e.g. réalisation d'un SCOT, d'un PLUi...), un état des lieux doit initialement être établi (description des habitats, richesse biologique,...) et les potentialités d'accueil des espèces évaluées. La biodiversité potentielle dépend entre autres des possibilités de connexion entre les composantes du paysage (i.e. entre les différents habitats naturels ou semi-naturels). **L'approche écopaysagère** (ACE Nouvelle Aquitaine, Baudry et Boussard, 2017) **permet cet éclairage en étudiant les mosaïques paysagères qui traduisent la composition (nature des espaces, occupation du sol) et la structure (relation spatiale entre les espaces) du paysage** (Baudry, Boussard *et al.*, 2019).

L'importance écologique des éléments non cultivés comme les réseaux de haies en tant qu'habitats pour les espèces qui ne peuvent survivre dans les espaces cultivés et corridor de déplacement est reconnue. Les structures en charge de la gestion des bocages utilisent généralement la densité, traduite par un linéaire de haie (*i.e.* une longueur) sur une unité de surface, un ou cent hectares (ml/ha ou ml/100 ha) pour décrire quantitativement le maillage bocager. La description qualitative et l'organisation du réseau ne sont pas prises en compte. L'INRA SAD a développé une nouvelle unité de mesure pour les caractériser, **le grain bocager** (Vannier, Vasseur *et al.*, 2013).

Les deux outils ont été adaptés pour être appliqué sur le territoire de Lannion Trégor Communauté englobant le bassin versant du Léguer. Ils sont présentés ci-après.

2.1.1. Les écopaysages

Le paysage, sur le périmètre de la communauté d'agglomération de Lannion et le bassin versant du Léguer, a été analysé sous diverses formes pour répondre à des enjeux de continuité écologique. Jacques Baudry décrit les écopaysages comme « **des unités de paysage définies statistiquement à partir de leur composition et de leur structure spatiale** ». Ils sont issus de traitements statistiques et cartographiques avec les logiciels CHLOE (version 4.0), développé par l'INRA SAD de Rennes, (<https://www6.rennes.inra.fr/bagap/PRODUCTIONS/Logiciels>), R (R 3.4.3). (traitements statistiques) et ECPLISE IDE (Java). Les couches de données brutes utilisées, les données sources, proviennent de Theia (<https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>) pour l'occupation du sol et la BD TOPO de l'IGN pour les couches «couverts arborés», « routes » et « cours d'eau » (<http://professionnels.ign.fr/donnees>). L'occupation du sol a une précision de 10m. Les écopaysages ont été construits à plusieurs résolutions spatiales (analyse dans des fenêtres analytiques de taille variable) : 500 m, 1km, 2km, 3km de rayon en utilisant la méthode des K-means (algorithme de Forgy (1965) et Jancey (1966)). Après plusieurs tests, le nombre de paysages différents, ou classes, issus du traitement a été fixé à 6 (nombre de paysages définis dans le SCOT de Lannion-Trégor Communauté qui donne des résultats satisfaisants) qui peuvent se répartir comme suit: mer, urbain, culture (dominance des cultures d'hiver et de printemps), mixte (la plupart des types d'occupation du sol sont représentés de façon équivalente) et « bois-prés » (figure 2). Cela permet de différencier des espaces selon leur biodiversité potentielle pour adopter des plans d'action spécifique. L'écopaysage « bois-prés » étant celui qui contient le plus fort potentiel d'habitats « semi-naturels », le plus favorable, a priori, pour les espèces forestières. La carte des écopaysages de la Bretagne a été établie (annexe 2).

Afin de percevoir la signification écologique des cartes produites, un croisement avec les inventaires carabiques est réalisé (chapitre 4.4.3.5). Pour ce traitement avec les inventaires carabiques, la classe « bois-prés » a été scindé en deux, « bois-lande » et « bois-prairies ».

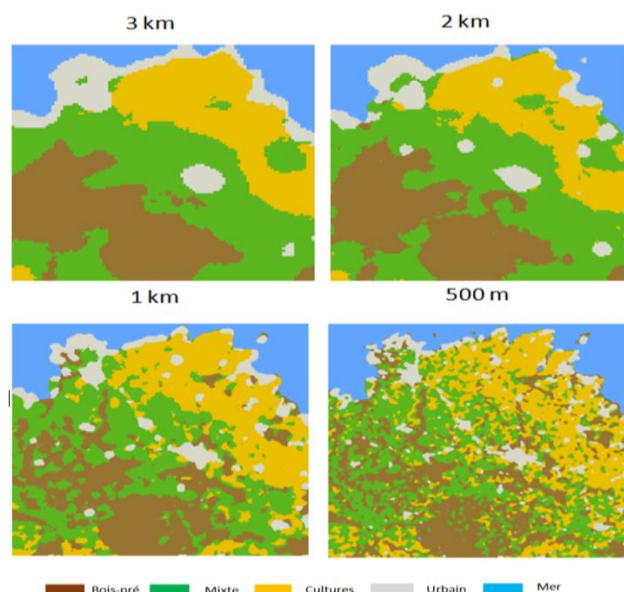


Figure 2 ; A chaque niveau décisionnel, son échelle de représentation du territoire. Extrait des cartes d'écopaysages de la Communauté d'Agglomération de Lannion Lannion et de Guingamp Paimpol Agglomération à quatre échelles de résolution, 3 km, 2 km, 1 km et 500 mètres de rayon.

2.1.2. Le grain bocager

Le paysage bocager des sites d'étude, leur « densité », est appréciée en utilisant une unité de mesure récente de la taille des éléments du paysage, le **grain bocager qui traduit l'influence, notamment microclimatique, des éléments boisés sur une parcelle et/ou un ensemble de parcelles**. (Vannier, vasseur et al, 2013). **Il prend en compte la densité bocagère, la surface d'emprise forestière des éléments boisés sur la matrice agricole et la forme des parcelles (figure 3 et 4)**. Le logiciel de traitement cartographique employé, développé par l'INRA SAD de Rennes est le logiciel Chloé (version 4.0). Les valeurs obtenues varient de 0 à 1. Une faible valeur de grain correspond à une forte influence des éléments boisés sur la parcelle (une forêt ou des haies très rapprochées les unes des autres et des parcelles de forme plutôt rectangulaires). Une forte valeur de grain correspond à un milieu ouvert (parcelles étendues de forme plutôt carrée). Le bocage est considéré à grain fin lorsque les haies influencent une part importante de la surface des parcelles et un grain grossier dans le cas contraire (Mercier, 2016).

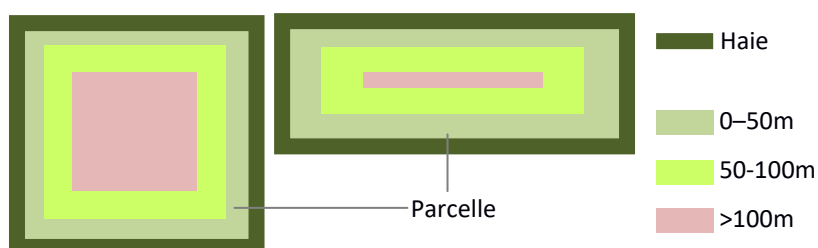


Figure 3 : Influence de la haie sur deux parcelles de formes différentes (source : tutoriel d'utilisation de CHLOE par Jacques Baudry). La parcelle carrée est moins influencée par la haie que la parcelle rectangulaire (surface distante à la haie plus élevée). Les classes de distances correspondent aux effets microclimatiques des haies et ont été choisies selon la bibliographie existante (Baudry, non publié).

La délimitation d'une aire d'étude permet de calculer la proportion de surface appartenant aux classes de distances suivantes : boisements (catégorie 1), de 0 à 50 mètres (catégorie 2), de 50 m à 100 mètres

(catégorie 3) et plus de 100 mètres (catégorie 4) d'un élément boisé. Le grain est alors calculé d'après la formule suivante, où P_i est la proportion de surface de la catégorie i (annexe 3) :

$$\text{Grain} = \frac{P_2 + 2 * P_3 + P_4}{3 - 2 * P_4}$$

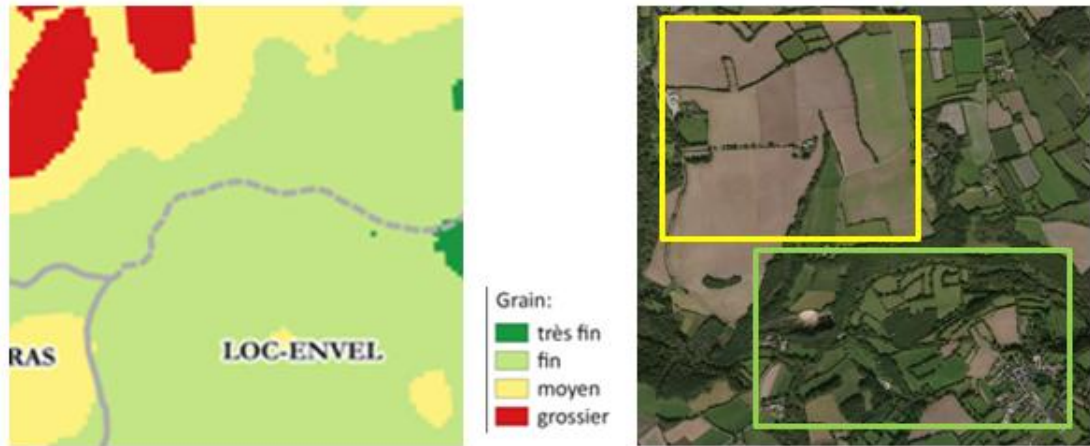


Figure 4 : Extrait de la carte du grain bocager (à gauche) du bassin versant du Léguer (Mercier, 2016) et extraction de l'orthophotographie correspondante. Dans le carré jaune figure un paysage à grain grossier et dans le carré vert, un paysage à grain fin.

Afin de percevoir la signification écologique des cartes produites par les deux outils, un croisement avec les inventaires carabiques est réalisé (chapitre 4.4.3.5 A et chapitre 4.4.3.5. B).

Thème 1

3 -Elaboration d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion

Le bocage, un capital arboré à renouveler

A l'origine la haie est une construction : l'homme a édifié des talus et planté arbres et arbustes en linéaire. **De son entretien dépend sa préservation.** Cette pratique était autrefois réalisée pour les besoins en bois ou de pacage des animaux (haies clôtures) des exploitations et transmis par l'entremise du père (Bardel, Maillard et Picard, 2008). Par abandon du chauffage au bois, apparition du barbelé puis de la clôture électrique, remplacement par d'autres matériaux de construction, par manque de temps, les agriculteurs se sont désintéressés des haies. Dans ce contexte, les agriculteurs sont passés de la gestion manuelle à la gestion mécanique. La taille mécanique excessive réalisée avec le lamier, l'épareuse ou le broyeur a changé la physionomie des haies. Tondues au carré ou rabattues à deux mètres d'épaisseur, cette gestion inadaptée affaiblit la structure des haies et empêche sa régénération. **Considérablement réduites, elles ne remplissent plus leurs fonctions écosystémiques. Seule une gestion durable sélective des haies peut permettre le maintien de leur fonctionnalité :** protection de l'eau, de la biodiversité, stockage de carbone... Si cette méthode comporte de nombreux avantages, elle demande par contre une implication et des connaissances plus importantes. Les savoirs faire dont chaque paysan était doté se sont étiolés. Des outils et un accompagnement technique semblent nécessaires pour réapprendre à gérer et valoriser la haie.

Les potentialités des bocages en matière de « bois énergie » sont redécouvertes. Sur le bassin versant du Léguer, la filière existe et s'est structurée. Depuis 2013, la Société Coopérative d'intérêt Collectif (SCIC Bocagenèse) rassemble plus d'une soixantaine d'agriculteurs motivés par la valorisation du bois (producteurs et fournisseurs de bois) ainsi que 5 communes productrices et des collectivités locales ayant investi dans les énergies renouvelables (chaudières à bois déchiqueté). **Cette initiative fédératrice vise à valoriser la production de bois issu du bocage (économie locale non délocalisable) et enrayer l'érosion du linéaire de haies (gestion durable de la ressource).** Actuellement, 3000 tonnes de bois sec dont 1000 tonnes de bois vert, issu de la gestion durable du bocage sont nécessaires annuellement et correspondent à l'exploitation de 40 km de haies. Les agriculteurs affiliés ont l'obligation d'établir un PGDH sur leur exploitation, une logique de gestion durable de la filière locale d'approvisionnement en bois, suivi, traçabilité et qualité.

La SCIC produit en plus 2000 t de bois vert issues de la gestion durable de la forêt (partenariat ONF) pour alimenter 22 chaudières soit 4800 t de bois approvisionnées chaque année.

Accompagner l'agriculteur dans sa ré-appropriation

Le conseiller « bocage » joue un rôle essentiel pour aider l'agriculteur à reconstituer ses connaissances en matière de haies, dont une partie s'est perdue dans la génération actuelle : savoir pratiquer les modes de coupe, de taille, de sélection permettant la régénération de l'arbre et de l'ensemble de la haie, reconnaître l'adaptation au sol et au climat des différentes essences d'arbres et d'arbustes, savoir détecter la faune affiliée à la haie, ... sont autant de connaissance oubliée. La capacité de régénération de la haie, des arbres et des arbustes qui la composent, par cycle plus ou moins long de quinze à cent ans, dépend de la qualité de la coupe et du mode de gestion adopté. **L'accompagnement par un conseiller bocage peut ainsi consister en une (re)découverte des valeurs forestières, énergétiques, écologiques, paysagères des arbres et des haies de l'exploitation.**

Pour accompagner ce conseil, le plan de gestion durable des haies (PGDH) est un outil intéressant pour approfondir le travail sur l'état, les objectifs, et les interventions à mettre en place, tant en reprise de l'existant qu'en création de nouveaux linéaires.



Figure 5 : Exemple de questions qu'un agriculteur, gestionnaire de haies, est susceptible de se poser et auxquelles le PGDH doit répondre (Programme « Bocage et Biodiversité, 2017).

Le plan de gestion des haies (PGH) est un outil de planification et de gestion durable. Il a pour but d'aider l'agriculteur à connaître son patrimoine bocager et à le gérer de façon pérenne et viable économiquement (figure 5). L'outil utilisé sur le bassin versant du Léguer depuis 2002 s'appuie sur une analyse cartographique répondant à la préoccupation de la préservation de la ressource en eau et des sols et à une description sylvicole (évaluation du gisement) de l'intégralité des haies de l'exploitation maîtrisées par l'exploitant. Le document priorise et planifie les interventions (actions de gestion) sur une période de 15 ans par priorités quinquennales. **Afin d'accroître le caractère durable de l'outil, un module « biodiversité » y est intégré. L'outil devient le Plan de Gestion Durable des haies (PGDH).**

3.1. Objectifs

Il est illusoire d'espérer recenser la biodiversité de manière exhaustive. Miser sur l'utilisation de taxons intégrateurs de la diversité taxonomique globale est également une voie intéressante mais les relations ne sont pas toujours bien établies et les méthodes de suivi diachroniques de nombreux taxons exigent des compétences pointues représentées par peu de spécialistes et nécessitant des moyens logistiques coûteux (Nivet, 2012). Une approche alternative plus « indirecte » consiste à centrer le diagnostic sur des attributs « clés » de la haie qui ont montré leurs caractères pratiques et leur efficacité pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion courante (Baudry et Jouin *et al.*, 2003).

Ce travail a pour but d'intégrer au plan de gestion des haies déjà existant un module permettant d'évaluer le potentiel d'accueil de la biodiversité à l'échelle de la haie puis à l'échelle de l'exploitation. Il recourt à des indicateurs indirects pour décrire l'état, des indicateurs utiles pour évaluer les effets de la gestion, notamment dans cadre de la mise en œuvre de politiques publiques ou d'initiatives individuelles ou collectives privées visant leur conservation et/ou leur restauration. Par le relevé de paramètres intégrateurs de données, il doit permettre la réalisation d'une mire d'objectifs permettant à l'exploitant de situer les forces et les faiblesses de ses haies en termes d'accueil de la biodiversité sur l'exploitation et d'intégrer cette préoccupation dans la durabilité. Dans la deuxième partie de l'étude (Chapitre 4.4.6), seront établis les liens entre les indicateurs relevés et la biodiversité réellement présente.

3.2 - Matériel et méthode

3.2.1 - La forme de l'outil

La méthode retenue s'inspire de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) adapté aux milieux forestiers et élaboré par le Centre National de la Propriété Forestière (CNPF) et l'INRA Dynafor. Il consiste en un relevé indirect de biodiversité par une description de facteurs liés au contexte du peuplement (continuité temporelle de l'état boisé, milieux rocheux, milieux aquatiques) et de facteurs liés à la gestion (notions de micro-habitats et de niche écologique) (Gonin, Larrieu, Deconchat, 2015 ; Emberger, Larrieu et Gonin, 2016).

Les indicateurs indirects de la diversité taxonomique de la haie ne préjugent pas de la biodiversité réellement présente mais ils évaluent la capacité d'accueil en espèces (animaux, végétaux, champignons...) (Gonin, Larrieu, Deconchat, 2015). Les partenaires de ce programme ont souhaité que l'indicateur contienne une information claire sur l'état de la biodiversité pour évaluer les effets de la gestion et donne des pistes d'actions (niveau opérationnel courant) par rapport à des objectifs de biodiversité adaptés au paysage local et conforme au potentiel biogéographique. L'indicateur doit être fondé sur des connaissances scientifiques solides et son appropriation par le plus grand nombre d'acteurs doit rester aisée (sans compétence taxonomique spécifique, hormis l'identification des typologies de haies et des essences ligneuses et semi-ligneuses). Il est prévu que la méthode soit diffusée par la formation, l'information et toutes autres actions de communication. Les personnels des structures en charge de la gestion du bocage (communautés d'agglomération ou de communes, syndicats mixtes de gestion, chambres d'agriculture, associations, personnels et administrateurs de SCIC, agriculteurs, ...) étant les cibles pressenties.

Les indicateurs seront relevés dans le cadre des plans de gestion des haies, à vocation sylvicole, qui sont d'ores et déjà réalisés sur le bassin versant du Léguer. L'ajout d'indicateurs biodiversité permet de donner une dimension plus écologique et durable au plan de gestion (Plan de Gestion Durable des haies, PGDH) en y intégrant concrètement des améliorations du milieu favorable à la biodiversité. L'outil doit rester pertinent, ergonomique, peu chronophage, compréhensible par les gestionnaires. Il a aussi vocation à être une pièce permettant la certification de la filière « bois bocage énergie » mis en place au niveau national avec la création du label de gestion durable baptisé « Label Haie » inauguré officiellement par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES) et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA), le 4 octobre 2019.

Les partenaires du programme sont conscients que l'outil prendra en compte le niveau spécifique de la biodiversité, sans tenir compte du niveau infra comme la diversité génétique. L'outil n'a pas pour vocation à promouvoir une typologie de haie plutôt qu'une autre. Il doit respecter les spécificités identitaires des territoires ou des paysages et tenir compte, dans l'interprétation des résultats, des potentialités d'accueil spécifiques locales (contexte biogéographique).

3.2.2 - La construction de l'indicateur : le choix des critères (variables descriptives)

Le choix des critères (variables descriptives) repose sur une recherche de données bibliographiques récentes sur les facteurs reconnus favorables à l'accueil d'un maximum de taxons sans aucune préférence et sur les spécificités des typologies des haies des bocages (entités de gestion). La fonctionnalité écologique néanmoins attendue des haies dans leurs paysages est d'assurer des biotopes correspondant aux habitats permanents ou temporaires (corridor de déplacement) des espèces forestières ou liées aux arbres dans la matrice agricole. La haie doit permettre les échanges entre populations subdivisées d'un « réservoir » à un autre en réponse à la fragmentation des espaces forestiers (Burel et Baudry, 2000).

A l'échelle de la haie, qui correspond à un niveau de gestion opérationnelle courante, le PGDH repose sur la description de facteurs clés pour lesquels des classes discriminantes (notion de présence/absence, critères qualitatifs ou mesures quantitatives aisées), ne présentant pas d'ambiguïté, ont été définies et

auxquelles des notes hiérarchisées entre elles sont attribuées. Le choix des définitions et des seuils se basent sur des connaissances scientifiques lorsqu'elles existent ou, en l'absence, à « dire d'expert ». A l'instar de la méthode IBP, un « équilibre a été recherché entre une simplification pour l'utilisateur et la complexification pour mieux évaluer la capacité d'accueil de la biodiversité » (Gonin, Larrieu, Deconchat, 2015).

En 2013, une exploitation pilote située sur la commune de Trégrom a servi de base à la détermination des critères retenus. Cent soixante-cinq haies ont ainsi été décrites durant trois semaines.

En 2016, 3 PGDH « tests » sur 3 exploitations situées sur les communes de Loguivy Plougras et Bulat Pestivien ont été réalisés (436 haies décrites) afin d'affiner le choix des critères, la définition des classes et la pondération. L'opérationnalité de l'outil a nécessité de nombreux tests sur le terrain et d'échanges avec le service informatique.

Une harmonisation (*i.e.* calage) des approches descriptives de chacun des critères a été effectuée entre les partenaires du programme afin de limiter l'effet observateur.

La méthode a vocation à être vulgarisée. Elle doit pouvoir être adaptée aux autres paysages bocagers bretons voir nationaux. Elle prend en compte tous les types de haies et utilise le référentiel national sur la typologie des haies établi par l'Afac-Agroforesteries (Afac-Agroforesteries, 2017). A partir de 2018, l'outil a été déployé (extension de son domaine d'utilisation) chez des exploitants d'autres secteurs en Bretagne, en Basse Normandie et dans les Pays de Loire. Les retours ont permis de corriger certaines variables descriptives ou modalités au sein de ces variables. L'outil restera évolutif ; des adaptations et des améliorations pourront être apportées au gré des utilisations et du déploiement.

3.2.3 - Quantification de la signification écologique

Des travaux de validation ont été entrepris sur le terrain afin de vérifier la cohérence des relations entre des inventaires (relevé de faune et flore) et les résultats donnés par l'indicateur (évaluation de la haie), soit de manière globale, soit au niveau des critères pris en compte. Les deux modèles retenus sont les coléoptères carabiques et la flore herbacée. Les tests statistiques ont porté sur 113 haies. Ce point est traité au chapitre 4.4.6.

3.2.4 - Optimisation de la forme de l'outil

Afin de préserver une phase de relevés de terrain courte, le nombre de critères retenus est réduit. Au nombre de neuf, ils ont été choisis pour leur pertinence mais aussi pour leur facilité de diagnostic et leur didactique.

Par ailleurs, la récolte de données, jusqu'à présent sur grilles « papier » sera optimisée par l'usage d'une tablette tactile de terrain (outil nomade) afin d'effectuer une saisie unique des données et un prétraitement des données automatisé. Celle-ci sera d'une autonomie permettant une journée complète de terrain, utilisable (résistante à la pluie et aux chocs) et lisible par tous les temps (soleil) et suffisamment ergonomique et légère pour le confort de l'opérateur. Le choix de l'outil s'est orienté vers la tablette de modèle DELL – Latitude 12 Rugged équipée de nombreux composants pour répondre aux conditions d'utilisation dont un GPS pour se localiser et identifier les haies, les logiciels cartographiques QGIS et PostGIS/PostgreSQL intégré permettant de retracer les tronçons de haies, un appareil photo et de l'application qui permet la saisie et le prétraitement des données. Les scores sont attribués à la haie. L'ensemble des variables descriptives renseignent des classes attributaires qui permettent par la suite de produire la carte de l'état des haies de l'exploitation (carte des scores PGDH) et de façon détaillée des cartes thématiques (*i.e.* critère par critère). Le développement de l'outil informatique de saisie a été confié au service informatique (Système d'Information Informatique) de Lannion Trégor Communauté sur nos préconisations.

3.2.5 - Valorisation des données PGDH

La somme pondérée donne une valeur (un score) à la haie. Les valeurs cumulées permettent d'obtenir une valeur « écologique » à l'échelle de l'exploitation, éventuellement à l'échelle de l'îlot agricole. L'objectif n'est pas de hiérarchiser ou de comparer les exploitations entre elles mais plutôt de dresser un état, diagnostiquer une situation à une date (année n) et envisager un suivi diachronique de l'exploitation (année n + x années) pour identifier les tendances d'évolution par variable. Un pas de 5 ans coïnciderait avec les périodes quinquennales des priorités d'actions du PGDH. Les valeurs de point données aux modalités ont été choisies à l'issue de l'analyse bibliographique. Elles tiennent compte de : *i*, l'importance du compartiment pour la biodiversité ; *ii*, la menace de conservation de ce compartiment dans un « bon » état écologique, en lien avec des pratiques courantes de gestion dégradantes ; *iii*, des possibilités d'amélioration par application d'une gestion différenciée.

Pour chacun des critères, 3 à 5 classes pertinentes ont été définies et un coefficient pondérateur est attribué à chacune des classes ; de 0 point, situation défavorable, à 20 points pour une classe déterminante, très favorable.




Pour chaque haie, la note attribuée est multipliée par sa longueur. Pour chaque variable, les notes moyennes sont obtenues en cumulant les valeurs de chaque haie. La note, à l'échelle de l'exploitation (V_{exp}), est établie en sommant les notes des variables et en réalisant une moyenne. Elle est calculée selon la formule ci-dessous où, P_m est la pondération de la modalité, l_h est la longueur de la haie décrite, P_{totale} est la pondération totale de l'exploitation et L_h , le linéaire total de l'exploitation. Pour chaque critère regroupant plusieurs variables, la note est rapportée sur 20.

La méthode de calcul de la note par variable :

$$V_{exp} = \frac{[\sum_{haie\ 1} (P_{m_1} * l_h) + \dots + (P_{m_i} * l_h)] + \dots + [\sum_{haie\ j} (P_{m_1} * l_h) + \dots + (P_{m_i} * l_h)]}{L_h} * 20 / P_{totale}$$

Des représentations graphiques permettent de positionner visuellement la capacité d'accueil de la haie et/ou de l'exploitation. Afin d'être facilement appropriables et compréhensibles par l'exploitant agricole gestionnaire, différents modèles de graphiques ont été testés (diagramme radar, diagramme à bulles, etc.). Le choix visuel de représentation des résultats s'est porté sur des diagrammes à barres empilées qui permettent d'afficher des quantités (%) par catégorie (modalité des variables) avec des longueurs proportionnelles aux valeurs qu'elles représentent.

La note sera visuellement remplacée par un repère visuel plus facile à comprendre et à interpréter, le « smiley », qui indiquera si la variable descriptive répond aux exigences (figure 6 et 10). Trois « smileys » partagent équitablement la note sur 20 de la façon suivante :

-  triste et de couleur rouge si le critère ne remplit pas les exigences de la variable (note comprises entre 0 et 6,66).
-  à l'expression neutre et de couleur orange pour les critères à moitié remplis (note comprise entre 6,67 et 13,33),
-  joyeux et de couleur verte si la qualité du critère est favorable à l'accueil de la biodiversité (correspond à une note comprise entre 13,34 et 20)

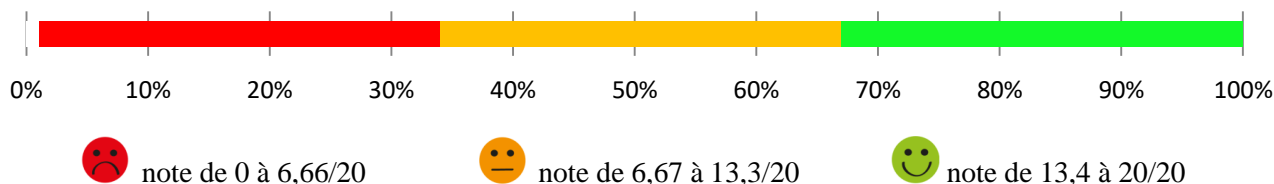


Figure 6 : représentation graphique des notes attribuées à chaque variable descriptive pour l'exploitation agricole.

L'interprétation des résultats traduisant la fonctionnalité du compartiment, puis de la haie dans sa globalité, pour l'accueil de la biodiversité sera réalisée par variable, puis pour l'ensemble de l'exploitation.

3.3 – Résultats

En sus de constituer un corridor écologique reconnu, la haie constitue également un espace « réservoir », un habitat à part entière pour de nombreuses espèces (Burel 1989, Burel *et al.* 1998, Ouin *et al.* 2000 ; Baudry, Jouin *et al.* 2003 ; Hinsley et Bellamy, 2000).

Les recherches bibliographiques ont permis, à l'échelle de la haie, de manière intrinsèque, le choix de 9 critères (figure 7) divisés en classes (modalités). Ils constituent des éléments déterminants pour l'existence d'une haie vive (micro-biotopes) et sont déterminant pour l'accueil des espèces liées à l'arbre ou aux microclimats afférents.

Ci-dessous, par variable descriptive, sont expliqués brièvement les intérêts écologiques qu'elles présentent pour la biocénose, une explication de la façon de relever le critère sur le terrain, la pondération appliquée par modalité (tableau 1). Un exemple de restitution de l'information telle qu'elle figurerait dans un rapport final de restitution au gestionnaire est présenté à l'annexe 4.

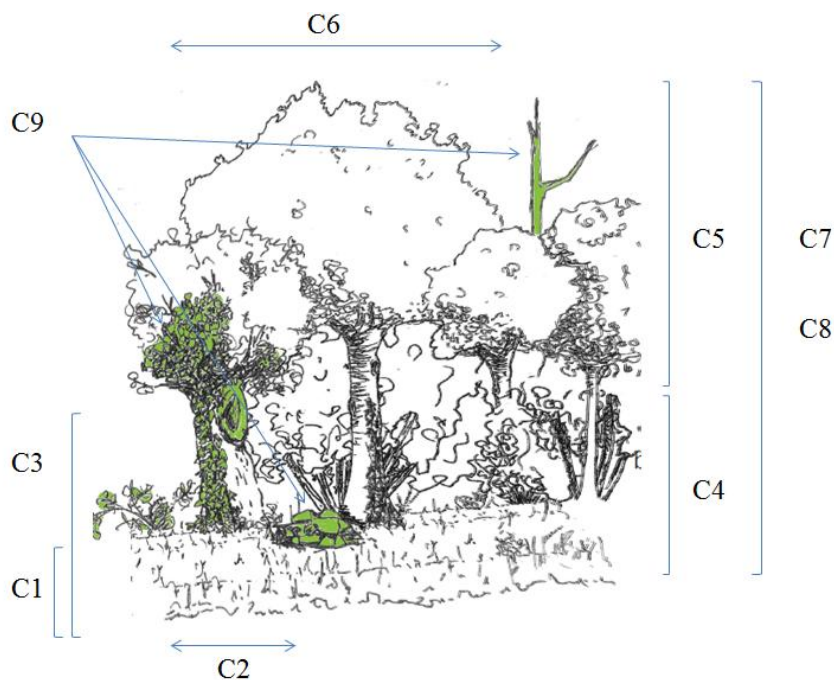


Figure 7 : Schéma d'une haie et des critères relevés lors de la réalisation d'un plan de gestion durable du bocage. C1 = Embase ; C2 = Ourlet enherbé ; C3 = Lianes présentes dans étage 1 et 2 ; C4 = Présence et continuité des étages 1 et 2 ; C5 = Présence et continuité des étages 3 et 4 ; C6 = Largeur de la canopée ; C7 = Diversité des essences ; C8 = Espèces d'intérêt local ; C9 = Habitats spécifiques.

Tableau 1 : les pondérations ont été établies sur 100 points, 45 points pour la partie basse de la haie, son implantation, 45 points pour les étages de la haie et 10 points pour les micro-habitats.

IMPLANTATION DE LA HAIE 45 points

Morphologie du pied de la haie	30 points
C1 : Embase de la haie	
C 2 : Ourlet enherbé	
Gestion du pied de la haie	15 points
C 3 : Lianes présentes dans étages 1 et 2	

STRUCTURE VERTICALE ET HORIZONTALE 45 points

Morphologie de la haie	35 points
C 4 : présence et continuité étage 2	
C 5 : Présence et continuité étages 3 et 4	
C 6 : Largeur de la canopée	
Les essences	10 points
C 7 : la diversité des essences	
C 8 : les espèces d'intérêt territorial	

MICRO-HABITATS 10 points

C 9 : nombre de micro-habitats (fossés, éléments rupestres, cours d'eau, terriers, bois morts, arbres à cavités, arbres habitats, les lianes dans étage 3-4...)

3.3.1 Implantation de la haie

3.3.1.1 - Critère 1 : implantation de la haie (talus haut, talus bas, billon, haie à plat).

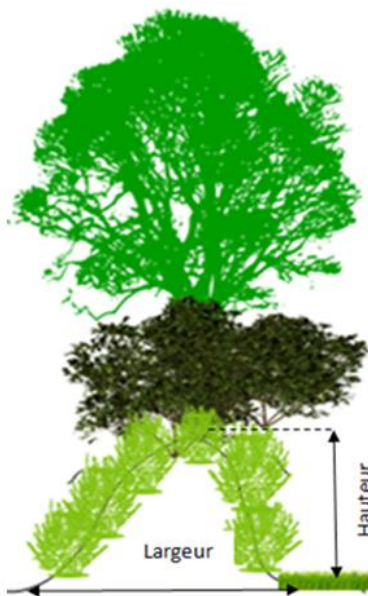


Figure 8 : mesures d'un talus

L'embase de la haie correspond au socle sur lequel la haie est implantée. La topographie du lieu d'implantation de la haie peut avoir plusieurs physionomies. Le support peut-être absent (haie à plat) ou constitué d'une surélévation linéaire du sol (haie sur talus) ou « en creux » (sur un fossé ou dans une dépression).

La microtopographie liée à la surélévation crée des microclimats et des micro-habitats correspondant aux exigences fines (sténoécies) de nombreuses espèces (Constant *et al.*, 1976). Les espèces fouisseuses à vie hypogée sont favorisées (Brun et Aubineau, 1989 ; O.N.C., 1983 ; Saint Girons, 1976 *in* Tourneur et Marchandau, 1996 ; Simonnet coord., 2015), ainsi que les espèces commensales, utilisateurs secondaires (Boissinot *et al.* 2015). Une partie de l'avifaune (Eybert et Mahéo, 1975, Tourneur et Marchandau, 1996) est favorisée par la présence de talus ; les haies sans talus y accueillant des peuplements minimisés (Burel *et al.* 1998). Pour les reptiles et les amphibiens, les haies sur talus, de surcroît lorsqu'ils sont accompagnés de fossés constituent des habitats optimum (Pollard *et al.* 1974 ; Saint Girons, 1976 ; Baudry, Jouin *et al.*, 2003 ; Boissinot *et al.*, 2013). Exposés au soleil, ils favorisent significativement les reptiles, groupe d'espèces hétérothermes. La hauteur du talus étant un paramètre favorisant

(Lecq, 2013).

Pour les arthropodes, la hauteur du talus et leur recouvrement herbacé est également un élément favorisant leur biomasse (Lecq, 2013). Sur le plan qualitatif, un talus haut (1,20 m de haut par 1,50 m

de large) est nettement plus intéressant pour la faune forestière ou de lisière (myriapodes, certaines araignées, reptiles, ...) qu'un talus bas (0,75 m de haut par 1 m de large), (Lecq, 2013). La flore y est également caractérisée (Le Cœur, 1996 ; Saliou, 2000). Celui-ci n'a pas la même valeur écologique selon ses dimensions, hauteur et largeur ; le volume du talus déterminant sa capacité d'accueil (Lecq, 2013). Selon les gradients d'humidité, de luminosité, les espèces végétales se répartissent du fond du fossé au sommet du talus (Rozé, 1976 ; Dowdeswell, 1987 in Baudry et Jouin *et al.*, 2003 ; Le cœur, 1996).

Pour la haie à plat, il ressort de la revue établi par Hinsley et Bellamy (2000) que plus la haie est large plus elle est intéressante pour les oiseaux ; les haies étroites étant défavorables (manque de ressources, exposition aux intempéries et à la prédation). Les auteurs préconisent minimum 2 mètres de largeur.

Quatre classes ont été définies pour les haies sur talus à partir, notamment des travaux de Lecq (2013). La largeur de l'inter-champ se mesure depuis l'aplomb du pied du talus jusque l'aplomb du pied opposé. La hauteur se mesure depuis le pied de la haie jusque la partie moyenne la plus élevée (figure 8). Sans avoir à utiliser un mètre et effectuer des mesures précises, l'utilisateur à ses débuts peut utiliser une pige « étalon ». La hauteur de 75 cm peut-être repérée sur le corps, à mi-cuisse par exemple. La hauteur de billon, souvent effectué à la charrue forestière, correspond à une demi-hauteur de botte (à mi-mollet). Il n'y a pas de notion de largeur sur cet attribut.



Figure 9 : mesure de la largeur d'une haie

Pour les haies à plat, 3 classes sont fixées. Implantées à même le sol, leur emprise est évaluée depuis la limite de gestion parcellaire à la limite de gestion parcellaire opposée (de « culture à culture ») (figure 9).

Pour les **haies « en creux »**, on considérera qu'il s'agit d'une haie « à plat » avec présence d'un fossé. Les éléments seront traités séparément suivant les pondérations s'y rapportant.

Tableau 2 : Modalités et pondération du critère 1 – implantation sur talus ou «à plat »

Pondération	Haie avec Talus	Pondération	Haie sans talus - Haie à plat
0	absence de talus, haie à plat	0	Emprise \leq 1 m
5	Billon (h 0,3)	5	Emprise 1 à 2 m
10	talus bas (h 0,3 m à $< 0,75 \text{ m} * l. < 1 \text{ m}$)	10	Emprise \geq 2m
15	talus haut (h $> 0,75 \text{ m} * l. > 1 \text{ m}$)		

Pour la pondération de l'embase (tableau 2), l'ouvrage étant un héritage (Baudry et Jouin *et al.*, 2003 ; Bardel *et al.*, 2008) sur lequel le gestionnaire actuel n'a que peu d'influence, **la note est divisée par 2 si de mauvaises conditions d'entretien sont constatées** (fossé profond en pied de talus, usage d'épareuse sur les flancs, usage du feu et/ou écobuage, rognage mécanique du pied par charrue ou autre outil fractionnant, piétinement par bétail, traitements chimiques, etc.)

Pour les **talus marche**, on croisera les deux pondérations (tableau 3), talus et haies à plat, avec la même diminution des points si le flanc du talus est dégradé.

Tableau 3 : Modalités et pondération du critère 1 – talus marche

Pondération	Talus marche bas et emprise de la haie	Pondération	Talus marche haut et emprise de la haie
5	Emprise ≤ 1 m	7	Emprise ≤ 1 m
7	Emprise 1 à 2 m	10	Emprise 1 à 2 m
10	Emprise ≥ 2m	15	Emprise ≥ 2m

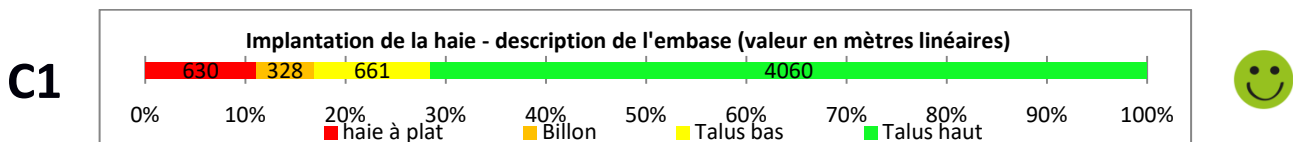


Figure 10 : Exemple de valorisation de la donnée. Les valeurs correspondent aux relevés d'informations sur une exploitation du bassin versant du Léguer. Pour tous les graphiques, la valeur figurant au sein de chaque classe correspond au linéaire de haies de l'exploitation présentant la caractéristique, en mètres.

3.3.1.2. Critère 2 : présence et largeur de l'ourlet herbeux

La structure des bords de champs ainsi que le mode de gestion et son histoire (gestion passée) a une influence majeure sur la flore (Baudry, 1985 ; Le Cœur, 1996 ; Baudry et Jouin *et al.*, 2003 ; Alignier et Baudry 2015 ; Dover, 2019) et la faune qu'ils contiennent (Brun et Aubineau 1989 ; Burel et Baudry, 1994). Une bande enherbée, couvert bas, en pied de haie peuplée de graminées et/ou de dicotylédones sera attractive pour les arthropodes floricoles, consommateurs de fleurs, de pollen et/ou de nectar dont beaucoup d'espèces d'auxiliaires de cultures (Boatman *et al.* 1984 ; Alignier et Baudry 2015, Sauvion *et al.* 2013 ; Sarthou 2015). Plus la diversité floristique sera importante, plus la richesse animale sera également importante (Baudry, Jouin *et al.*, 2003 ; Pollard, 1968). Cet espace rempli pour les invertébrés d'autres fonctions que l'alimentation (lieu d'hivernage, d'estivation, refuge, reproduction, etc.), (Sarthou 2015). Élément linéaire, il servira également d'habitat temporaire et/ou de corridor de déplacement pour les rhopalocères (flux d'individus entre tâches d'habitat prairial) (Delattre, Vernon, Burel, 2013).

L'ourlet herbeux constitue le milieu de reproduction de nombreuses espèces d'oiseaux nichant au sol (Brun et Aubineau 1989 ; Baudry, Jouin *et al.*, 2003, Hinsley and Bellamy, 2000). Pour la nidification de gallinacés (*e.g.* la perdrix rouge (*Alectoris rufa*)), Brun et Aubineau (1989) précisent que « une banquette herbeuse étroite (inférieure à 0,50 m) est considérée moyenne ; une haie sans banquette est considérée nulle. Une haie avec une banquette large (> 1 m) est favorable ». Constant et Eybert (1994) et Pollard *et al.* (1994) soulignent le rôle de l'ourlet pour l'alimentation des passereaux et particulièrement les fringilles, des turdidés, des gallinacés...

Les mammifères herbivores y trouveront une diversité d'espèces végétales favorables (Brun et Aubineau 1989, Michel 2006 ; Simonnet coord. 2015 ; Darinot, 2019). Les espèces géodrilophages trouveront dans cet espace des densités lombriciennes proches à celles des prairies (Granval et Aliaga, 1988).

Les reptiles y trouveront des conditions très favorables (Saint Giron, 1994a et 1976). Lourdais *et al.* (2015) précisent que la richesse spécifique des reptiles est influencée positivement par la largeur de l'ourlet herbacé du pied de la haie, à partir de 0.5 mètre ; un ourlet herbacé d'une largeur supérieure à 1 mètre étant crucial pour de nombreux taxons (Boissinot *et al.*, 2013). Vacher et Geniez (2010), expliquent que pour les batraciens, les bordures herbeuses même assez rases sont utilisées comme lieu d'alimentation, d'abri et de couloirs de déplacement. Autant d'arguments incitant à favoriser une certaine largeur.

Le linéaire prend en compte la totalité des ourlets de végétation (le linéaire total tiendra compte de cette situation) situés des deux côtés de la haie si la gestion y est maîtrisée (un seul côté si le vis-à-vis est maîtrisé par une tierce personne).

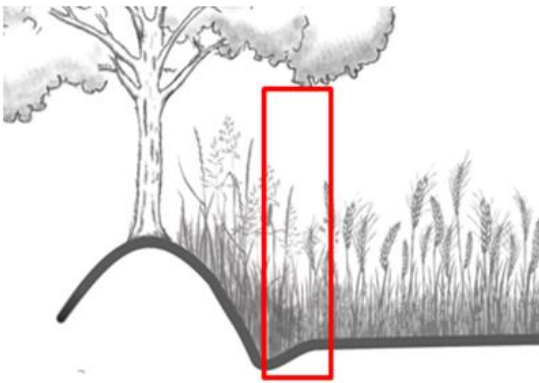


Figure 11 : localisation de l'ourlet herbacé en pied de talus

L'ourlet herbacé s'entend comme étant l'espace non remanié peuplé essentiellement de plantes herbacées annuelles, bisannuelles ou pérennes existant entre le pied de la haie et la parcelle agricole cultivée, pâturée et/ou fauchée (figure 11). Le linéaire prend en compte la totalité des ourlets de végétation situés des deux côtés de la haie si la gestion y est maîtrisée par l'exploitant (un seul côté si le vis-à-vis est maîtrisé par une tierce personne). La largeur de l'ourlet peut être mesurée à l'aide d'un mètre ou à l'aide d'une pige « étalon » ou, avec l'expérience, appréciée avec l'écartement des jambes (tableau 4).

Tableau 4 : Modalités et pondération du critère 2 – présence et largeur de l'ourlet herbacé

Pondération	Présence et largeur de l'ourlet herbeux	Pondération	Bocage sans talus
0	aucun	0	Aucun
3	< 0,50 m	0	< 0,50 m
10	0,50-1 m	10	0,50-1 m
15	> 1 m	20	> ou = 1 m

3.3.1.3. Critère 3 : lianes présentes dans les étages 1 (de 0 à 0.3 m) et 2 (0.3 à 2 m)

Les essences volubiles, sarmenteuses, présentes dans l'espace compris entre le sol et 2 mètres de haut complètent l'embase de la haie. Les ronces (*Rubus sp.*), la clématite des haies (*Clematis vitalba*) ou le chèvrefeuille des bois (*Lonicera periclymenum*), amorcent le début des successions végétales vers les stades forestiers supérieurs. Elles préparent le sol facilitant la germination des essences forestières (Otto, 1998 ; Bardel *et al*, 2008). Comme toutes les plantes, elles sont sources de nourriture, lieux d'abri, de reproduction et habitat à part entière pour quelques espèces qui y sont inféodées (e.g. le sphynx gazé, *Hemaris fuciformis*) ou favorisées par leur présence (e.g. les turdidés, les sylvidés, les fringilles) (Brun et Aubineau, 1983 ; Sauvion *et al*, 2013). Elles sont utilisées par une faune qui pour beaucoup d'espèces leur sont inféodées (Spohn et Spohn, 2018).

Les ronces (*Rubus sp.*) sont réputées pour être favorable à un très grand nombre d'insectes. Pas moins de 55 espèces citées par Didier et Guyot (2012) y sont liées : des coléoptères floricoles ou phyllophages, des diptères gallicoles, des lépidoptères polyphages, des butineurs dont de nombreux hyménoptères, des hétéroptères carpophages, etc. L'ensemble de la plante joue un rôle écologique majeur pour les insectes. Seules les tiges de 2 ans produisent des fruits. La liste des vertébrés ayant une relation avec la ronce est également très longue, du rat des moissons (*Micromys minutus*), troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) ou de la rainette arboricole (*Hyla arborea*) de quelques grammes au cerf élaphe (*Cervus elaphus*).

La présence des lianes, particulièrement les ronces (*Rubus sp.*), est un bon indicateur de la pression d'entretien appliqué au pied de la haie ou de l'absence de protection en espace pâturé. La quantification de cette présence s'apprécie par la proportion du linéaire de haie colonisée par l'espèce. La continuité est appréciée selon la longueur de haie occupée par l'espèce. Pour l'évaluer, il faut absolument s'éloigner de la haie, la découper en quartile (quatre parties d'égales longueurs), percevoir le taux d'occupation par quartile et le cumuler pour le quantifier sur la longueur de la haie. Les 4

classes retenues sont suffisamment larges pour éviter les confusions (tableau 5). En cas d'hésitation, retenir la classe inférieure.

Tableau 5 : Modalités et pondération du critère 3 – présence de lianes dans les étages 1 et 2

Pondération	Présence des lianes dans étages 1 et 2
0	absence
3	< 25 %
10	25 – 50 %
15	> 50%

3.3.2 Structure verticale et horizontale de la haie

3.3.2.1. Critères 4 et 5 : stratification - présence des étages (déterminés par la hauteur et leur continuité)

Les étages ou strates sont définis selon la hauteur des végétaux par rapport à la surface du sol et s'inspire de la classification de Raunkier (1934, *in* Rameau, Mansion, Dumé *et al.*, 2012). Ils contribuent à caractériser l'organisation verticale de la haie (Bastien et Gauberville, coord, 2011 ; Drénou, 2016). Pour les haies, le terme d'étage est préféré. « La présence d'une discontinuité verticale marquée permet de distinguer les étages » (Drénou, 2016).

La continuité horizontale (%) est évaluée (Charrier *et al.*, 1997 ; Lack, 1988). Elle est déterminante pour la circulation des espèces forestières dans les haies ; certaines ayant une réticence à s'aventurer en dehors de la couverture boisée (phototropisme négatif) (Baur et Baur, 1992 ; Charrier *et al.*, 1997 ; Danchin *et al.*, 2012). La structure de la végétation (étagement et continuité verticale), du fond du fossé à la cime des arbres, est un facteur important permettant d'expliquer la plus ou moins grande abondance des espèces dans une haie (Tourneur et Marchandea, 1996). Le nombre de strates influe aussi bien sur la qualité des habitats de la haie (microclimat, abris...), que sur la quantité d'habitats disponibles (volume de végétation, hétérogénéité...), ou la qualité et la quantité des ressources disponibles. (Baudry, Jouin *et al.* 2003). Constant et ses collaborateurs, en 1976, à propos du peuplement avien, Saint Girons et ses collaborateurs en 1976, à propos des micromammifères et Saint Girons et Duguy en 1976 pour les reptiles précisent que leur diversité semble réagir fortement selon la structure de végétation ; des espèces sont inféodées, plus ou moins nettement, à une structure végétale ou à des strates de végétation. Les haies composées de trois étages (arborescent, arbustif et buissonnant dense) abriteront le plus grand nombre d'espèces.

Outre le refuge qu'elle procure aux oiseaux comme lieu de brancher, de guet (rapaces, corvidés, etc.), de repos ou de quiétude et de parade nuptiale, la strate arborescente haute (émondée et haut jet développé), produit de la nourriture pour les phyllophages comme pour les floricoles ou les frugivores (Gariboldi et Ambrogio, 2018)

Pour certains micromammifères comme le campagnol roussâtre (*Clethrionomis glareolus*) ou la crocidure musette (*Crocidura russula*), la haie est un habitat permanent. (Baudry, Jouin *et al.* 2003). Une haie « complète », plurispécifique, à trois strates denses de végétation abritera plus de campagnols roussâtres et moins de mulots (*Apodemus sylvaticus*) qu'une haie arbustive mono-spécifique (Saint Girons 1994b). D'autres musaraignes comme la musaraigne pygmée (*Sorex minutus*) et la musaraigne couronnée (*Sorex coronatus*) sont strictement inféodées aux haies en espace agricole (Michel, 2006).

Pour les amphibiens, la conservation de haies pluristratifiées hautes et larges pour maintenir une ambiance forestière (ombre et litière organique) est importante pour des espèces forestières (urodèles et anoures) qui utilisent la haie comme habitats de substitution ou comme continuité écologique (Boissinot, 2009).

Pour les insectes et les arachnides, la haie pluristratifiée haute permet aux espèces sylvoles et forestières de se maintenir dans le bocage (Sarhou, 2015).

Compartiment essentiel de la haie, l'étage arbustif (étages 2 et 3) est celui qui, souvent, donne à la haie son caractère exubérant. De nombreuses espèces dépendent de son existence dans un bon état de conservation. Il remplit de nombreuses fonctions écologiques (Hinsley et Bellamy 2000). Les plantes de l'étage arbustif produisent de nombreuses fleurs et de nombreuses graines, baies et fruits; leur variété et l'étalement de leurs cycles reproductifs (phénologie de floraison ou de fructification) procurent à l'avifaune une alimentation importante, disponible sur une longue période. Pour les passereaux, l'important est que la strate buissonnante basse soit bien garnie et fermée jusqu'au sol Hinsley et Bellamy (2000) précisent que la végétation dense au pied de la haie (parties basses) est importante pour beaucoup d'espèces d'oiseaux notamment dans le choix d'emplacement de nids et le succès reproducteur.

Pour les reptiles, la répartition locale dépend essentiellement de l'existence d'un couvert végétal assez dense entre le sol et un ou deux mètres (Saint Girons et Duguy 1976 *in* Tourneur et Marchandau 1996). La composition floristique étant pour l'essentiel constituée d'arbustes.

S'assurer que la haie possède une couverture arborée continue verticalement et horizontalement est indispensable pour permettre les échanges métapopulationnels à travers la matrice agricole.



Figure 12 : délimitation des étages (stratification) dans une haie

Quatre étages sont identifiés (figure 12) : *i*, l'étage 1 correspond à l'étage herbacé (< 0.3 m) constitué de thérophytes, géophytes et hémicryptophytes, des plantes non ou à peine ligneuses ou de la litière; *ii*, l'étage 2 (de 0.3 à 2 m) est constitué de végétaux herbacés hauts, de chaméphytes (buissons, colonies, sous-arbrisseaux, arbrisseaux, plantes sous-frutescentes), de nanophanérophytes ainsi que les branches basses des arbustes ou des arbres et des lianes. La physionomie de cet étage correspond souvent à une formation mixte plus ou moins dense et difficile à pénétrer ; *iii*, l'étage 3 (de 2 à 7 m) à la présence de phanérophytes tels les arbustes hauts, les jeunes arbres et des parties basses des arbres ; *iv*, l'étage 4 (>

7 m) correspond aux méso et macro-phanérophytes, les arbres dominants et codominants (Drénou, 2016).

La continuité, pour les étages 2, 3 et 4, est appréciée selon la proportion occupée par l'étage le long du tronçon de haie examiné (tableau 6 et 7). Pour l'évaluer, il faut absolument s'éloigner de la haie, la découper en quartile (quatre parties d'égales longueurs), percevoir le taux d'occupation par quartile et le cumuler pour l'évaluer sur la longueur de la haie. Les 5 classes retenues sont suffisamment larges pour éviter les confusions. En cas d'hésitation, retenir la classe inférieure.

Autre point relevé, si la continuité globale de la haie (étage 2 + étages 3 et 4) est supérieure à 70%, 6 points seront ajoutés à la pondération (3 points par étage).

Ces critères sont ceux pour lesquels la pondération est la plus importante; la couverture arborée correspondant à l'existence même de la haie. La qualité des autres compartiments dépend naturellement de cette architecture.

Tableau 6 : Modalités et pondération du critère 4 – présence et continuité de l'étage 2

Pondération	Classes – présence et continuité de l'étage 2
0	sans objet
0	< 25%
2	25 - 50%
5	50 - 75%
10	> 75%

Pour la pondération de l'étage 2, la note est divisée par 2 si de mauvaises conditions d'entretien sont constatées avec une réduction de sa largeur par un sur-entretien au lamier et/ou à l'épareuse.

Tableau 7 : Modalités et pondération du critère 5 – présence et continuité des étages 3 et 4

Pondération	Classes – présence et continuité des étages 3 et 4
0	sans objet
0	< 25%
2	25 - 75%
5	50 - 75%
10	> 75%

La gestion n'est pas prise en compte pour l'étage 3-4 car elle est intégrée dans le critère 7 : largeur des houppiers.

3.3.2.2. Critère 6 : largeur des houppiers ou couronne

La largeur de la haie contribue à l'existence de conditions micro-environnementales qui seront proches de celles des milieux forestiers (Baudry et Jouin *et al.*, 2003). Ainsi, le nombre d'espèces herbacées forestières augmente avec la largeur des haies (Baudry, 1988). Elle est le prédicateur le plus significatif de la diversité des espèces herbacées (Hegarty *et al.*, 1994 *in* Baudry, Jouin *et al.*, 2003). Cet effet sur la présence et le nombre d'espèces sylvatiques dans les haies ne serait sensible qu'à partir d'une certaine valeur (7 ou 12 mètres). Pour les oiseaux nicheurs, l'abondance et la richesse spécifique augmente avec la largeur, le volume de la haie et l'abondance des arbres et ceci, particulièrement pour les espèces forestières (Hinsley et Bellamy, 2000). L'auteur ajoute que « les haies étroites sont défavorables à cause d'une combinaison du manque de ressources, d'exposition aux intempéries et à la prédation (peu d'options pour la dissimulation des nids) ».

Chevallier et Dhuiège (2015) dressent les mêmes conclusions et précisent qu'un « bocage constitué de haies hautes et larges, donc faiblement taillées, accueille une avifaune nicheuse plus riche, plus abondante, plus diversifiée et d'un plus grand intérêt patrimonial qu'un bocage constitué de haies basses et étroites, donc fortement taillées ». La haie, à condition d'être suffisamment large, représente donc pour les espèces aviennes liées aux arbres un habitat sub-optimal.

Chez les escargots, Baur et Baur (1992) montrent que l'efficacité des déplacements dans un corridor est proportionnelle à sa largeur ; il semble que plus un corridor écologique est large, plus la probabilité qu'un individu rencontre la lisière du corridor est faible et donc moins les déplacements sont interrompus. Pour les carabes forestiers, leurs prédateurs, ils préfèrent aussi les zones ombragées fournissant une quasi obscurité (Burel, 1991 ; Aviron *et al.*, 2005).

La largeur de la haie doit être prise à l'aplomb des houppiers (couronnes). La moyenne est appréciée sur l'ensemble du tronçon décrit. Cette variable contient trois modalités suffisamment larges pour éviter toute erreur et n'a pas de nécessité à être mesurée à l'aide d'un outil de mesure (tableau 8). En cas d'hésitation entre deux classes, choisir la classe inférieure. Elle est non mesurable si la haie a fait l'objet d'une exploitation récente ou si la haie est très jeune. Les classes répondent à des réalités écologiques mais également réglementaires ; l'intérêt étant de percevoir également l'optimisation réglementaire par le gestionnaire de l'exploitation.

Tableau 8 : Modalités et pondération du critère 6 – largeur des houppiers

Pondération	Largeur de la haie - Largeur des houppiers
0	< 4 m
4	4-10 m
9	> 10 m

3.3.2.3. Critère 7 : richesse en espèces ligneuses et semi-ligneuses

Les essences, au sein du PGDH, font l'objet de deux approches différentes. Un premier relevé permet d'identifier les essences productives de bois reconnues. Elles sont notifiées dès lors que leur abondance/dominance (en couverture) représente plus de 1/8 du linéaire de la haie en distinguant les essences principales des essences secondaires. Associé à leur niveau de croissance par haie, la typologie de haie, et les références de production locales, leur inventaire permet d'évaluer le potentiel de production et le linéaire exploitable annuellement. Le second relevé est d'intérêt écologique. L'intérêt de ce critère et la façon de le relever est décrit ci-après.

A l'augmentation de la richesse végétale correspond une augmentation de la richesse animale et particulièrement des arthropodes ; les espèces étant majoritairement spécialistes (*i.e.* inféodées à une seule espèce-genre-famille végétale). Ainsi pour chaque espèce végétale, correspond une/des espèces phytophages qui alimenteront des entomophages et parasitoïdes plus ou moins spécifiques et des généralistes (Sauvion *et al.*, 2013). Une composition floristique diversifiée, selon les lieux et les saisons, permet aux herbivores de se nourrir et à une chaîne alimentaire de se former. C'est un facteur important permettant ainsi d'expliquer la plus ou moins grande abondance des espèces dans une haie (Tourneur, Marchandau, 1996 ; Hinsley et Bellamy, 2000). Les oiseaux font également preuve de sélection d'essences pour répondre à leurs besoins écologiques (Lakhani, 1994 ; Lormée, 2015). En termes de spécialisation, les arthropodes, et les insectes en particulier, sont les groupes qui offrent le plus d'exemples. En Angleterre, le chêne (*Quercus species*) peut abriter 284 espèces d'insectes, l'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*) 149, l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) 15 (Moore *et al.*, 1967). Didier et Guyot (2012), dans leur ouvrage, apportent également des chiffres quant au nombre d'espèces d'insectes qui peuvent être liées à une plante. Leur recueil valorise l'importance écologique que possède chaque espèce végétale et démontre ainsi l'intérêt majeur de conserver voire de développer un maximum de diversité végétale au sein des agro-écosystèmes. Pour exemple, le noisetier (*Corylus avellana*) qui attire une faune très diversifiée, représenté par 250 ou 300

espèces d'arthropodes connus environ. Il hébergera des espèces qui se nourrissent de sève ou de contenu cellulaire (punaises, pucerons, cochenilles, cicadelles, acariens, etc.) ainsi que leur cortège de prédateurs et de parasitoïdes (coccinelles, syrphes, chrysopes, araignées, etc.), des consommateurs de feuillage (chenille, altises, charançons, tenthrèdes, etc.)

Sarthou (2015) soulignent que les essences de la haie joue également un rôle vital (essence hôte de proie « fourrage », hibernation, etc.) pour l'accueil de la faune auxiliaire de cultures.

Une grande diversité permet aussi d'assurer la pérennité de la haie en espérant avoir suffisamment d'espèces capables de répondre à la problématique des changements globaux.

Ce critère nécessite absolument de longer la haie pour compter le nombre d'espèces semi-ligneuses et ligneuses présentes (tableau 9). L'exhaustivité est recherchée (néanmoins, pas d'aller-retours) ; une forte diversité végétale prédisposant une forte diversité animale.

Des essences comme le genêt à balai (*Cytisus scoparius*), l'ajonc d'Europe (*Ulex europaeus*) ou la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) par exemple sont intégrées dans le listing. Le menu déroulant de la tablette intègre les essences souhaitées. Des singularités géographiques augurerons de devoir ajouter les spécificités locales.

Tableau 9 : Modalités et pondération du critère 7 – richesse en espèces ligneuses

Pondération	Richesse en espèces ligneuses (hors lianes)
0	0
2	1 – 4
4	5 – 9
5	> 9

3.3.2.4. Critère 8 : richesse en espèces ligneuses d'intérêt sectoriel

Les haies de chaque région bocagère présentent des communautés qui les identifient. Ces typologies associant la composition floristique et la gestion appliquée, souvent historique, singularisent les paysages français (Le Cœur, 2016). Certaines pratiques peuvent affecter les peuplements ; certaines espèces identitaires se trouvant ainsi menacées. Par exemple, pour le Trégor (petite région agricole à laquelle appartient le bassin versant du Léguer), 6 espèces ci-après d'intérêt local sur le plan patrimonial, paysager et fonctionnel ont été retenues (tableau 10): l'if (*Taxus baccata*), le houx (*Ilex aquifolium*), l'orme champêtre (*Ulmus minor*), l'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*), le pommier sauvage (*Malus sylvestris*) et le poirier sauvage (*Pyrus pyraster*). Souligner les haies qui accueillent ces espèces à croissance lente et sans grand intérêt économique dans le plan de gestion permet de les préserver lors des coupes. Néanmoins, pour ces espèces, des valorisations de niche existent (tournerie, ébénisterie, ...).

Tableau 10 : Modalités et pondération du critère 8 – richesse en espèces ligneuses d'intérêt géographique

Pondération	Richesse en espèces ligneuses d'intérêt géographique
0	0
2	1
4	1 – 2
5	> 2

3.3.2.5. Critère 9 : habitats spécifiques de la haie

Les micro-habitats de l'embase

La présence de micro-habitats en pied de haies est favorable à énormément de taxons très spécialisés (espèces sténoèces). Les fossés ou les cours d'eau en pied de haie ou la présence d'une mare (point d'eau lentique) contre la haie seront des zones qui seront habités par la faune des zones humides ; la qualité de l'eau étant déterminante. Elle sera colonisée par une végétation hygrophile diversifiant l'espace bocager. La diversité de la faune des macro-invertébrés benthique pourra s'y développer. Les batraciens seront favorisés (voir critère 1) et les utiliseront pour chasser et s'y reproduire (Boissinot *et al.*, 2013). Les reptiles viendront les consommer allongeant ainsi les réseaux trophiques stationnels (Lourdais *et al.*, 2015). L'avifaune, y compris des espèces liées aux espaces humides, sauront utiliser ces espaces comme lieux de chasse (e.g. bergeronnettes des ruisseaux (*Motacilla cinerea*), gallinule poule d'eau (*Gallinula chloropus*), bécassine des marais (*Gallinago gallinago*), etc.). Les mustélidés liés aux espaces humides y seront favorisés (Simmonet, coord, 2015).

Les terriers de mammifères (voir critère 1) constituent également des niches écologiques diversifiant la haie (Simmonet, coord, 2015) et créant des cavités et des conditions de vie favorables pour des espèces recherchant obscurité et fraîcheur (e.g. batraciens (Boissinot *et al.*, 2013), oiseaux cavicoles (Lormée *et al.*, 2011), carabidés cavernicoles (Le Chapt, com.pers.),...).

Les milieux rupicoles, adossés à la haie constituent des habitats, généralement discontinus, pour les espèces qui y sont liées. Existant sous des formes variées, blocs rocheux ou amas de pierres, des bactéries, des algues, des lichens, des bryophytes, des ptéridophytes ou des végétaux supérieurs, occupent ces espaces (Pech, 2013 ; Emberger *et al.*, 2012) qui contribue à enrichir la biocénose de la haie. Les reptiles et les rhopalocères sont favorisés. Ils y trouvent des conditions privilégiée d'héliothermie (Lourdais *et al.*, 2015 ; Buord *et al.*, 2017).

Les habitats considérés à la base de la haie seront, de manière non exhaustive : i ; présence d'un fossé non drainant (creux humide en pied de haie ou de talus), présence d'un cours d'eau notamment en tête de bassin versant ou les zones de sources, non identifiés dans l'interface vu leur largeur ; ii, observation de terriers de lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) de renard roux (*Vulpes vulpes*) de blaireau (*Meles meles*)... ; iii, présence d'éléments rupestres entreposés ou naturels (tas de pierre, muret de pierres sèche et talus mur, chaos rocheux, tas de cailloux...). La surface occupée par ces éléments doit être supérieure à 1m² pour être retenus.

Les micro-habitats de la haie

La présence de dendro-micro-habitats est primordiale pour identifier l'accueil potentiel d'espèces à faible valence écologique (Baudry, Jouin *et al.*, 2003 ; Vallauray *et al.*, 2009 ; Mansion, 2015) et aux statuts de conservation parfois préoccupants (Emberger, Larrieu et Gonin, 2012 ; Chambord et Chabrol, 2015 ; Tourneur et Marchandau, 1996)

Toutes les cavités présentes dans les arbres, qu'elles aient été creusées par un pic ou liée à une blessure vont procurer des abris de repos, de nutrition ou de reproduction pour les espèces cavicoles primaires (*i.e.* qui réalisent le trou comme les picidés par exemple) ou les espèces cavicoles secondaires (*i.e.* qui vont utiliser les cavités réalisées par les cavicoles primaires ou les cavités naturelles, les chiroptères par exemple). Pour être performant dans l'accueil de ces espèces et maintenir leur présence dans le bocage, les cavités doivent être nombreuses et réparties en réseau (Simmonet coord, 2015) ; une compétition pour l'accès aux cavités notamment en période de reproduction est régulièrement observée (observations personnelles).

Les parties de bois mort, qu'il s'agisse d'un arbre en entier, d'une branche charpentière ou une cime brisée (volis), d'une branche morte dans le houppier ou d'un simple rameau rompu deviendra intéressant pour des espèces saproxyliques ; certaines, à haute valeur patrimoniale et parfois considéré

comme des espèces reliques des forêts primaires. Selon son diamètre et son emplacement, il intéressera des espèces différentes. Au gré de la décomposition (*continuum* de saproxylation), les espèces s'y succéderont : des coléoptères et des champignons saproxyliques de houppier, la plupart des espèces exploitant les fentes (vertébrés ou invertébrés), des hyménoptères (guêpes et abeilles) (Vallaury *et al.*, 2005 ; Emberger, Larrieu, Gonin, 2012).

Les pratiques d'entretien des haies bocagères tel l'émondage et le traitement en arbre têtard, ainsi qu'une présence continue de très gros et vieux arbres (sains, morts ou sénescents) associée à de fortes densités de cavités créent des conditions proches de celles rencontrées dans des forêts dites « naturelles », fournissant ainsi un habitat de substitution pour un cortège d'insectes liés aux boisements très anciens. Les haies bocagères peuvent donc constituer un habitat de substitution pour des espèces de coléoptères habituellement considérés comme indicatrices des boisements anciens et préservés (Chambord et Chabrol, 2015 ; Kirby, 1992). Sur ces très gros bois, un mètre carré d'écorce (rhytidome) peut héberger jusqu'à 200 arthropodes (Canard, com.pers.). Cette abondance favorise des oiseaux forestiers prédateurs comme les mésanges (*Parus species*), les grimpeaux (*Certhia species*), les picidés, la sittelle torchepot (*Sitta europaea*), etc. (Géroutet, 2010).

Par ailleurs, les lianes comme le lierre (*Hedera helix*) ou le chèvrefeuille des bois (*Lonicera periclymenum*), essences volubiles, sarmenteuses, complètent les éléments structurants la haie. Elles apportent une réelle plus-value écologique et répondent à des besoins très spécifiques pour les espèces qui y sont liées comme les insectes (Didier et Guyot, 2012 ; Garbuzov et Ratniek, 2014), les colombidés (Brun et Aubineau, 1989 ; Lormée, 2015), des mammifères comme les chiroptères arboricoles, la fouine (*Martes foina*, E.) et la martre (*Martes martes*, L.), l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*, L.), le loir gris (*Glis glis*, L.), le chevreuil (*Capreolus capreolus*, L.),...

Les habitats suivants sont retenus :

- Présence d'arbres à cavités creusées par les pics ($\emptyset > 3$ cm), Cavités de pied, à fond dur ($\emptyset > 10$ cm), Plages de bois non carié sans écorce ($S > 600$ cm² = A4), Cavités évolutives à terreau ou plage de bois carié, de pied ou de tronc ($\emptyset > 10$ cm), Cavités remplies d'eau (dendrotelmes ; $\emptyset > 10$ cm), Fentes profondes (largeur > 1 cm et profondeur > 10 cm), écorces décollées formant un abri, Champignons polypores (s.l. ; $\emptyset > 5$ cm), Coulées de sève actives (résine exclue), (Emberger, Larrieu et Gonin, 2012),

- Présence de bois mort debout (chandelles), ou à terre (volis, chablis), dont le diamètre > 15 cm et > 1 m de longueur, tas de branches mortes - rémanents de coupe d'un volume > 3 m³, arbres présentant une descente de cime (Emberger, Larrieu et Gonin, 2012). Les arbres têtards, gérés par étêtage régulier en vue d'une production de bois de chauffage, les très gros bois arbres dont le diamètre > 70 cm. Pour ces mesures, avant de les avoir « dans l'œil », l'utilisation d'un pied sylvicole peut être préconisée mais cette action peut s'avérer chronophage.

- Présence d'arbres remarquables au sens historique et patrimonial (Jézégou, 2008). La singularité de ces arbres dépend des dimensions (diamètre > 90 cm pour un chêne, 35 cm pour un hêtre, 130 cm pour un châtaigner ou 60 cm pour un if), du cadre et de la situation géographique et paysagère, de l'architecture, des croyances et de l'histoire qui y sont rattachées, de l'état sanitaire et de l'accessibilité.

- Présence substantielle de lierres, de ronces, houblons, clématites, chèvrefeuilles, églantiers... dans les étages 3 (de 2m à 7m) et 4 (> 7 m). Pour la présence de lierre : si l'opérateur observe juste une présence sans pratique d'enlèvement = 0 habitat ; si le lierre est développé avec fructification (1 arbre / 100ml) = 1 habitat ; s'il est abondant avec fructification (> 1 arbre / 100ml) = 2 habitats.

Pour la présence des autres lianes : si présence : 1 habitat.

Toutes les formes d'arbres « habitat » sont considérées comme un habitat.

Les points attribués aux micro-habitats (tableau 11) tiennent compte de leur présence et des interactions favorables entre ces habitats (zones de transition, etc...). Deux habitats sont ainsi plus intéressants qu'un habitat + un habitat. Le lierre est considéré comme un micro-habitat tant l'intérêt écologique qu'il représente est majeur et par sa facilité de conservation ; la décision de les couper (pratique encore courante) appartenant au gestionnaire.

Tableau 11 : Modalités et pondération du critère 9 – richesse en habitats spécifiques

Pondération	Classes – présence d'habitats spécifiques
0	Pas d'habitat
2	1 habitat
5	2 habitats
10	plus de 2 habitats

3.3.4. Déroulement et étapes de réalisation d'un PGDH

Le déroulement, les étapes de réalisation d'un PGDH, ainsi qu'un exemple de résultats, leur interprétation et un exemple de restitution des résultats sont présentés en annexe 4.

3.4. Discussion – Conclusion (du thème 1)

L'outil, qui correspond à une description de la haie en tant qu'habitat total ou partiel pour la faune et la flore sauvage doit assurer sur le long terme l'existence des espèces liées aux arbres dans l'espace agricole. Elle doit également assurer la perméabilité des paysages en tant que corridor écologique pour assurer les flux d'espèces d'un espace boisé à un autre.

La méthode correspond à des relevés indirects de biodiversité par caractérisation des compartiments constituant une haie. Elle relève des niches écologiques correspondant à beaucoup de taxons vivants dans les agrosystèmes bocagers. Elle évalue, à l'instar de l'IBP, la biodiversité potentielle de la haie et de l'exploitation. La plupart des éléments relevés sont simples et ne présentent pas d'ambiguïté. L'observation des critères est aisée et peut être réalisée, pour l'essentiel des situations, sans avoir à pénétrer à l'intérieur de la haie.

Le temps d'apprentissage de la méthode est court, étalonnage sur une journée, même si au fil du temps l'expérience de l'opérateur s'aguerriera notamment pour l'appréciation des largeurs de haies, de l'ourlet ou des très gros bois sans outil de mesure.

Pour les habitats spécifiques, auxquels peu d'importance pondérale a été donné du fait que pour la plupart d'entre eux, ils dépendent de l'état général de la haie (largeur, présence des étages et continuité), leur caractérisation est aisée puisque nous relevons l'occurrence (présence/absence). Pour le lierre, l'observation de la reproduction (fleurs ou drupes) est néanmoins nécessaire mais ne relève pas d'une quelconque difficulté.

A l'instar de l'IBP, la méthode présente l'intérêt de faire reposer le diagnostic essentiellement sur l'observation des espèces ligneuses et semi-ligneuses ou des lianes. L'inventaire des essences exige leur identification. Cette compétence en dendrologie est indispensable (dispense d'autres compétences). Il ne s'agit pas des taxons les plus difficiles d'appropriation d'autant que par secteur biogéographique, les cortèges sont restreints et connus.

La méthode repose sur l'intégration de l'exhaustivité des haies de l'exploitation dans le PGDH. L'intégralité des relevés sylvicoles et « biodiversité » sont réalisés rapidement et sans mesures complexes (environ 5 minutes/haie sur le bassin versant du Léguer), « le temps de longer la haie ». Néanmoins, dans les bocages à grain fin (densité élevée), le nombre de tronçons de haie peut être important (plus de 200/exploitation) et peut nécessiter jusqu'à 3 jours de relevés de terrain. Le souhait initial d'avoir une méthode intégrative de nombreux paramètres et peu chronophage est respecté.

Lors des relevés, les atteintes à la haie sont également notifiées. Sont pris en compte l'usage inapproprié de l'épareuse, du lamier, des produits phytosanitaires, le piétinement et l'abrutissement par le bétail ou le gibier, l'usage du feu contre la haie, le barbelé fixé sur les arbres,... Il avait été envisagé de créer un indice ad'hoc prenant en considération les atteintes à la haie en s'inspirant de l'indice de Carnino développé dans les habitats d'intérêt communautaire forestier (Carnino, 2009 ; Maciejewski, 2016) mais, de manière plus allégée, le choix s'est porté sur l'application d'un abattement si le constat des dégradations est avéré sur l'entretien des flancs de talus ou sur la gestion de l'étage 2, de 0.3 à 2 mètres. L'observation d'espèces allochtones à caractère envahissant (Espèces Exotiques Envahissantes, EEE) est également relevé et intégré dans la liste à cocher des atteintes et dégradations observées sur la haie. Ce dernier point est discuté avec l'exploitant pour que des mesures de gestion soient prises.

L'outil n'est pas conçu pour permettre un diagnostic de territoire qui demande une approche différente en terme de diagnostic de fonctionnement de la maille même si plusieurs indicateurs relevés seraient les mêmes. D'autres méthodes existent pour cela comme par exemple celle de territ'eaux construit en Bretagne par la chambre d'agriculture et l'INRA. https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/. Le PGDH permet de s'affranchir des aspects liés à la complexité d'un paysage. Pour cette approche, l'opérateur appliquera sur le secteur où se situe l'exploitation agricole les traitements de données géomatiques permettant de caractériser les éco-paysages et le grain bocager expliqués dans la partie 1 (chapitre 2) et superposera sur carte les haies de l'exploitation avec les classes correspondant aux valeurs PGDH pour percevoir la responsabilité de l'exploitation dans la fonctionnalité écologique locale. Le gestionnaire appliquera alors des mesures de gestion de conservation si l'exploitation se révèle être situé dans un paysage fonctionnel et envisagera des actions de restauration ou de réhabilitation, voire de création de haies, si l'exploitation concourt au disfonctionnement écologique local.

Les méthodes indirectes d'évaluation de la biodiversité ont des limites que le praticien ne doit pas occulter. Ce que Emberger et Larrieu (*in* Nivet *et al.*, 2012) précisent à propos de l'IBP est recevable en grande partie pour le PGDH. « Ce n'est pas un modèle prédictif de la biodiversité ! » Le taux de « remplissage » des espèces présentes dans la haie reste inconnu. Pour percevoir une approche directe, les inventaires restent indispensables (partie 3, chapitre 4.2). Il ne s'agit pas non plus d'un indicateur du bon fonctionnement de l'agrosystème bocager. Un diagnostic complet nécessiterait de vérifier l'intégrité de l'ensemble des groupes fonctionnels, l'absence de déséquilibres même si l'état de certains compartiments laissent imaginer leur fonctionnalité, le maintien des dynamiques qui régissent un écosystème, l'absence d'altération des sols, etc. La haie reste un élément anthropique, construit et géré par l'homme. En tant qu'élément semi-naturel fixe du paysage, elle permet d'assurer de nombreuses fonctions permettant aux espèces liées aux arbres, à défaut d'être forestières, d'exister dans la matrice agricole. Le PGDH, à travers le score obtenu permet d'entrevoir l'hémérobie de la haie, c'est-à-dire son degré de naturalité (Paracchini et Capitani, 2011).

Le PGDH n'est pas une norme de gestion. Un score élevé possède une capacité d'accueil élevée et un score faible, une capacité d'accueil faible. Les seuils fixés par les trois classes, (défavorable, moyenne, favorable) ne doivent pas être utilisés pour hiérarchiser les exploitations d'un territoire entre elles. Par contre, ils permettent de situer la qualité des haies de l'exploitation et, en répétant l'opération dans le temps (suivi diachronique), de définir les tendances favorables ou défavorables d'évolution de la

qualité des compartiments et des haies en général. Il permet donc d'organiser les actions de gestion avec une équirépartition dans l'espace et dans le temps.

Le PGDH contribue à faire évoluer le diagnostic et les pratiques courantes de gestion et d'entretien des haies. Il attire l'attention des gestionnaires sur les facteurs importants pour la biodiversité ordinaire, trop souvent méconnue ou sous-estimée. En accompagnement du plan de gestion, un guide de préconisation de gestion durable des haies, produit par l'AFAC-Agroforesteries, est remis à l'exploitant. Le document, sous une forme ludique, en sus des conseils de gestion sylvicoles assurant la durabilité de la haie, présente dans le détail, compartiment par compartiment, leur intérêt pour la biodiversité (intégration de la revue bibliographique réalisée dans le cadre de ce travail). L'outil PGDH, à partir de novembre 2019, est utilisable pour la phase de terrain. Le rapport pré-rédigé, calibré et optimisé, et le système de rapportage automatique des données est encore en cours de construction. Cette phase doit être opérationnelle à la fin de l'année 2019.



L'ensemble des données PGDH produites en France seront hébergées dans une base de données unique au sein de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) dans le cadre du « label Haie », pour

lequel la réalisation d'un PGDH à l'échelle de l'exploitation est obligatoire, et pourraient servir au dispositif national de suivi des bocages conduit par l'IGN et L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS, futur Office Français de la Biodiversité, OFB).

Le PGDH, outil pédagogique, à travers la grille d'évaluation facilement appréhendable, a vocation à transmettre et faire valoir des pratiques de gestion durable des haies. Il va être déployé dans les bocages français. Il est non figé et est susceptible d'évoluer au gré d'adaptations géographiques (typologie de haies, essences rencontrées, pratiques localisées, etc.). Un module pour l'évaluation du stockage de carbone sur l'exploitation est en réflexion sans perdre de vue qu'un trop grand nombre de paramètres relevés peut compliquer l'identification des priorités d'actions.

Des formations à destination des professionnels des structures en charge de la gestion des bocages, qui devront être agréées, vont être déployées ; les structures formatrices étant elles-mêmes certifiées par l'AFAC-Agroforesteries.

Intégrateur et composite, le PGDH est conforme avec le développement durable attendu dans les exploitations agricoles et les filières de commercialisation de bois. Il est en phase avec l'axe 4.3 du Plan National de Développement de l'Agroforesterie qui est « d'améliorer la valorisation économique des productions de l'agroforesterie de manière durable et plus précisément de mettre en place des plans de gestion durable des systèmes agroforestiers et promouvoir la reconnaissance « bois agroforestier géré durablement ».

Thème 2

4 – Réalisation d'une évaluation participative de la biodiversité des haies. Démonstration de la haie comme réservoir de biodiversité. Validation de méthodes de diagnostic et d'évaluation indirecte de la biodiversité des bocages.

L'évaluation de la biodiversité du bocage, à partir d'un inventaire, permet de rendre compte de l'état réel des peuplements de l'agro-écosystème. La sensibilisation des agriculteurs à la démarche d'inventaires doit permettre une prise de conscience de la richesse faunistique, floristique et fonctionnelle (e.g. auxiliaires de cultures) des haies de leurs exploitations.

4.1. Les coléoptères carabiques

Les coléoptères carabiques constituent un bon sujet d'étude pour analyser les phénomènes écologiques à l'échelle du paysage. Leur distribution spatiale est liée à leurs caractéristiques morphologiques et biologiques, ils évoluent dans une large gamme d'habitats et chaque espèce a des exigences biotiques et abiotiques particulières. Ils sont sensibles à la fragmentation des habitats (homogénéisation de l'espace) (Burel *et al.*, 1998 ; Thomas, Parkinson et Marshall, 1998 ; Burel, Butet *et al.*, 2004). L'évolution des habitats fait émerger des communautés carabiques spécifiques (Millán de la Peña *et al.*, 2003 ; Aviron *et al.*, 2005). Les changements d'utilisation des sols impactent également la composition du peuplement (Petit et Burel, 1998). Les carabes constituent donc des espèces indicatrices, abondantes, facilement exploitables et permettent, par le biais d'inventaires, de renseigner le gestionnaire d'espaces sur la qualité de l'écosystème (Burel, 1989 ; Diwo et Rougon, 2004).

Dans une matrice agricole, la haie bocagère pluristratifiée haute permet de conserver à l'échelle locale une ambiance forestière. Elle constitue, pour les carabidés forestiers, un habitat et un corridor de déplacement (trait d'union entre deux « patchs » forestiers) (Burel, 1989 ; Charrier, Petit et Burel, 1997) ainsi qu'un refuge temporaire (e.g. en hiver ou lors de perturbations agraires) pour les autres espèces fréquentant la parcelle agricole (Sotherton, 1985). Si la continuité des étages arbustifs et arborés d'une haie n'est pas assurée, la dispersion des espèces forestières telles que *Abax parallelepipedus* se fait difficilement (Charrier *et al.*, 1996). Ainsi, les haies avec peu d'arbres et une forte proportion de sol nu abritent très peu d'espèces forestières (Burel, 1987).

L'existence d'ourlets herbacés en bordure de champs, au pied de la haie, a un fort impact sur la biodiversité (Meek *et al.*, 2002). Ils permettent la dispersion (émigration, immigration) des individus d'une parcelle à une autre et constituent des lieux d'abri, de reproduction et d'hivernage exploités par de nombreuses espèces ; des rôles fonctionnels déterminant pour les carabidés, auxiliaires de culture assurant également une fonction régulatrice des bio-agresseurs des cultures (Gondalsky et Cividanes, 2008).

4.2. Objectifs

Le but de cette étude est de déterminer, à travers l'examen du peuplement carabique, bioindicateur, **les impacts des modes de gestion appliqués à la haie** (effet « état »), des systèmes agricoles et du paysage bocager. Même si des traits de l'écologie des coléoptères carabiques seront identifiés et utilisés à travers cette étude, **elle n'a pas pour vocation première de connaître ou d'approfondir cette connaissance**. La particularité de ce travail est de trouver **des variables sur lesquelles « l'aménageur de territoire » ou le gestionnaire peut agir pour améliorer la fonctionnalité des paysages bocagers**. Les enseignements de l'étude ont vocation à être vulgarisés sous la forme de transfert de connaissance pour l'application d'outils opérationnels avec des objectifs de gestion.

Les hypothèses de travail sont rappelées ci-dessous :

- (i) Un paysage bocager dense est favorable aux **espèces d'affinité forestière** ;
- (ii) L'agro-écosystème « haie/parcelle adjacente » accueille des communautés carabiques différentes en fonction des systèmes agricoles ;
- (iii) Des haies en mauvais état de conservation, discontinues, ne permettent pas l'accueil optimal de carabes forestiers en termes de richesse spécifique et d'abondance.
- (iv) Le grain bocager et la notion d'écopaysages sont de bons indicateurs de répartition des espèces.
- (v) Les critères d'évaluation indirects de la biodiversité intégrés au Plan de Gestion Durable des Haies (PGDH) sont pertinents.

4.3. Matériel et Méthode

4.3.1. Présentation des zones d'étude

Un total de 116 haies situées en Bretagne a été retenu pour le projet « Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer ». Elles ont été sélectionnées dans six zones d'étude différentes (figure 13) : sur les territoires des communautés d'agglomération de Lannion-Trégor Communauté, de Lamballe Terre et Mer et de Loudéac Communauté ; sur les territoires des syndicats du bassin de l'Elorn et du Grand Bassin de l'Oust (Oust aval) ; ainsi que dans la zone « atelier » de Pleine-Fougères étudiée par l'INRA et le CNRS, entre autres. Les sites sont en moyenne espacés de 65 km. La multiplication des zones d'étude doit permettre d'étudier des haies dans différents contextes paysagers et environnementaux, afin de pouvoir présenter un bilan global de leur biodiversité à l'échelle régionale.

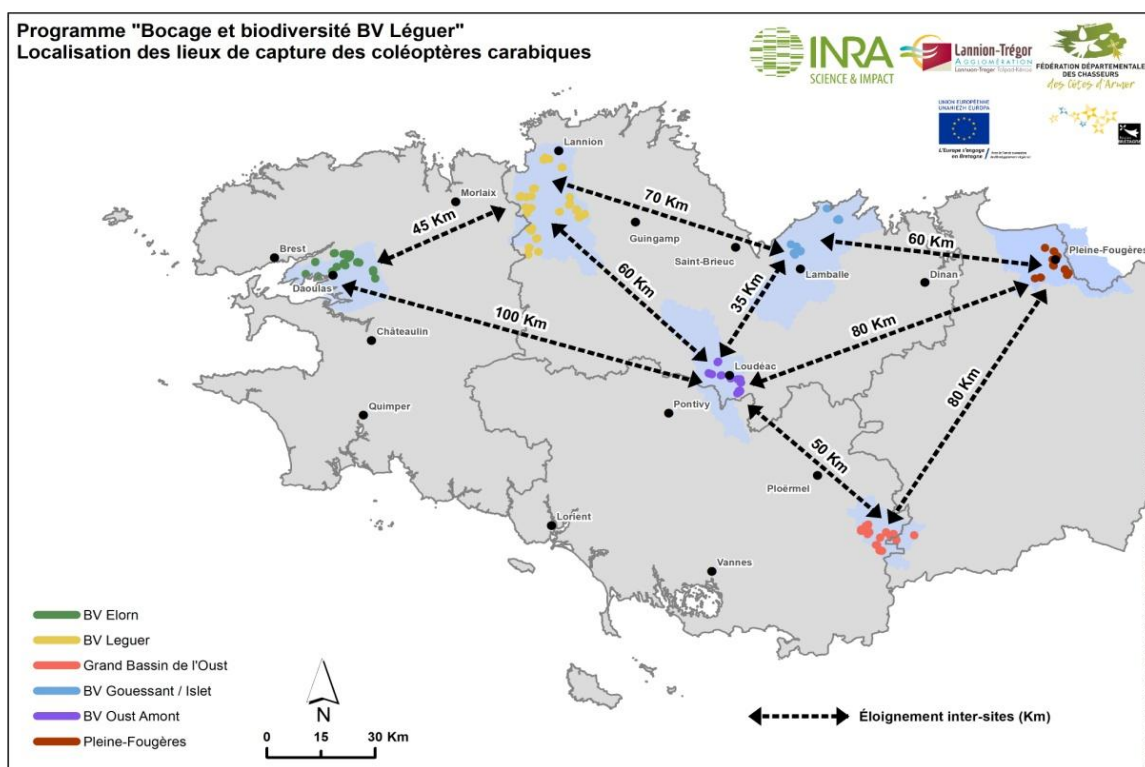


Figure 13 : Carte des zones d'étude inventoriées lors du projet « Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer » et leurs éloignements.

Ces paysages n'ont notamment pas subi les mêmes pressions de remembrement et présentent donc des densités bocagères variables. Schématiquement les zones d'étude de l'Elorn et du Léguer sont situées un paysage vallonné avec un bocage dense dominant de type polyculture-élevage, tandis que la zone de Loudéac est située dans un paysage de plateaux ouverts présentant un bocage résiduel. Les territoires de Lamballe et Pleine-Fougères se caractérisent par des paysages de plaines, ouverts et dominés par l'agriculture céréalière. La zone d'étude du Grand Bassin de l'Oust est située dans un paysage mixte présentant une densité bocagère intermédiaire (CSEB, 2009).

4.3.2. Matériel biologique

Les éléments présentés ci-après complètent le chapitre 4.1 du document.

Les carabiques sont des arthropodes terricoles (classe des insectes) de l'ordre des Coléoptères et de la famille des *Carabidae* représentant un total de 1800 genres et 40 000 espèces (25% des coléoptères) dans le monde dont plus de 1000 en France (Dajoz, 2002). Dans le grand Ouest, 495 espèces sont référencés (Roger, Olivier et Bouger, 2014) dont 323 en Bretagne (F.Burel, com.pers.). Evoluant dans de larges gammes d'habitats, ils sont particulièrement abondants dans les agro-écosystèmes (cultures et éléments fixes du paysage). Les carabiques en phase imaginale ont une vie épigée. Surtout d'activité nocturne (phototropisme négatif), ils passent une bonne partie de la journée à l'abri de la végétation, sous des souches ou dans la terre. Les carabidés peuvent être subdivisés en deux groupes fonctionnels selon leur période de reproduction. Groupe univoltin, on distingue chez les carabidés les espèces à reproduction printanière des espèces à reproduction automnale. Cette dichotomie permet de distinguer les espèces hivernant sous forme larvaire des espèces hivernant sous forme d'imago (Roume, 2011). Les larves sont holométaboles et ont une vie endogée. Bien que possédant en majorité des ailes, tous ne volent pas. Les plus petits, macropètes, ont tendance à davantage se disperser. Ils sont mobiles et peuvent occuper rapidement les cultures et répondre aux perturbations agraires. Les plus gros, aptères ou brachyptères se déplacent en marchant et vivent principalement dans des milieux peu perturbés (Roume, 2011).

Les cortèges carabiques présentent une plus grande diversité d'espèces en bordure de champs et dans la parcelle lorsqu'il y a présence de haies ou de bosquets à proximité (Duflot, 2013). La multiplication des interfaces entre cultures, ourlets enherbés et haies leur étant favorable. Les éléments extra-parcellaires sont primordiaux pour beaucoup d'espèces, la fragmentation du paysage et les changements d'utilisation des sols impactant la survie des populations. La structure du paysage influence la composition spécifique et le mouvement des individus dans les communautés carabiques (Bertrand, 2015).

Les carabiques, pour la plupart, sont des prédateurs généralistes. « Sur la base d'une étude comptant 1054 espèces, Laroche (1990) précise qu'approximativement 70% des *Carabidae* seraient zoophages, 19% seraient polyphages et 8% seraient phytophages » (Laroche, 1990). Une sous-espèce, les *Zabrinae*, est exclusivement phytophage. Les espèces du genre *Amara*, consommateurs de graines, le sont également. Ayant une bonne capacité de prédation, les carabiques sont globalement considérés comme des auxiliaires de culture, les larves pouvant se montrer plus performantes que les adultes (90% d'entre elles sont zoophages) en consommant œufs et imagos de « ravageurs de cultures » (Boyer *et al.*, 2017).

Différents auteurs (Kromp, 1999 ; Loreau, 1983) ont classé les carabiques selon leur régime alimentaire, en s'appuyant pour certains (Wheater, 1988 ; Loreau, 1983) sur la taille des individus.

Ce groupe d'espèces bio-indicatrices très étudié et référencé permet de qualifier les milieux et identifier des traits de vie pour chaque espèce ou groupe d'espèces. Cette popularité a permis le développement de clés de détermination accessibles et appropriables pour la détermination avec une précision « à l'espèce ».

L'abondance des carabiques évoluant au sol et leur mobilité les rendent faciles à capturer en grand nombre et permettent ainsi une caractérisation de l'état de leurs habitats. L'ensemble de ces éléments a motivé le choix du groupe pour mener notre étude.

4.3.3. Plan d'échantillonnage – sélection des haies

Au démarrage de cette étude, l'objectif était de sensibiliser les agriculteurs à l'impact de leurs pratiques sur la faune et la flore de leur exploitation. Afin d'avoir une diversité de situations et de contraster les peuplements en lien avec la qualité des haies, deux pools de haies ont été recrutés, un lot de haies gérées de manière conservatrice, extensive, de façon à obtenir des haies larges et continues (haies en « bon état »), et un lot de haies entretenues de manière intensive, « sur-gérées », ayant pour conséquence des haies discontinues, étroites où le développement de l'arbre est contraint et où l'embase endure des effets mécaniques et/ou chimiques (haies en « mauvais état »). La moitié des haies recrutées pour mener les inventaires possédaient un ourlet herbacé (présence justifiée si largeur supérieure à 0.3 m) et l'autre non. Les haies récemment exploitées étaient exclues du recrutement. Chaque haie a fait l'objet d'une description à partir des variables du Plan de Gestion Durable de la Haie (PGDH).

Tableau 12 : Plan d'échantillonnage pour les inventaires des peuplements carabiques et floristiques. HBE = haies en « bon état » ; HME = haies en « mauvais état » ; Prairie perm. = prairies permanentes.

Zones d'étude	Année piégeage	Agrosystème	HBE	HME	Total
Léguer	2016	Conventionnel	7	6	13
Lamballe	2017	Conventionnel	7	6	13
Loudéac	2017	Conventionnel	6	6	12
P.Fougères	2017	Conventionnel	5	5	10
Elorn	2018	Conventionnel	5	5	10
Léguer	2018	Biologique	6	6	12
Grand Bassin Oust	2018	Biologique	5	5	10
Léguer	2017	Prairie Perm.	8	8	16
Elorn	2018	Prairie Perm.	5	5	10
Grand Bassin Oust	2018	Prairie Perm.	5	5	10
Total			59	57	116

La première année d'inventaires, les résultats obtenus, en système cultivé conventionnel ont encouragé à explorer les autres systèmes agricoles et d'autres secteurs géographiques. C'est ainsi, qu'au total, 116 haies ont été diagnostiquées, la moitié en « bon état » de conservation, l'autre moitié en « mauvais état » de conservation, en système cultivé conventionnel et biologique et en système prairial (prairies permanentes), dans six sites géographiquement différents, éloignés, indépendants, et répartis dans les quatre départements bretons (tableau 12 et figure 14).

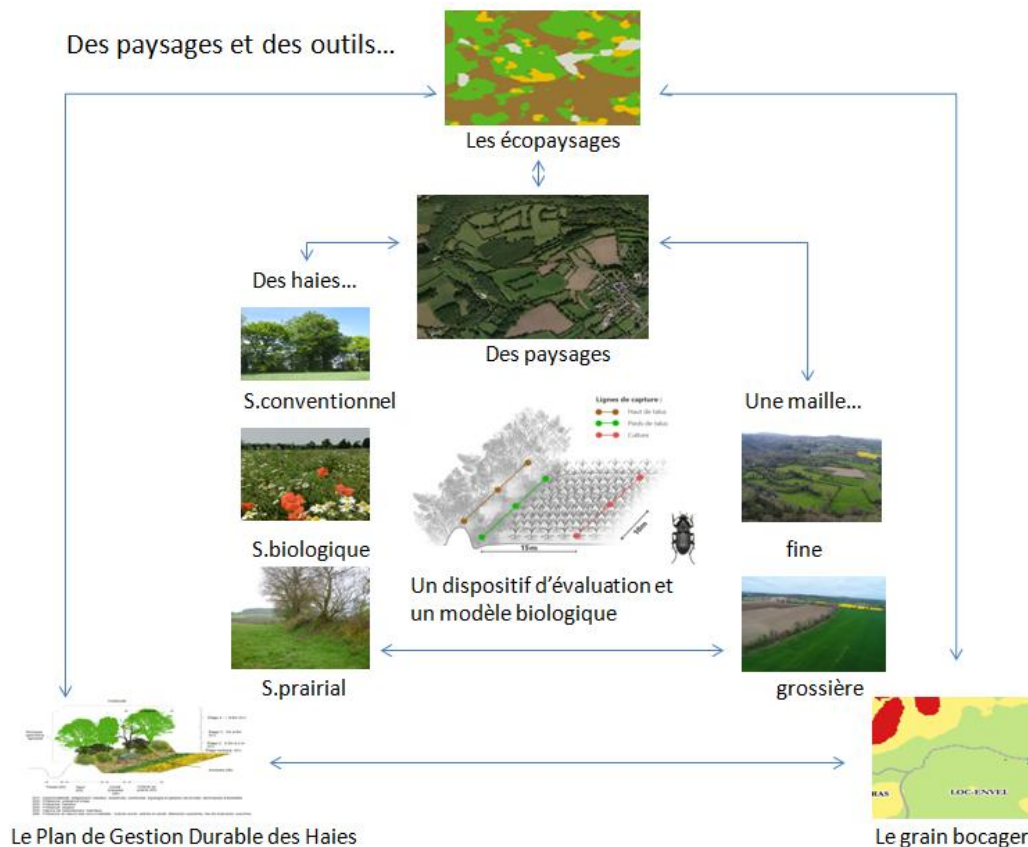


Figure 14 : Le paysage bocager est représenté par un paysage, des agrosystèmes en mélange représenté par des pratiques agricoles et des haies soumises à des pressions de gestion diverses. Le dispositif d'inventaires des coléoptères carabiques répartis au sein de 6 sites bretons doit permettre de valider des outils traductibles; i, les écopaysage ; ii, le grain bocage ; iii, le plan de gestion durable des haies.

4.3.4. Plan d'expérience - Relevés de carabiques

Dans chacune des haies, des opérations de capture par piégeage de carabiques sont réalisés avec des pièges à fosse de type Barber (Barber, 1931). Ce dispositif, passif, est composé d'un récipient à bord lisse, d'un diamètre de 11.5 cm, enfoncé dans le sol de sorte que le sol et le bord du pot soient jointifs, ainsi qu'un toit (plaque Aquilux de 20 x 20 cm) protégeant le pot des intempéries. L'objectif est d'intercepter les individus se déplaçant au sol au gré de leurs déplacements naturels. L'abondance des insectes piégés en un temps donné dépend à la fois de leur densité réelle et de l'ampleur de leurs déplacements (ou activité) aux alentours du piège pendant cette période. Le paramètre mesuré est donc l'activité-densité des espèces aux abords du piège (Thomas *et al.*, 1998 *in* Roume, 2011). Pour la conservation des échantillons sur le terrain, les pots sont remplis d'une solution d'eau salée à saturation (300 grammes de sel par litre) additionnée d'une goutte de détergent inodore (non attractivité) afin de favoriser l'immersion des insectes piégés et une conservation temporaire.

Au sein de chaque haie (figure 15), quatre lignes de pièges d'une longueur de 30 mètres sont implantées (figure 3) : **haut de talus (ligne A)**, **milieu de talus (ligne B)**, **interface talus/parcelle agricole, au pied du talus nu ou dans l'ourlet enherbé (ligne C)** et **à 15 mètres dans la parcelle (ligne D)**. Ces différents lieux de capture permettent de distinguer des micro-biotopes ; le microclimat (ambiance) sera plus forestier sur le talus et en cœur de haie qu'en pied de haie ou à 15 mètres dans la parcelle. Selon le lieu de capture, les cortèges d'espèces capturées devraient également être différents. Sur chaque ligne de capture, 3 pièges Barber, espacés de 10 mètres sont installés. Pour l'analyse, le contenu des 3 pots d'une même ligne seront cumulés.

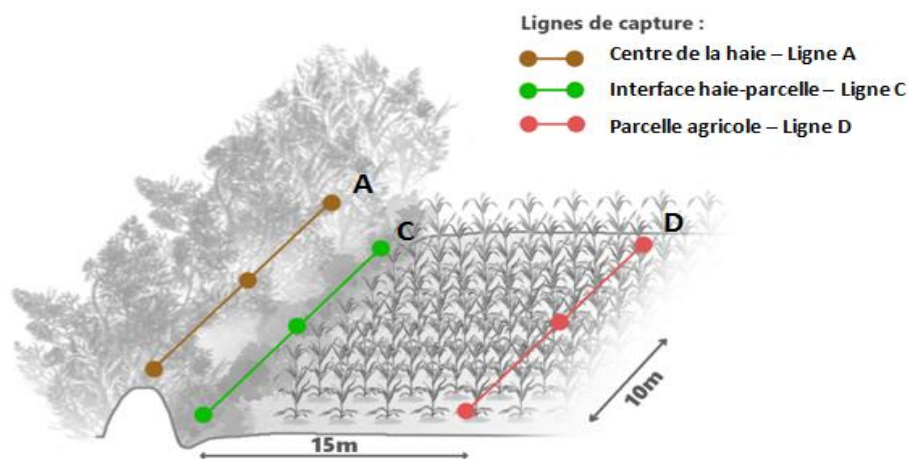


Figure 15 : implantation du dispositif de capture (pots pièges) des coléoptères carabiques. La ligne de capture B a été supprimé au cours de l'étude (d'après Scherer, 2018).

Les pièges sont activés durant trois périodes de 7 jours, fin avril, fin mai et fin juin. Au printemps et début d'été, 90 à 95% des espèces de carabes sont présents à l'état imaginaire (Burel, 1989). Tous les échantillons sont conservés dans de l'alcool à 70% et étiquetés. Les échantillons sont triés selon les groupes suivants : diplopodes, chilopodes, staphylins, araignées, opilions et coléoptères carabiques. Les groupes autres que les carabiques sont mis à disposition du Groupe d'Etudes des Invertébrés Armoricains (GRETIA). Les carabiques sont triés par taille selon les classes déterminées par Loreau (1983). L'identification des carabiques à l'espèce est essentiellement faite à l'aide de la « Clé de détermination des *carabidae* – Paysages agricoles du nord-ouest de la France » (Roger, Jambon et Bouger, 2014) et « The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland » (Luff, 2007). Les espèces sont nommées conformément à la nomenclature de Fauna Europea (<https://fauna-eu.org/>). Ces clés comportent également des données écologiques, notamment le type de paysage préféré et l'habitat des espèces. La loupe binoculaire utilisée est une Zeiss Stemi-2000 avec un grossissement de 3,5 à 50 fois.

4.3.5. Flore

Un relevé floristique a été effectué sur chaque haie en avril et juin-juillet 2019 (Momont, 2019). Les relevés sont réalisés sur le tronçon de 30 mètres en appliquant à chaque espèce l'indice de Braun-Blanquet (Chevalier, Gautier et Archaux, 2010) : inventaire des espèces présentes et affectation d'un coefficient d'abondance-dominance pour chaque espèce. Ce coefficient semi-quantitatif rattaché à des classes de pourcentage, permet d'exprimer à la fois le recouvrement et le nombre d'individus du relevé. L'objectif est de deux ordres : apprécier la diversité floristique des haies (annexe 13), en lien avec les modalités de gestion, mieux percevoir les habitats spécifiques et valider les outils diagnostiques de gestion des haies et des bocages, tels le grain bocager, l'approche descriptive des écopayages et le Plan de Gestion Durable des haies (PGDH). Seule cette dernière partie, la validation de l'outil PGDH, est développée dans ce mémoire.

4.3.6. Etude du paysage

4.3.6.1. Le grain bocager

L'influence du paysage bocager sur le peuplement carabique et, selon le degré d'ouverture, son influence sur le peuplement carabique forestier est reconnue (Burel, 1989 ; Burel, 1992 ; Burel, Baudry *et al.*, 1998 ; Millán de la Peña *et al.*, 2003). Le paysage bocager des sites d'étude, leur « densité » est

appréciée en utilisant le **grain bocager** qui traduit l'influence, notamment microclimatique, des éléments boisés sur une parcelle et/ou un ensemble de parcelles. (Vannier et al. 2013).

Le calcul du grain s'opère dans un disque de 350 mètres de diamètre autour de la haie considérée (autour du 2^{ème} piège barber de la ligne de capture, à l'interface haie/parcelle) afin de décrire l'environnement forestier proche. La taille du disque a été choisie selon les capacités de déplacement des carabes et de la distance d'influence des éléments boisés sur les carabes forestiers (Defourneaux, 2017), (annexe 3).

Ainsi, à chaque haie a pu être associée une valeur de grain. La matrice contenant les informations a été croisée avec la matrice des données carabiques à l'aide d'une analyse canonique des correspondances afin de percevoir la relation entre le grain bocager et les espèces forestières (chapitre 4.4.3.5.). Le grain va aussi permettre un croisement avec les valeurs, les « scores » attribuées aux haies du Plan de Gestion Durable de la Haie (PGDH), les classes d'écopaysage et les indices de composition pour les carabidés forestiers afin d'identifier les relations entre les différentes approches descriptives (chapitre 4.4.6).

4.3.6.2. Les écopaysages

La carte des écopaysages de la Bretagne a été établie (annexe 2). Pour l'étude, 6 classes ont été déterminées (tableau 13). L'écopaysage « bois-landes » étant celui qui contient le plus fort potentiel d'habitats « semi-naturels », le plus favorable, a priori, pour les carabidés forestiers. Les haies inventoriées y ont été superposées. Chaque haie a pu être ainsi associée à une classe d'écopaysage (tableau 14).

La matrice contenant les informations a été croisée avec la matrice des données carabiques à l'aide d'une analyse canonique des correspondances afin de percevoir la capacité d'accueil des paysages bocagers bretons pour les espèces forestières à partir du modèle « carabes forestiers ». Étant données les capacités de déplacement des espèces à écotype forestier, les données seront analysées avec les classes de la résolution spatiale à 500 mètres de rayon.

Tableau 13 : classes d'écopaysages à la résolution de 500 mètres de rayon

Classes d'écopaysages – 500 mètres	Occupation des sols dominante
Classe 1	Bois, Landes
Classe 2	Bois, Prairies
Classe 3	Eau
Classe 4	Cultures printemps, prairies
Classe 5	Cultures printemps, cultures d'hiver
Classe 6	Espaces urbanisés

Tableau 14 : répartition du nombre de haies inventoriées par écopaysage et par agrosystèmes

Agrosystèmes	C1	C2	C4	C5	C6	Total
Système cultivé conventionnel	3	6	19	27	2	57
Système cultivé biologique	0	6	8	7	0	21
Système prairial	10	10	8	5	2	35
Total	13	22	35	39	4	113*

* Au moment du calcul des valeurs des écopaysages, 3 haies avaient été détruites (3/116)

4.3.7. Analyses statistiques

Les analyses statistiques sont réalisées avec les logiciels R (R 3.4.3) et Rstudio à l'aide des packages « car » Fox et Weisberg, 2011), « indicpecies » (De Caceres, 2016), « ade4 » (Dray et Dufour, 2007), « vegan » (Oksanen, Blanchet *et al.*, 2019), Rcommander (Fox et al., 2019) et Canoco (version 5.0). Les analyses de courbes d'accumulation d'espèces sont réalisées sur R (R 3.4.3.) avec le package « Vegan », fonction « Specaccum » et le logiciel Past 3 pour les estimateurs. La version d'Excel utilisée est celle de 2007. Les graphiques 3D ont été réalisés sous Systat 13.

Examen du peuplement carabique – traits biologiques et traits de vie (chapitre 4.3.1)

Les liens entre les traits de vie et l'écologie des espèces ont été étudiées par des tests de corrélation de Student (entre densité-activité des écotypes et celles des morphotypes).

Description du peuplement carabique breton tel qu'il ressort de nos piégeages (chapitre 4.4.2)

Par site d'étude, par système puis par haie, en regardant les peuplements de manière globale, puis par écotypes, conformément à la littérature, ont été calculé des indices comme la richesse spécifique (S), le nombre d'espèces par site, l'abondance transformée en activité-densité (AD), le nombre d'individus capturés, l'Équitabilité de Piéluou (J'), une mesure de l'homogénéité des importances relatives des espèces d'une communauté, et la diversité de Shannon-Wiener (H'), un indice qui prend en compte la richesse et l'équitabilité. Ces deux derniers indices sont calculé sur R, package « vegan », fonction « diversity ».

Paysages et communautés carabiques (chapitre 4.4.3.)

Les analyses des peuplements carabiques inter-paysages supposent qu'à grain bocager, écopaysage et système agricole égaux, les cortèges présentent potentiellement les mêmes espèces dans des proportions similaires. Cette hypothèse dépend de nombreux facteurs tant les populations entomologiques sont dépendantes de la biogéographie (variabilités pédoclimatiques, etc.). De plus, en Bretagne, l'effet « péninsule » peut influencer les aires de répartition.

Les sites d'étude entre eux, ont été comparés par des Analyses Canoniques des Correspondances (ACC). L'ACC, analyse multidimensionnelle, met directement en relation la matrice des espèces et celle des variables de milieu. Elle a été privilégiée à chaque fois que des obstacles techniques ne s'opposaient pas à son utilisation. Elle s'applique dans les cas où l'abondance des taxons est perçue comme un ensemble de variables quantitatives et a pour but de justifier les démarches utilisées pour des analyses et des présentations des résultats (Lebreton *et al.*, 1987a et b ; Le Cœur, 1996). Elle s'exprime au moyen d'un graphe des individus (haies + espèces) qui montre leur position sur un plan factoriel composé de deux axes ou du cercle des corrélations. L'emplacement des espèces correspond au barycentre des individus. L'ACC correspond à une analyse discriminante entre espèces ; « une AFC (analyse factorielle des correspondances) sous contrainte linéaire dans laquelle les codages des relevés sont des combinaisons linéaires des variables de milieu » (Le Cœur, 1996).

L'ACC fournit des ordinations simultanées des espèces et des relevés directement dérivés des variables de milieu. L'ACC, comparée à l'AFC, présente des qualités intéressantes notamment une moindre sensibilité aux espèces rares et à l'effet Guttman, etc. (Le Cœur, 1996).

Dans la mise en œuvre, les variables des groupes « sites », « agrosystèmes », « état de la haie », « présence d'un ourlet herbacé », « largeur de l'ourlet herbacé », « largeur de haie », continuité de

l'étage 2 » et « continuité des étages 3 et 4 », renseigné sous la forme d'un tableau en codage condensé ont été disjointées en leurs modalités et chaque modalité a été codée en 0/1.

Seules ont été conservées dans l'analyse les espèces dont la fréquence d'apparition (occurrence) dans la matrice des relevés est supérieure à 2 ou à 4 selon le nombre d'espèces dans la matrice et leur occurrence (espèces rares ôtées).

Pour chacun des sites d'étude ou des systèmes, les analyses ont été conduites séparément avec les groupes de variables énoncées ci-dessus. Chaque variable fait l'objet d'un test statistique au moyen d'une Anova permutée 999 fois.

Les sites d'études sont comparés en appréciant deux à deux la diversité bêta (indice d'échelle de la diversité) à l'aide de l'indice de Sørensen. La diversité bêta β est une mesure de la biodiversité qui consiste à comparer les espèces entre stations (e.g. agrosystèmes, sites d'étude, etc.) ou le long de gradients environnementaux. Il s'agit d'une comparaison du nombre d'espèces qui sont uniques à chacun des sites (turn over, espèces qui diffèrent entre deux assemblages). Elle correspond au taux de variation en composition d'espèces parmi la communauté. L'indice de Sørensen est une mesure simple de la biodiversité bêta variant de 0 ($\beta=0$) quand aucune espèce n'est partagée entre les deux communautés (turn-over intégral) à la valeur 1 ($\beta=1$) où toutes les espèces sont communes (emboitement). L'indice peut être utilisé en pourcentage qui varie de 0% (aucune similarité) à 100% (similarité totale, assemblages identiques). Pour le calcul, la formule est la suivante où J = le nombre d'espèces communes aux deux sites, a = le nombre d'espèces présentes dans le premier site et b = le nombre d'espèces présentes dans le deuxième site.

$$Cs(\beta) = (2*J) / (a+b)$$

Des analyses sur les changements de composition des communautés selon les sites, les systèmes ou les micro-habitats sont réalisées par calcul de l'indice « Indicator Value » (De Caceres 2016) pour chaque espèce. Cet indice varie de 0 à 1 et quantifie l'affiliation de l'espèce à un groupe défini préalablement. Une valeur 1 indique une affiliation forte tandis qu'une valeur 0 correspond à une non-appartenance à un groupe.

L'indice de Sørensen est basé sur la présence/absence des espèces. L'indice « indicator Value » prend en compte les « préférences ».

Le grain bocager a été calculé à l'aide du logiciel Chloé (version 4.0). Les valeurs de grain ont été croisées avec le peuplement carabique à l'aide d'une ACC. Des tests de corrélation de Spearman ont permis de vérifier le sens des effets sur le peuplement forestier. Les courbes d'évolution de l'activité-densité pour quelques espèces en fonction des valeurs de grain bocager sont réalisées avec le logiciel Canoco (version 5.0).

Les cartes et la définition des écopaysages (chapitre 2.2.1) ont été réalisées par Jacques Baudry et Hugues Boussard (INRA BAGAP) sur le logiciel Chloé (version 4.0). Le croisement des données « Grain bocager », « écopaysages » et « Richesses spécifiques » ont été réalisés à l'aide du logiciel Systat 13.

Comparaison de l'effet des systèmes agricoles sur le bassin versant du Légier (chapitre 4.4.4., page 68)

Les indices de composition (S, AD, H' et J') ont été calculés sur Excel 2007 et R pour l'indice de diversité de Shannon et Wiener H' et l'équitabilité J' avec le package « vegan », fonction « diversity ».

Un diagramme de Venn a été réalisé sur Power Point et Paint du package Windows 7 professionnel.

Afin de déterminer si l'échantillonnage permet de décrire correctement les communautés carabiques, une analyse des courbes d'accumulation a été entreprise. La courbe d'accumulation est réalisée avec R, package « Vegan », fonction « specaccum », méthode de « raréfaction ». Les estimateurs de richesse théorique, « Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2 et Bootstrap », ont été calculés avec le logiciel Past 3. Les valeurs des estimateurs sont « moyennées » (ainsi que leurs écart-types) afin de déterminer si la richesse spécifique observée est incluse dans cet intervalle « moyen ».

L'influence des systèmes sur la composition des peuplements, globalement et écotypes forestiers, ont été réalisées à l'aide d'une ACC.

Des comparaisons de moyenne (test de Wilcoxon Mann Whitney) de richesses spécifiques (S), de densité activité (AD), de proportions, d'écotypes et de morphotypes ont permis d'estimer les effets des systèmes agricoles sur le peuplement carabique sur le bassin versant du Léguer.

La comparaison combinée des systèmes agricoles et de l'état de la haie est réalisée par analyse de courbes d'accumulation obtenue par méthode « collector ». L'indice « indicator value » est calculé pour chaque espèce en fonction des systèmes agricoles sur le bassin versant du Léguer, seul site où des relevés effectifs sont réalisés dans les trois systèmes.

Les espèces dominantes au sein des communautés (10 espèces les plus abondantes) et les communautés forestières (carabes forestiers « purs » et « de lisière ») de chaque agrosystème sont décrites.

Les morphotypes et les écotypes sont comparés en proportion au sein de chaque agrosystème par des tests de Wilcoxon Mann Whitney.

Effets des micro-habitats (chapitre 4.4.5)

La comparaison entre les lignes de capture (effet micro-habitats) est réalisée au moyen d'une ACC.

Les corrélations entre les variables qualitatives utilisées pour la description des haies sont appréciées à l'aide d'une analyse multivariée mixte (AMx). Elle a pour objectif de percevoir les relations entre les variables descriptives des sites (haies) inventoriées. Elle permet de synthétiser au mieux les variables qualitatives du jeu de données comme dans une ACM (analyse des correspondances multiples). Cette information est appelée « inertie ». Elle prend en compte également les variables quantitatives comme dans une ACP (analyse en composante principale). Le résultat est représenté sous la forme de deux graphiques, le cercle des corrélations pour les variables quantitatives et le graphe des individus qui montre la position des individus (haies) sur un plan factoriel composé de deux axes. Plus deux modalités de variables différentes sont proches, plus elles sont associées dans le jeu de données. L'interprétation nécessite de superposer mentalement les différents graphiques.

Les données carabiques ont été croisées avec les variables descriptives des haies inventoriées via des ACC.

Quantification de la signification écologique des scores du PGDH, du grain bocager et des écopaysages (chapitre 4.4.6)

Les valeurs de PGDH, pour être validées, sont croisées avec les données de deux groupes biologiques, les carabes et la flore à l'aide d'une ACC. Les sens des relations seront appréciés à l'aide d'un test de corrélation de Spearman.

Les graphiques 3 D illustrant les relations entre les valeurs PGDH, les valeurs de grain bocager et la richesse S et l'activité-densité AD des carabes forestiers ont été réalisés à l'aide du logiciel Systat 13.

4.4. Résultats

Les résultats sont présentés dans l'ordre décroissant d'échelle, du paysage à la haie ; afin de comprendre les mécanismes influençant l'éco-complexe haie/parcelle dans son paysage.

Pour chaque haie, trois sessions de capture ont été réalisées. Chaque haie est alors décrite par 9 ou 12 lignes (3 ou 4 lignes*3 sessions de piégeage). Le jeu de données comporte 1078 lignes de capture et 135 espèces contactées soit 145 530 cases. Les caractéristiques du peuplement sont décrites à partir des indices globaux au chapitre 3.3.2.

4.4.1 Examen du peuplement carabique - Traits biologiques et traits de vie

Avant d'analyser les communautés échantillonnées, les hypothèses de base sur les corrélations entre écologie et traits fonctionnels spécifiques sont confirmées.

Le type écologique (*preferendum* ou écotype) de chaque espèce est issu de la clé de détermination de Roger, Olivier et Bouger (2014). Ainsi, une catégorie « haie » correspond aux espèces qui ont une préférence pour les haies (espèces forestières). Une catégorie « culture » regroupe les espèces agricoles essentiellement présentes dans les cultures et parcelles ouvertes. La catégorie « haie_ourlet » sont les espèces qui sont le plus souvent dans ces deux éléments du paysage ; ce sont des espèces « de lisière ». La catégorie « haie_ourlet_culture » correspond aux espèces dites « ubiquistes ». Enfin les espèces dont le *preferendum* est inconnu sont notées NA (*no answer*).

Pour les tailles, les catégories suivantes (Loreau, 1983) ont été retenues. Elles présentent un lien entre la taille et les régimes alimentaires des espèces ; individus supérieurs à 15 mm (tous types de proies – insectes, mollusques, lombriciens, etc. sauf collembolés), les individus entre 10 et 15 mm (tous types de proies sauf mollusques), les individus entre 6 et 10 mm (collembolés, pucerons, diptères, nématocères etc.) et les individus inférieurs à 6 mm (collembolés, acariens, petits insectes, etc.)

L'aptitude au vol qui traduit la capacité de dispersion (Den Boer, 1977 in Dajoz, 2002) de l'espèce est appréciée selon 3 groupes ; les brachyptères dont les ailes sont réduites ou absentes, incapables de voler, les macroptères aux ailes bien développées et volant et les espèces dimorphes qui présentent l'une ou l'autre des caractéristiques (selon les variabilités génétiques, les adaptations aux perturbations, l'ancienneté de colonisation, etc.). L'information, caractérisant indirectement la stabilité des milieux, est issue de la clé de détermination de Roger, Olivier et Bouger (2014).

La couleur des Carabidés varie beaucoup selon les espèces. Des études ont démontrées des variations avec les modes de vie et les milieux fréquentés. Ainsi les carabidés, à tégument colorés, iridescent sont plus souvent diurne que nocturnes, et les espèces noires en majorité nocturne. Par ailleurs, les espèces forestières soumises à un microclimat humide et sombre sont plus fréquemment noires que les espèces des milieux ouverts soumises à un microclimat plus sec (Dajoz, 2002). La couleur, pour chaque espèce, a été déterminée par observation des individus.

Le protocole appliqué, s'il ne permet pas une analyse très fine de ces critères, permet néanmoins de relier l'écologie connue de l'espèce à un archétype morphologique (morphotype) :

- Les **espèces forestières** (forêt) sont généralement **aptères** ou **brachyptères** ($S=74393000$, $\rho=0.53$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$), de **grandes tailles** ($S=90614000$, $\rho=0.43$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$), **sombres** ($S = 13935000$, $\rho=0.13$, $p = 2.7 \cdot 10^{-5}$) ou **nuancés** ($S=13410000$, $\rho=0.23$, $p < 0.45 \cdot 10^{-13}$). Exemple : *Abax parallelepipedus* (figure 16).

- Les **espèces des cultures** (culture) sont **macroptères** ($S=44299000$, $\rho=0.72$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$) ou **dimorphes** ($S=38409000$, $\rho=0.76$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$) et **non aptères** ($S=147390000$, $\rho=0.08$, p (Holm's method) = 0.082) et de **couleur claire** ($S=12534000$, $\rho=0.22$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$). Il n'y a pas

de tendance à se dégager pour la taille (plus grande hétérogénéité). Exemple : *Poecilus cupreus* et *Bembidion tetracolum* (figure 16).

- Les **espèces de lisière** (foret-ourlet) ne présentent **pas d'archétype particulier**.
- Les **espèces ubiquistes** ne présentent **pas d'archétype particulier**.
- Les **espèces dont l'écologie est indéterminée** ne sont **pas des espèces dont la longueur est supérieure à 15 mm** ($S=174410000$, $\rho=0.08$, p (Holm's method) = 0.0822).

Nous ferons régulièrement référence aux écotypes spécifiques pour l'ensemble de l'étude.

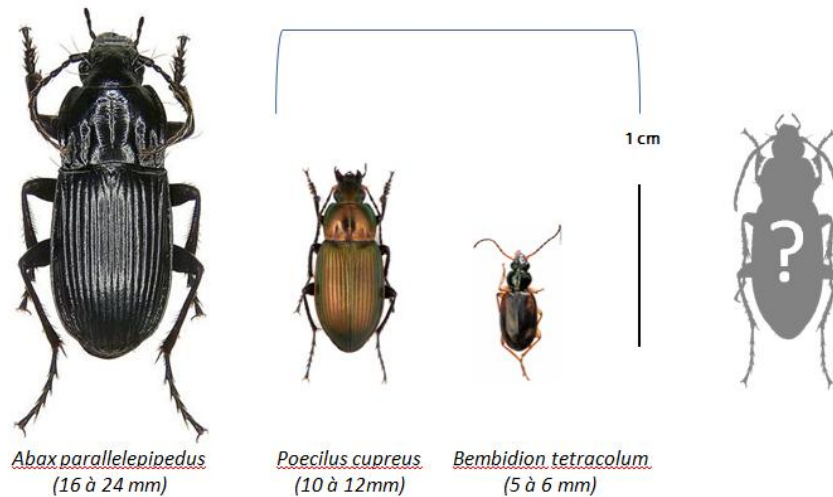


Figure 16 : archétype des espèces forestières, à gauche, (*Abax parallelepipedus*) et des espèces liées aux cultures, au centre, (*Poecilus cupreus* et *Bembidion tetracolum*). Les espèces ubiquistes, à droite, ne présentent pas d'archétype particulier. L'échelle présente à droite mesure 1 centimètre.

4.4.2 Description du peuplement carabique breton (d'après les captures réalisées)

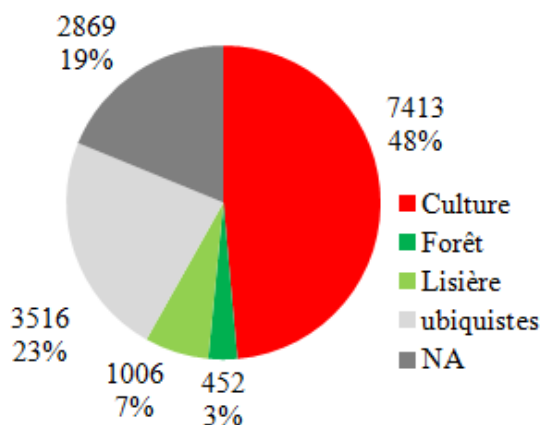


Figure 17 : répartition des différents écotypes (densité-activité) au sein de l'ensemble de sites inventoriés, tous systèmes agricoles cumulés

Les résultats suivants concernent la description de l'intégralité des données c'est-à-dire l'ensemble des coléoptères carabiques capturés au sein de l'ensemble des 6 zones d'étude, dans l'ensemble des trois éco-complexes céréaliers conventionnels, céréaliers biologiques et prairiaux et au cours des trois sessions d'une semaine de capture (avril, mai, juin). Les données des sessions sont regroupées. Elles permettent de décrire l'essentiel des espèces de la zone d'étude (environ 90% selon Françoise Burel, com.pers.) ; seules les espèces automnales ne sont pas échantillonnées.

Au total, **14389 individus appartenant à 135 espèces** (tableau 15 et annexe 5) ont été capturés par 1044 pièges Barber (116 haies*9 pièges) soit une moyenne de 131 ± 93 carabes / haie (min.4 individus ; max.538 individus) appartenant à 22 ± 7 espèces/haie avec un minimum de 4 espèces et un maximum de 40 espèces. C'est sur le site de Loudéac, composé uniquement de haies associées à des agrosystèmes conventionnels que nous avons

récolté le moins d'espèces, 50 espèces (2310 individus). Le plus grand nombre d'espèces a été récolté sur le bassin versant du Léguer dans les haies associées aux cultures en agriculture biologique avec 82 espèces (2129 individus).

La répartition des individus capturés selon les différentes catégories est présentée dans le tableau ci-dessous.

Tableau 15 : Présentation des indices globaux caractérisant les peuplements carabiques par sites, par systèmes et par année de capture. C.conv = Cultures conventionnelles, C.Bio = Cultures biologiques, S = Richesse spécifique, S moy./haie = Richesse spécifique moyenne par haie, AD = activité-densité, AD moy./haie = activité-densité moyenne par haie, H' = indice de diversité de Shannon et Wiener, J' = équitabilité de Piélou.

Zone d'étude	EcoComplexe	Années piégeage	S	S moy./haie	AD	AD		
						moy./haie	H'	J'
Léguer	C.conv.	2016	61	25.5 ± 4.96	1878	148 ± 68.46	3.25	0.79
Lamballe	C.conv.	2017	60	19 ± 4.2	1843	141 ± 59.37	2.81	0.68
Loudéac	C.conv.	2017	50	23.4 ± 4.25	2310	192 ± 91.78	2.76	0.7
P.-Fougères	C.conv.	2017	59	25 ± 6.53	2014	201.4 ± 152.8	2.52	0.62
Elorn	C.conv.	2018	61	24.5 ± 5.33	1807	180 ± 131.12	3.03	0.73
Léguer	C.Bio.	2018	80	29 ± 7.43	2127	177 ± 94.17	3.2	0.73
Oust aval	C.Bio.	2018	69	20.5 ± 5.12	837	83.7 ± 28	3	0.71
Léguer	Prairie	2017	77	15.13 ± 4.77	1603	49 ± 26.19	3.38	0.82
Elorn	Prairie	2018	46	12 ± 5.37	444	44.4 ± 24.24	3.07	0.8
Oust aval	Prairie	2018	52	14.6 ± 6	378	37.8 ± 15.61	3.24	0.82
Total			135		14389			
Moyenne			60.2	21.65 ± 7.2	1438.9	131.4 ± 93.7	3.02	0.74

La communauté est globalement largement dominée (48%) par les individus inféodés aux cultures (figure 17). Les forestiers (forestiers « purs » et espèces de lisière) représentent 10% du peuplement. Les individus ubiquistes sont représentés à hauteur de 23% et les espèces dont l'écologie est encore indéterminée sont présentes à hauteur de 19%.

Pour les morphotypes, les individus clairs dominent le peuplement à hauteur de 54.2% des individus. Les sombres représentent 14.6% du peuplement et les nuancés 31.2%. Pour les classes de tailles, elles sont représentées dans les proportions suivantes : 12.6 % des individus capturés sont des carabes de grande taille (>15mm), 22.9 % sont de taille moyenne (entre 10 et 15mm), 28 % sont de petite taille (de 6 à 10mm) et 22.9% sont de très petite taille (< 6mm). La communauté carabique est dominée par des individus macroptères (64 %), les individus aptères ou brachyptères représentent 7.5 % du peuplement et les individus des espèces dimorphes représentent pour leur part 28.3% de la communauté bretonne capturée.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener moyen est de 3.02 avec des extrêmes de 2.52 à Pleine-Fougères en système conventionnel à 3.38 sur le bassin versant du Léguer en système prairial. Pour l'équitabilité de Piélou, la moyenne des sites est de 0.74 ; la valeur la plus faible ayant été obtenue à Pleine-Fougères (système conventionnel), 0.62, et la plus élevée, en système prairial, sur les bassins versants du Léguer et de l'Oust aval (GBOust), 0.82.

Les dix espèces les plus communes sur chacun de ces paysages (i.e la communauté carabique bretonne) sont essentiellement liées aux cultures ou ubiquistes. Elles représentent 55.16% des individus capturés (8047/14389). Site par site et système par système, les dix espèces les plus abondamment capturées représentent en moyenne 73% du peuplement ; les extrêmes étant 67% sur le bassin versant du Léguer et 82% sur Loudéac et Pleine-Fougères. Ces espèces sont présentées dans le tableau 16. Les dix espèces les plus communes par site sont présentées en annexe 9. Trente sept espèces sur les 135 capturées figurent dans le « top 10 » des sites et des systèmes soit 27.4% du peuplement. En excluant les données de l'Elorn qui se distingue vraiment des autres (chapitre 4.4.3), on obtient 27 espèces sur 131 soit 20.6% des espèces représentant 84.6% du peuplement breton. La majorité des espèces ont de faibles fréquences d'occurrence. 50 espèces (37 %) apparaissent dans moins de 5 haies / 116 haies.

Tableau 16 : Densité-activité des dix espèces les plus représentées sur l'ensemble des 6 zones d'étude.

Espèces	Activité-densité	%	Ecologie
<i>Poecilus cupreus</i>	2411	15.52	Agricole
<i>Metallina lampros</i>	1085	6.99	Ubiquiste
<i>Trechus quadristriatus</i>	1042	6.71	Agricole
<i>Anchomenus dorsalis</i>	848	5.46	Agricole
<i>Phyla obtusa</i>	627	4.04	Agricole
<i>Pterostichus melanarius</i>	617	3.97	Ubiquiste
<i>Loricera pilicornis</i>	543	3.50	Ubiquiste
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	522	3.36	Agricole
<i>Amara lunicollis</i>	491	3.16	Ubiquiste
<i>Nebria salina</i>	383	2.47	Agricole
Total	8569	55.16	

Points essentiels de la description du peuplement carabique breton :

- 14389 individus appartenant à 135 espèces ont été échantillonnées soit une moyenne de 131 individus appartenant à 22 espèces, avec un minimum de 4 espèces et un maximum de 40 espèces / haie.
- Ils sont essentiellement liés aux cultures (écotype agricole) pour 48% d'entre eux. Les carabes forestiers représentent 10% du peuplement.
- De nombreuses espèces sont peu fréquentes.

4.4.3. Paysages et peuplements carabiques

4.4.3.1. Les peuplements des sites d'études (effet site) et des pratiques agricoles (effet système agricole)

Les données seront traitées à deux échelles :

- à l'échelle de l'écocomplexe, c'est-à-dire que seront intégrées par station dans le traitement les données des lignes de capture A (cœur de haie), C (interface haie/parcelle) et D (à 15 m dans la parcelle). **La ligne de capture B située à mi-pente de talus a été supprimé en cours d'étude** (voir chapitre 4.3.4..) ; la pente induisant un biais d'expérience important (contrainte de capture) lié à la difficulté d'implantation du pot Barber.

- à l'échelle de la haie, seules, sont prises en compte les données de capture des lignes A et C.

Avant de comparer les données des sites d'études et les systèmes agricoles entre eux, nous avons vérifié si l'ensemble des données n'est pas homogène (peuplements similaires)

Pour cela, une analyse canonique des correspondances ACC) a été réalisée afin de percevoir les proximités entre les cortèges d'espèces sur le plan, qui traduisent une proximité des profils de réponse (réponse de prédiction), et les proximités entre les modalités (variables environnementales), qui traduisent sur le plan une association forte entre ces modalités. L'emplacement des espèces correspond au barycentre des individus de cette espèce. Sur le plan, les espèces les plus éloignées du centre ont des exigences rares ou répondent à des modalités rares.

A l'échelle de l'écocomplexe – Lignes ACD (ensemble des données)

A l'échelle de l'écocomplexe ACD, l'examen de l'ordination (figure 18) démontre une variabilité de peuplements d'un site à l'autre. Il présente également des antagonismes sur les systèmes agricoles.

Le premier axe sépare le bassin versant de l'Elorn des cinq autres. Ce site est positivement corrélé à cet axe. Les cinq autres sites sont négativement corrélés avec l'axe 1. Les variables « Prairie » (= système prairial), et « Conv » (= cultures conventionnelles) de coordonnées positives sont séparées de la modalité « Bio » (= cultures biologiques) de coordonnées négatives. Sur le plan, le long de l'axe 1, des espèces comme *Agonum viduum* ou *Ophonus subquadratus* ont une proximité avec la variable prédictive « Elorn ». En revanche, *Acupalpus meridianus*, *Agonum muelleri* ou *Brachinus explotens* ont une proximité avec la variable prédictive « Pleine-Fougères » avec une corrélation amoindrie.

Sur l'axe 2, les sites présentent un gradient. Les sites de Loudéac et Lamballe (coordonnées négatives), qui ont une proximité inévitable avec la variable « Cultures conventionnelles », sont à l'opposé du bassin versant du Léguer (coordonnées positives qui a une proximité avec les variables prédictives « cultures biologiques » et « prairies ». Leur éloignement du centre de l'axe témoigne d'une bonne corrélation avec cet axe.

Modèle ACC : Peuplement ~ Sites d'étude + Systèmes
--

L'analyse de la variance générique (anova) de la structure du modèle ci-dessus montre une relation significative entre le modèle et la qualité du peuplement ($p = 0.001$). Le test F par permutation (Anova) indique que la différence entre tous les sites est significative ($p = 0.001$). La différence entre les systèmes est également significative ($p = 0.001$). Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 11.3% et 4.3% de la variance.

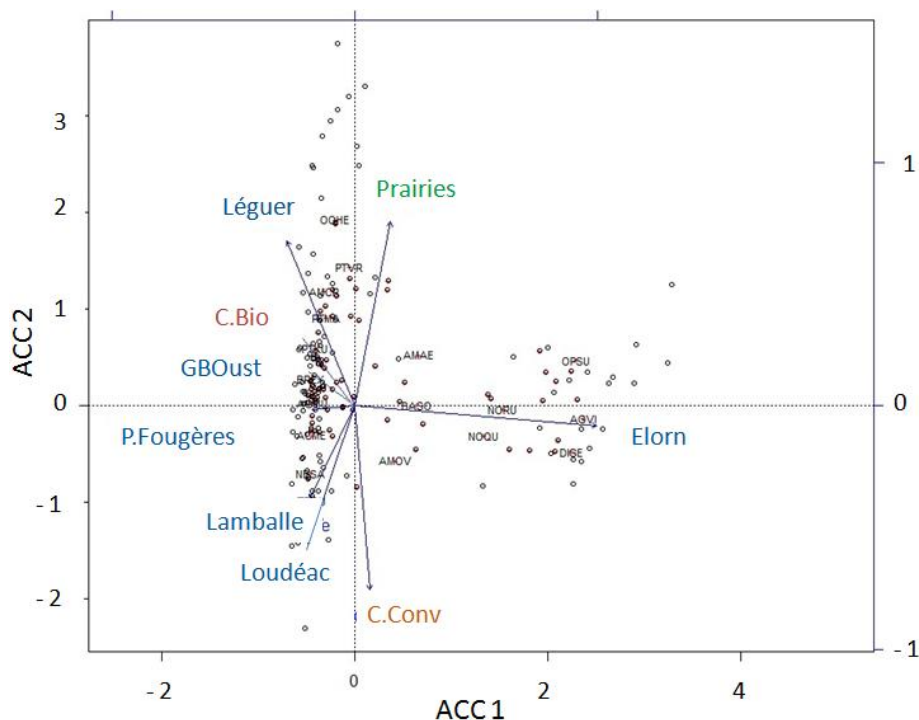


Figure 18: Représentation graphique, dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données carabiques (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « sites » et « systèmes agricoles ». Axe horizontal ACC1 = axe 1, axe vertical ACC 2 = axe 2 ; C.Conv = Cultures conventionnelles, C.Bio = Cultures biologiques. (voir annexe 5 pour les abréviations des espèces).

A l'échelle de la haie – Lignes AC (ensemble des données)

A l'échelle de la haie (lignes AC), les résultats sont similaires. Les sites sont différents les uns des autres ($p = 0.001$). Ils expliquent 8.3% de la variance du peuplement carabique sur l'axe 1 et 3.7% sur l'axe 2. Le bassin versant de l'Elorn présente une singularité qui l'oppose aux autres ($p = 0.001$).

L'effet « sites d'étude » et les effets « systèmes agricoles » sont significatifs ; le bassin versant de l'Elorn étant distinct des autres (annexe 9). La différence de pourcentage de la variance expliquée entre les écocomplexes (14.7%) et les haies (12%) n'est que de 2.7% et non significative. Ceci explique que la distinction se fait sur le peuplement de la haie.

Une analyse plus fine des communautés carabiques par site, à l'aide de l'outil statistique « Indicator value » (De Cáceres, 2016) a permis de déterminer les espèces inféodées à chacun des sites par système agricole (Annexe 6).

La position des barycentres des variables « systèmes » par rapport aux « sites » est dépendante du plan d'échantillonnage ; des sites n'ayant été inventoriés qu'à travers un système.

Influence des pratiques agricoles sur les communautés carabiques – Effet « système agricole »

Sur les sites d'études, les relevés carabiques ont été réalisés dans des systèmes agricoles différents (voir chapitre 4.3.3). Afin de percevoir s'il est pertinent de traiter les données en distinguant les systèmes ou non, ou envisager un traitement tenant compte des sites et des systèmes, une ACC a été réalisée.

Une analyse canonique de correspondance, réalisée sur les systèmes, montre qu'ils s'opposent mutuellement. Le test F par permutation (Anova) indique que la différence entre les systèmes est significative ($p = 0.001$) ; entre système céréalier biologique et prairie**, et entre système céréalier

conventionnel et prairie***). Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 3.7% et 2.5 % de la variance totale.

Ces analyses nous orientent vers un traitement des données par système et par site.

4.4.3.2. Comparaison des sites, toutes espèces

Les sites d'études sont comparés en appréciant deux à deux la diversité bêta (indice d'échelle de la diversité) à l'aide de l'indice de Sørensen (chapitre 4.3.7.). Les valeurs intersites de l'indice par agrosystème sont présentées ci-après (tableau 17).

Tableau 17 : diversité Bêta (β) entre sites d'étude

		Système conventionnel					S.biologique		S.prairial		
		Léguer	Lamballe	Loudeac	P.Fougères	Elorn	Léguer	GBOust	Léguer	GBOust	Elorn
Léguer c.	α	61					80		77		
	β	1	0.69	0.7	0.65	0.61	1	0.64	1	0.51	0.52
	γ	-	79	72	81	85	-	101	-	96	91
Lamballe	α	-	60				-	-	-	-	-
	β	-	1	0.71	0.71	0.73	-	-	-	-	-
	γ	-	-	71	77	77	-	-	-	-	-
Loudeac	α	-	-	50			-	-	-	-	-
	β	-	-	1	0.68	0.68	-	-	-	-	-
	γ	-	-	-	72	73	-	-	-	-	-
P.Fougères	α	-	-	-	59		-	-	-	-	-
	β	-	-	-	1	0.63	-	-	-	-	-
	γ	-	-	-	-	82	-	-	-	-	-
Elorn	α	-	-	-	-	61	-	-	-	-	46
	β	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
	γ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GBOust	α	-	-	-	-	-	-	69	-	52	
	β	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.59
	γ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	69

α = Richesse spécifique / site

β = indice de Sørensen

γ = Nombre d'espèces cumulées intersites

Globalement les sites bretons ont des indices de Sørensen inter-sites moyens de 0.64. Ils partagent en moyenne 64% des espèces. Les données ont été traitées par site et par système, la similarité entre les bassins versants du Léguer et de l'Oust aval (GBOust) en système prairial est la plus faible (0.51). La similarité spécifique entre Lamballe et l'Elorn en système céréalier conventionnel est la plus forte (0.73). Le tableau fait l'objet d'une analyse plus fine au chapitre 4.4.3.3.

4.4.3.3. Les espèces forestières et de lisière – tous les sites

Les espèces forestières pures, « Forêt », et les espèces de lisière, « Forêt-Ourlet », sont réunis et considérées « espèces forestières » (tableau 18).

Tableau 18 : Liste des 29 espèces carabiques forestières et de lisière capturées au cours de l'étude et l'abréviation figurant sur les ordinations

Espèces forestières	Abrév.	Espèces de lisière	Abrév.	Espèces de lisière	Abrév.
<i>Abax parallelepipedus</i>	ABPA	<i>Agonum afrum</i>	AGAF	<i>Ophonus gr. puncticeps</i>	OPPU
<i>Agonum nigrum</i>	AGNG	<i>Anisodactylus binotatus</i>	ANBI	<i>Panagaeus bipustulatus</i>	PABI
<i>Carabus auronitens</i>	CAAS	<i>Calathus fuscipes</i>	CAFU	<i>Poecilus vernalis</i>	PTVE
<i>Carabus coriaceus</i>	CACO	<i>Carabus auratus</i>	CAAU	<i>Poecilus versicolor</i>	PTVR
<i>Carabus intricatus</i>	CAIN	<i>Carabus granulatus</i>	CAGR	<i>Pterostichus madidus</i>	PTMA
<i>Carabus problematicus</i>	CAPR	<i>Carabus nemoralis</i>	CANE	<i>Pterostichus strenuus</i>	PTST
<i>Elaphrus riparius</i>	ELRI	<i>Carabus violaceus ssp purpur.</i>	CAPU	<i>Synuchus vivalis</i>	SYVI
<i>Limodromus assimilis</i>	LIAS	<i>Chlaenius nigricornis</i>	CHNI		
<i>Notiophilus rufipes</i>	NORU	<i>Harpalus tardus</i>	HATA		
<i>Oodes helopoïdes</i>	OOHE	<i>Laemostenus terricola</i>	LATE		
<i>Pterostichus niger</i>	PTNI	<i>Leistus fulvibarbis</i>	LEFU		

Au total, sur les six sites, six paysages, 1458 individus (10.1% du peuplement) appartenant à 29 espèces forestières et de lisière (20% du peuplement) ont été identifiées soit une moyenne de 13.6 ± 3.2 espèces/écomplexe/site (lignes ACD) (tableaux 18 et 19). En agrosystèmes cultivés (céréaliier conventionnel et biologique), en cumulant les lignes de capture ACD, une richesse (S) minimum de 9 espèces (18% du peuplement) fut observée sur Loudéac en culture conventionnelle. En proportion, c'est sur Lamballe que le pourcentage d'espèces forestières est le plus faible avec 16.7% du peuplement. La richesse maximum est de 18 espèces (30.5% du peuplement), pour Pleine-Fougères, également en agrosystème conventionnel. Il s'agit également de la proportion la plus élevée.

Pour l'activité-densité, la moyenne du nombre d'individus capturés par site est de 120.1 ± 71.4 . L'importance de l'erreur type indique de fortes disparités inter-sites (voir figure 22). Avec respectivement 64 et 59 individus, Loudéac et Pleine-Fougères présentent les peuplements forestiers les plus faibles (2.8 et 2.9% du peuplement) (tableau 19). Le maximum est observé sur le Léguer avec 251 individus capturés en complexe céréaliier biologique (11.8% du peuplement). Avec moins d'individus capturés, le bassin de l'Oust aval, présente également une proportion d'individus forestiers importante avec 12.1% du peuplement. Pour ces deux paramètres, richesse (S) et abondance (AD), les chiffres sont à relativiser par le fait que le nombre de haies inventoriées soit différent d'un site à l'autre. L'observation des pourcentages est plus pertinente. Les 3 sites céréaliiers conventionnels de Lamballe, Loudéac et Pleine-Fougères (taux moyen de haies en écopaysages de classe 4 ou 5, paysages cultivés, 79%) présentent les richesses spécifiques forestières les plus faibles avec, respectivement, 3.6%, 2.8% et 2.9%. Les deux sites d'étude en agriculture biologique présentent la proportion la plus forte, 11.8% pour le Léguer, 12.1% pour le Grand Bassin de l'Oust.

Tableau 19 : Richesse et activité-densité des espèces forestières sur l'ensemble des systèmes des six sites d'étude (à l'échelle de l'éco-complexe ACD). ZE = Zone d'étude, S.forêt = Richesse en carabes forestiers, % S.forêt = taux d'espèces forestières dans le peuplement, Ad.forêt = Activité-densité des espèces forestières, Ad = Activité-densité globale, % Ad.forêt = Proportion d'individus d'espèces forestières dans le peuplement.

ZE - Eco-complexe ACD	S. forêt	S	% S. forêt	Ad.forêt	Ad	% Ad. Forêt
Léguer	15	61	24.6%	179	1878	9.5%
Lamballe	10	60	16.7%	68	1883	3.6%
Loudéac	9	50	18.0%	64	2310	2.8%
P.Fougères	18	59	30.5%	59	2014	2.9%
Elorn	13	61	21.3%	119	1806	6.6%
Léguer	16	82	19.5%	251	2129	11.8%
GBOust	14	69	20.3%	101	837	12.1%
Léguer	NA	NA	NA	NA	NA	NA
GBOust	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Elorn	NA	NA	NA	NA	NA	NA

En rose, agrosystème conventionnel, en violet, agrosystème biologique et en vert, agrosystème prairial - Absence de ligne de capture D dans les prairies.

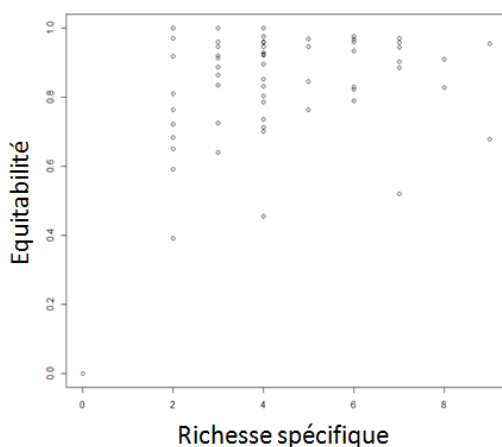


Figure 19 : Evolution de l'équitabilité de la communauté carabique en fonction du nombre d'espèces dans les haies

A l'échelle de la haie (lignes de capture AC), sans les captures de la parcelle (ligne D), 800 individus appartenant à 26 espèces carabiques ont été capturés dans les haies des six sites (paysages). Le nombre moyen d'espèces capturées/site est de 12.1 ± 3.9 (tableau 20). Le nombre le plus élevé d'espèces rencontrées/site/système l'a été sur Pleine-Fougères en culture conventionnelle et sur le Léguer en système prairial avec 17 espèces inventoriées. En proportion, on observe 31.7% du peuplement sur Pleine-Fougères et 23.2% sur le Léguer. L'Elorn, en culture conventionnel, est le site qui présente le moins d'espèces forestières, 6 au total représentant 10.7% du peuplement.

Globalement, plus le nombre d'espèces forestières augmente dans la haie, plus l'équitabilité J' augmente (figure 19). Le peuplement s'équilibre.

Tableau 20 : Richesse et activité-densité des espèces forestières sur l'ensemble des systèmes des six sites d'étude (à l'échelle de la haie AC). ZE = Zone d'étude, S.forêt = Richesse en carabes forestiers, % S.forêt = taux d'espèces forestières dans le peuplement, Ad.forêt = Activité-densité des espèces forestières, Ad = Activité-densité globale, % Ad.forêt = Proportion d'individus d'espèces forestières dans le peuplement.

ZE - Haie AC	S. forêt	S	% S. forêt	Ad.forêt	Ad	% Ad. Forêt
Léguer	13	56	23.2%	130	979	13.30%
Lamballe	9	51	17.7%	47	948	5%
Loudéac	7	46	15.2%	42	914	4.60%
P.Fougères	17	54	31.5%	43	943	4.60%
Elorn	6	56	10.7%	12	847	1.41%
Léguer	16	73	21.9%	112	844	13.30%
GBOust	12	59	20.3%	75	441	17%
Léguer	17	62	27.4%	229	750	30.50%
GBOust	12	46	26.1%	79	444	17.80%
Elorn	12	52	23.1%	31	378	8.20%

En rose, agrosystème conventionnel, en violet, agrosystème biologique et en vert, agrosystème prairial

Pour l'activité-densité, la moyenne/site/système est de 80 ± 63.8 individus avec des extrêmes de 12 sur l'Elorn en système conventionnel à 229 sur le Léguer en système prairial.

Pour l'activité –densité, en pourcentage, les sites de Lamballe, Loudéac et Pleine-Fougères, en système éco-complexe conventionnel, présentent la proportion d'individus forestiers la plus faible, valeurs proches de 5%. Les haies longeant des prairies sur le Léguer présentent une proportion de carabes forestiers de l'ordre de 30,5%. Les haies mitoyennes de parcelles en prairie permanente ou traitées en agriculture biologique sur le Grand Bassin de l'Oust présentent la seconde plus forte valeur observée avec des proportions respectives de 17,8% et 17%. Sur le Léguer, les haies des systèmes céréaliers montrent une fraction identique de carabes forestiers dans le peuplement carabique, 13,3%.

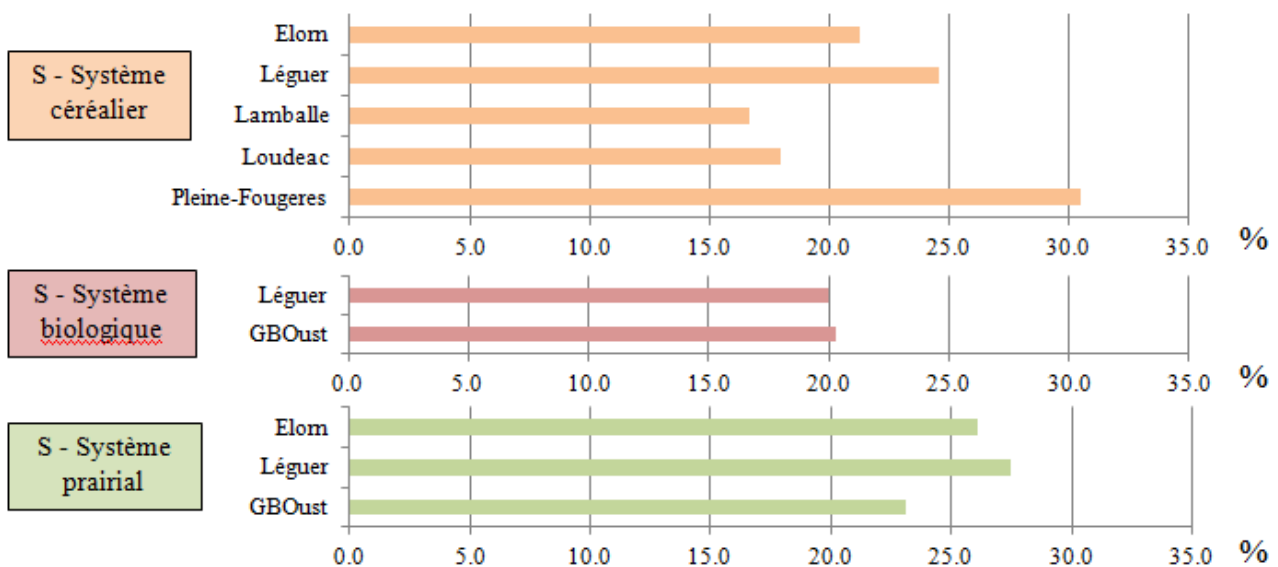


Figure 20 : Richesse spécifique (S) des coléoptères carabiques forestiers exprimée en pourcentage – Répartition par agrosystème.

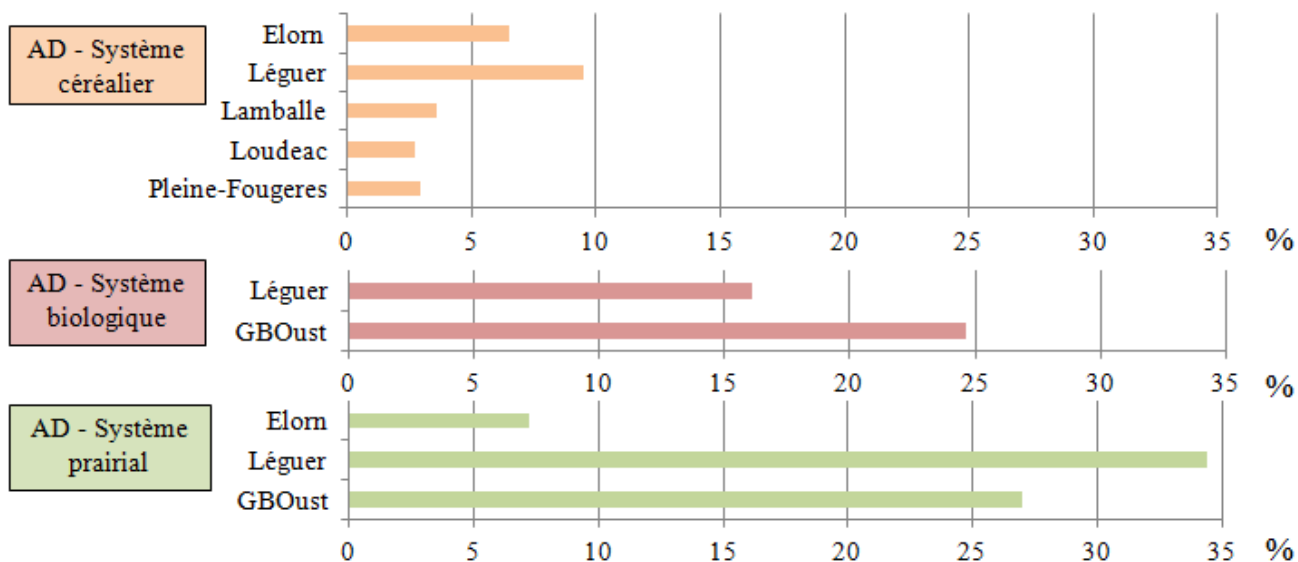


Figure 21 : Activité-densité (AD) des coléoptères carabiques forestiers exprimée en pourcentage - Présentation par agrosystème.

Pour les espèces forestières, les sites se distinguent fortement également.

A l'échelle de l'éco-complexe ACD (figure 22), sans tenir compte des systèmes agricoles, l'ordination de l'ACC démontre une variabilité de peuplements forestiers d'un site à l'autre.

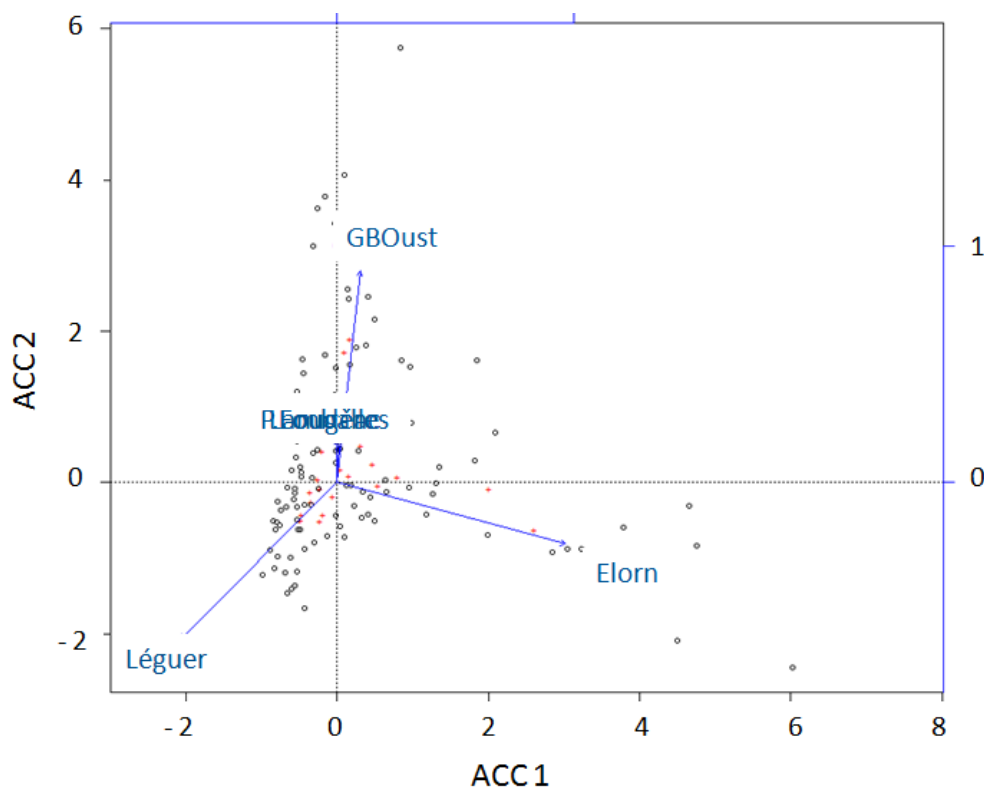


Figure 22 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers en éco-complexe (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « sites d'étude ». Les sites de Pleines-Fougères, Loudéac et Lamballe sont parfaitement superposés. (Légende : voir figure 18)

Les trois sites de Pleine-Fougères, Loudéac et Lamballe se superposent parfaitement. Il s'avère que les relevés sur ces trois sites ont été réalisés en interface de cultures conventionnelles. Avec le grand bassin de l'Oust, ils sont tous les quatre corrélés positivement à l'axe 2. *Pterosticus madidus* semble plutôt associé aux trois sites superposés de l'ordination même s'il est plus abondant sur le Léguer. Le peuplement forestier de l'Elorn est plutôt corrélé à l'axe 1. Deux espèces notamment lui sont associées, *Panageus bipustulatus* et *Notiophilus rufipes*. Sur le Grand bassin de l'Oust, *Calathus fuscipes* sera prédominant. Sur le Léguer, nous trouverons préférentiellement *Abax parallelepipedus* et *Carabus auronitens*, entre autres.

L'analyse de la variance générique (anova) nous informe que la relation entre le modèle et la qualité du peuplement est significative ($p = 0.001$). L'Elorn ($p = 0.001$) et le Léguer ($p = 0.001$) étant très différents des quatre autres sites, qui eux présentent des similarités sur le peuplement carabique forestier. Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 7.5% et 4.5% de la variance du peuplement forestier.

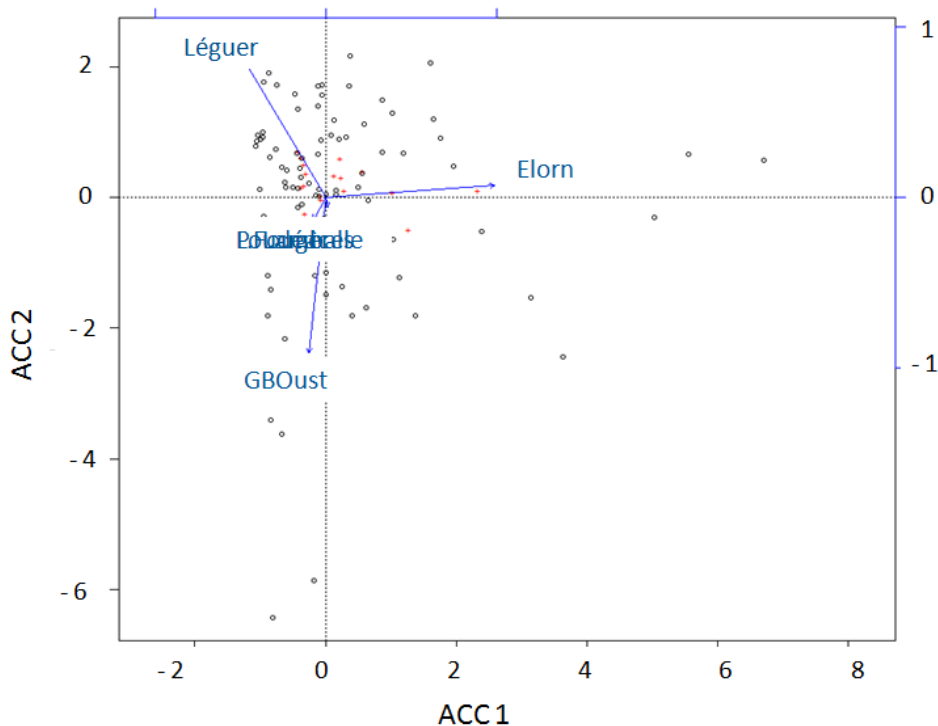


Figure 23 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contrainst la matrice des données sur les carabiques forestiers dans les haies (cumul des lignes de capture A et C) sur les variables « sites d'étude ». ». Les sites de Pleines-Fougères, Loudéac et Lamballe sont parfaitement superposés. (Légende : voir figure 18).

A l'échelle de la haie (ligne de capture AC), l'ordination (figure 23) présente exactement le même patron qu'en écosystème (lignes de capture ACD). Les trois sites de Pleine-Fougères, Loudéac et Lamballe se superpose toujours. Le grand bassin de l'Oust ($p = 0.001$), l'Elorn ($p = 0.001$) et le Léguer ($p = 0.01$) ont des peuplements qui se distinguent entre eux et des trois autres. Le modèle est hautement significatif ($p = 0.001$). Les mêmes espèces sont retrouvées corrélées aux mêmes sites. En sus, *Carabus nemoralis* montre une affinité pour les haies du grand bassin de l'Oust.

Au chapitre 4.4.3.4, par système, seront présentées les espèces inféodées aux sites.

4.4.3.4. Les espèces forestières par agrosystème

A. Les forestiers en système céréalier conventionnel (5 sites)

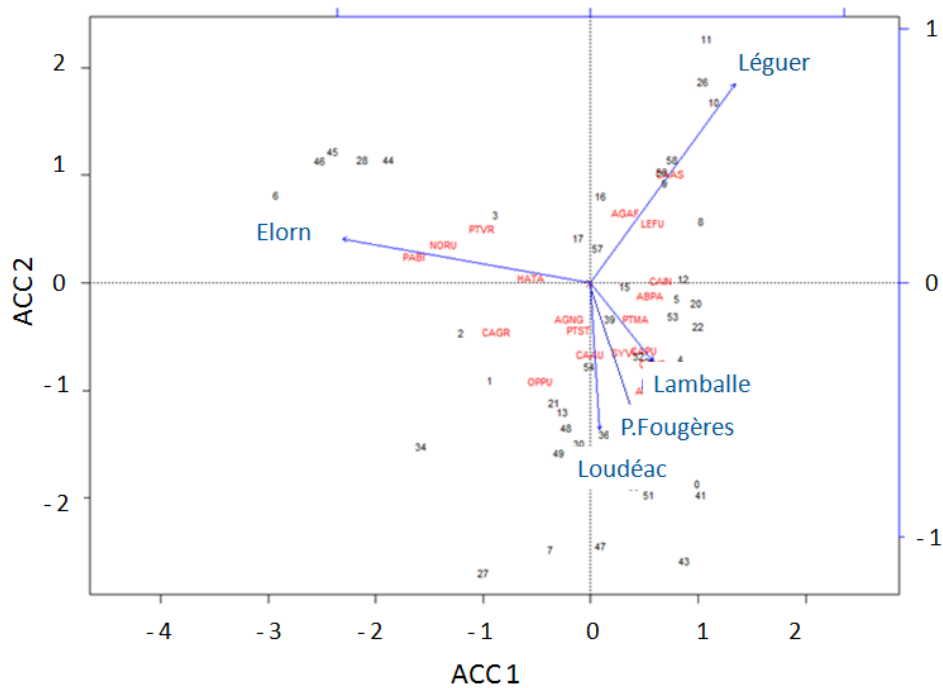


Figure 24 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers en éco-complexe céréalier conventionnel (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « sites d'étude ». (Légende : voir figure 18)

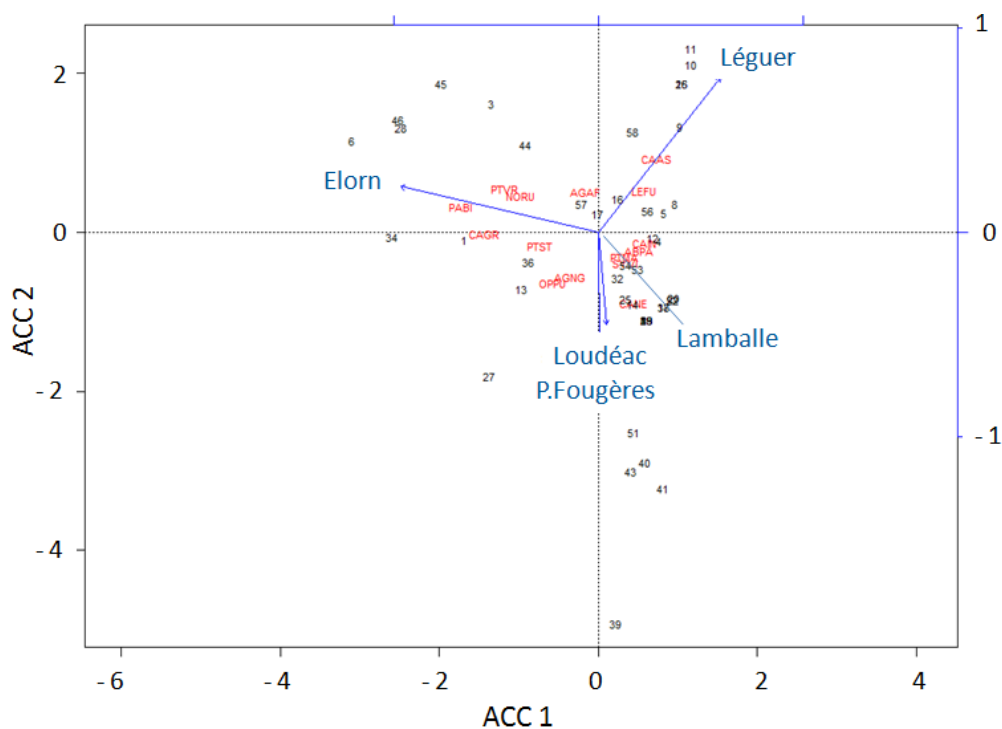


Figure 25: Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers dans les haies en agrosystème céréalier conventionnel (cumul des lignes de capture A, C) sur les variables « sites d'étude ». (Légende : voir figure 18)

L'effet « Site », en agro-système céréalier conventionnel, à l'échelle de l'écocomplexe ACD (figure 24), est très significatif ($p = 0.001$). L'examen de l'ordination indique que les sites de Pleine-Fougères, Lamballe et Loudéac sont corrélés positivement à l'axe 1 et très corrélés, négativement, à l'axe 2. L'Elorn et le Léguer sont en situation opposée. La proximité des trois premiers sites nous informe sur la quasi-similarité de leurs peuplements carabiques forestiers (pas de différences significatives entre ces trois sites). Les espèces qui sont associées à ces trois sites sont *Carabus auratus*, *Synuchus vivalis*, *Anisodactylus binotatus*, *Calathus fuscipes*, *Carabus nemoralis* et *Pterostichus madidus*. Toutes ces espèces sont plutôt liées aux lisières forestières. Le site de l'Elorn est corrélé négativement à l'axe 1 mais positivement à l'axe 2. Son peuplement est très différent ($p = 0.001$) des autres. Les espèces forestières qui lui sont associées sont *Harpalus tardus*, *Panagaeus bipustulatus*, *Pterostichus versicolor* et *Notiophilus rufipes*. Les trois premières espèces sont liées aux lisières. La dernière est forestière. Le site du Léguer est corrélé positivement à l'axe 1 et positivement à l'axe 2. A l'instar de l'Elorn, il présente également un peuplement différents ($p = 0.01$) des autres sites inventoriés. Les espèces qui lui sont associées sont *Agonum afrum* (lisière), *Leistus fulvibarbis* (lisière) et *Carabus auronitens* (forêt).

Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 8.9% et 4.8% de la variance du peuplement forestier de l'écocomplexe céréalier conventionnel.

A l'échelle de la haie (ligne de capture AC), l'ordination (figure 25) présente exactement le même patron qu'en écocomplexe (lignes de capture ACD). Le modèle est significatif ($p = 0.001$). Les mêmes espèces sont retrouvées associées aux mêmes sites. Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 9.3% et 4.6% de la variance du peuplement forestier de l'écocomplexe céréalier conventionnel. L'effet « parcelle agricole conventionnelle » sur le peuplement carabique forestier est nul.

B. Les forestiers en système céréalier biologique (2 sites)

En agro-système biologique, à l'identique de ce qui a été observé en système conventionnel, l'effet « Site », à l'échelle de l'écocomplexe ACD (figure 26), est très significatif ($p = 0.001$). Le graphe nous montre une différence très importante ($p = 0.001$) entre les sites du Grand Bassin de l'Oust et le bassin versant du Léguer. Les données du Grand Bassin de l'Oust sont bien corrélées à l'axe 1 (coordonnées positives) ; le site du Léguer se situant à l'opposé (coordonnées négatives). Les espèces qui sont associées au Grand Bassin de l'Oust sont *Notiophilus rufipes*, *Carabus granulatus*, *Carabus nemoralis*, *Pterostichus madidus*, *Anisodactylus binotatus*. Pour le Léguer, les espèces associées sont *Ophonus gr.puncticeps*, *Synuchus vivalis*, *Carabus violaceus ssp purpurescens*, *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus strennus* et *Agonum afrum*.

L'axe 1 de l'ordination explique 18.6% de la variance du peuplement carabique forestier. L'effet « site » est important. Une augmentation du nombre de sites n'aurait-il pas pour effet de diminuer ce taux ?

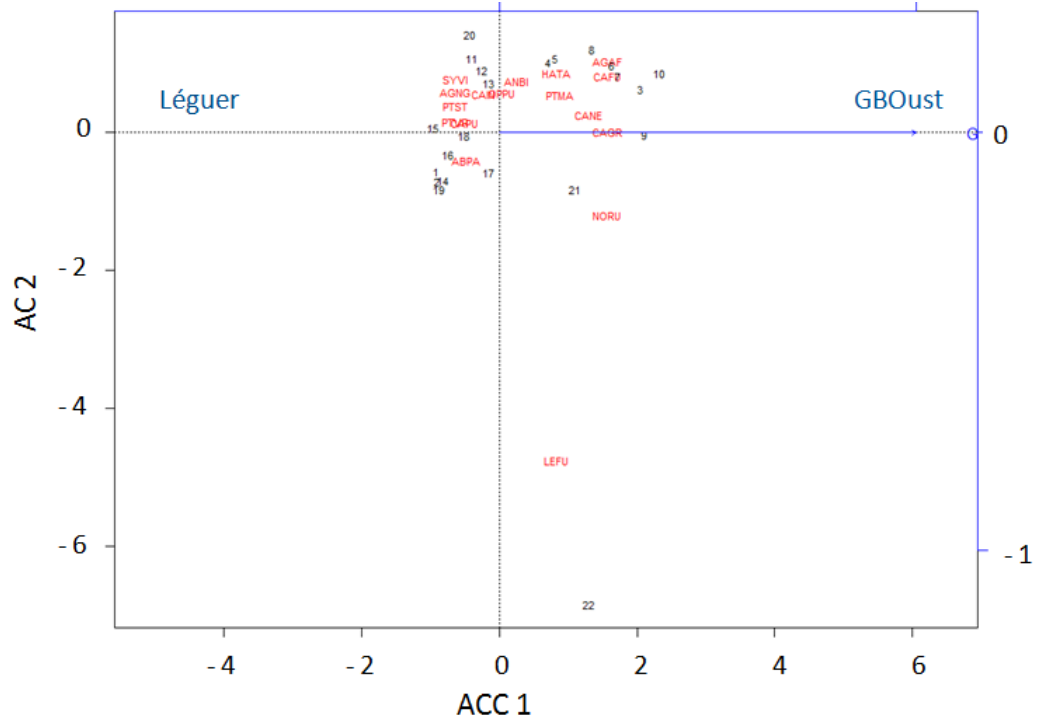


Figure 26 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers en éco-complexe céréalier biologique (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « sites d'étude ». (Légende : voir figure 18)

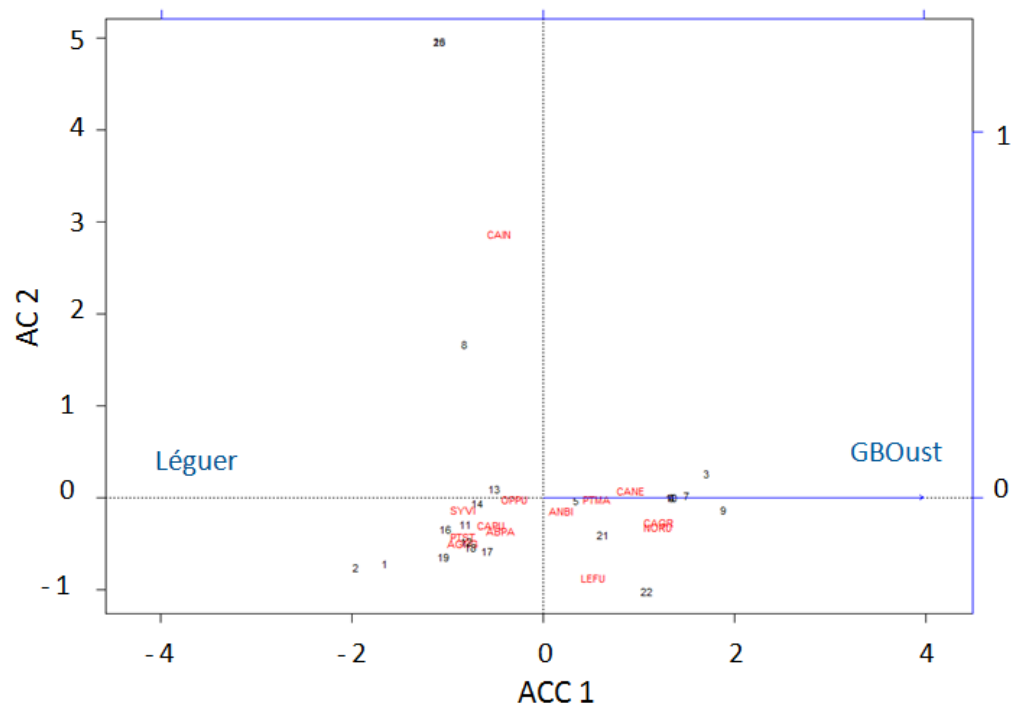


Figure 27 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers dans les haies en agrosystème céréalier biologique (cumul des lignes de capture A, C) sur les variables « sites d'étude ». (Légende : voir figure 18)

A l'échelle de la haie (ligne de capture AC), (figure 27), le traitement statistique (ACC) présente des résultats similaires à l'écocomplexe (lignes de capture ACD). Le modèle est significatif ($p = 0.001$). Les mêmes espèces sont retrouvées associées aux mêmes sites. L'effet « site » explique 15.1% de la variance du peuplement carabique forestier de la haie en système céréalier biologique. La parcelle n'intervient que pour 3.5% dans la variance du peuplement de l'écocomplexe.

C. Les forestiers en système prairial (3 sites)

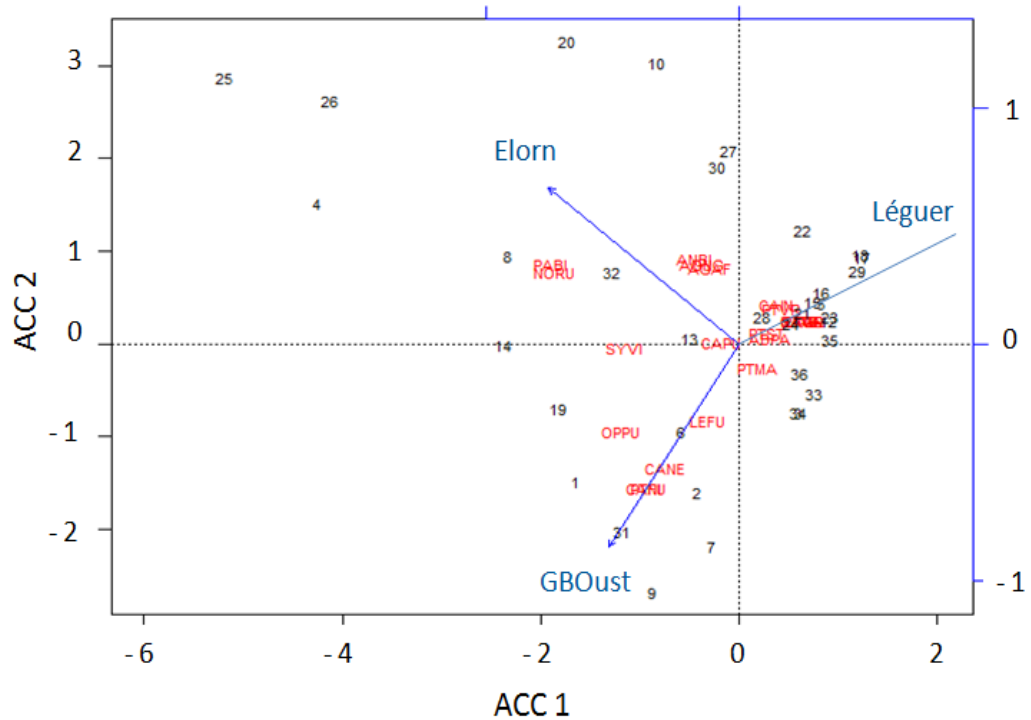


Figure 28 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers en écocomplexe prairial (cumul des lignes de capture A, C) sur les variables « sites d'étude ». (Légende : voir figure 18)

En système prairial, après la première année de récolte de données, le choix a été fait d'abandonner la capture de carabidés dans la parcelle (ligne de capture D) parce que les peuplements capturés sur la ligne C et la ligne D ne montraient pas de différence significative. Pour cette raison, les résultats présentés ne concernent que le peuplement carabique forestier capturé dans la haie (lignes de capture A et C). Au sein de ce système (figure 28), l'effet « sites » est significatif ($p.value = 0.001^{***}$), les trois sites que sont le bassin versant du Léguer, le bassin versant de l'Elorn ($p.value = 0.001^{***}$) et le Grand Bassin de l'Oust ($p.value = 0.01^{**}$) présentent des peuplements carabiques distincts. Le Léguer et l'Elorn sont positivement corrélés à l'axe 1. Le grand Bassin de l'Oust étant corrélé négativement à cet axe. Le Léguer est également corrélé positivement à l'axe 2. Le Grand Bassin de l'Oust et l'Elorn sont corrélés négativement à cet axe. Les espèces qui sont associées aux haies en interface de prairie sur le Grand Bassin de l'Oust sont *Carabus nemoralis*, *Leistus fulvibarbis*, *Carabus violaceus ssp purpurescens*, *Ophonus gr.punctices*. Pour l'Elorn, les espèces associées à ce site sont *Agonum afrum*, *Anisodactylus binotatus*, *Notiophilus rufipes*, *Panagaeus bipustulatus*. Le Léguer présente un nombre d'espèces forestières associées supérieur : *Abax parallelepipedus*, *Carabus auronitens*, *Pterostichus vernalis*, *Pterostichus strennus*, *Pterostichus versicolor*, *Carabus intricatus*, *Carabus granulatus*.

L'effet « sites » sur le peuplement carabique forestier, dans les écocomplexes prairiaux, est très important. L'axe 1 de l'ordination explique 7.9% de la variance du peuplement et l'axe 2, 6.1%.

Points essentiels de l'analyse par sites d'étude et par agro-systèmes

- La composition spécifique des carabes habitant les haies est en grande partie structurée par les sites (zones d'étude), les effets biogéographiques restant à approfondir. Le peuplement du bassin versant de l'Elorn est singulièrement différent des autres. Les systèmes agricoles présentent également des peuplements différents.
- Ces deux résultats nous ont amené à traiter les données par système et par site.
- Par agrosystème, les sites présentent également des peuplements forestiers distincts. L'influence de la haie est supérieure à celui de la parcelle sur la composition du peuplement. La différence inter-système s'opérant principalement sur leur abondance (activité densité). Les carabes forestiers sont plus abondants en systèmes prairiaux qu'en systèmes cultivés. Les systèmes biologiques sont plus favorables à leur accueil que les systèmes conventionnels.

4.4.3.5. Structures paysagères et communautés carabiques forestières

A. Le grain bocager

Ici, nous traitons plus spécifiquement de l'influence du réseau bocager.

La compréhension correcte des effets de la gestion, intensive ou non, sur les communautés carabiques nécessite une description fine du paysage ; les variations de grain bocager mènent-elles à des changements de communautés carabiques forestières?

Parmi les six sites d'étude et les trois systèmes étudiés, le paysage bocager au grain le plus fin se trouve sur le bassin versant du Léguer en système prairial et le grain le plus grossier a été observé sur le site de Lamballe en système céréalier conventionnel. La haie inventoriée au grain le plus fin est située sur le site du Léguer au sein de la réserve naturelle régionale de Plounérin en système prairial ($G = 0.151$). La haie située dans le paysage bocager le plus grossier est sur le Grand Bassin de l'Oust en système céréalier biologique ($G = 0.935$).

Tableau 21 : Valeur moyenne du grain bocager par site d'étude et par système (valeur calculée sur le nombre de haies inventoriées).

Systèmes	S. conventionnel	S. biologique	S. prairial
Sites	Grain	Grain	Grain
Elorn	0.323	-	0.281
Léguer	0.292	0.307	0.267
Lamballe	0.413	-	-
Loudéac	0.396	-	-
Pleine-Fougères	0.404	-	-
GBOust	-	0.409	0.347
Moyenne	0.3656	0.358	0.298

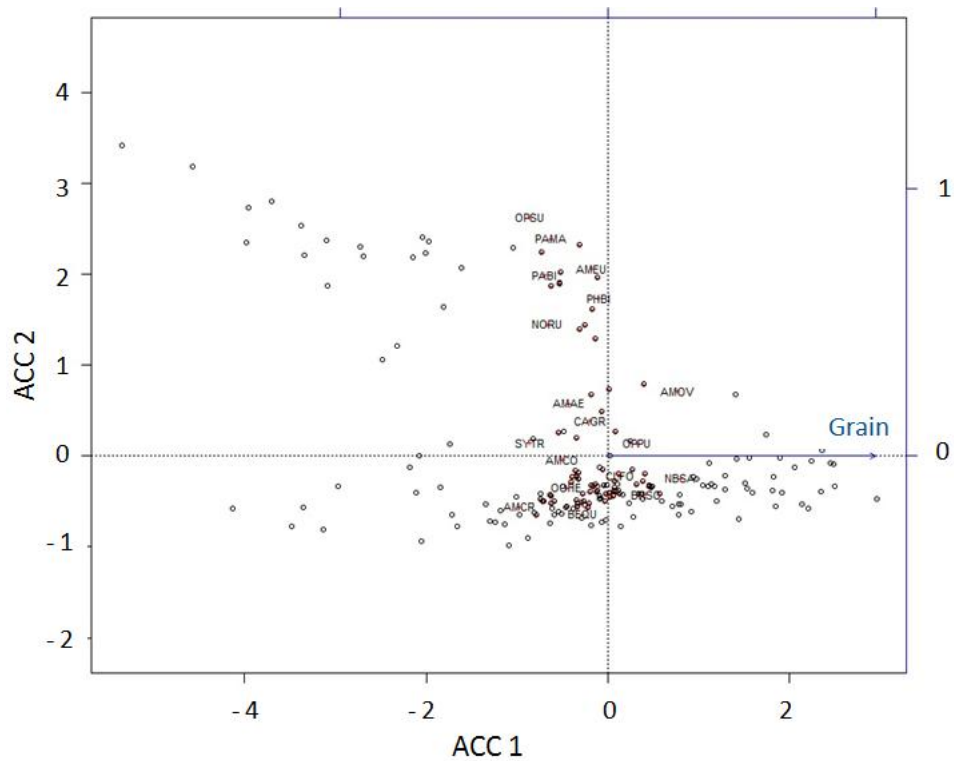


Figure 29 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques de l'éco-complexe ACD (cumul des lignes de capture A, C et D) sur la variable « grain bocager ». (Légende : voir figure 18).

Globalement, en éco-complexe ACD (figure 29), les résultats du test CCA sont significatifs ($p = 0.016$). L'axe 1 de l'ordination explique 2.1% de la variance du peuplement. Cette faible fraction de variance expliquée amène à considérer que le grain constitue pour les carabes une condition sans doute nécessaire mais pas suffisante.

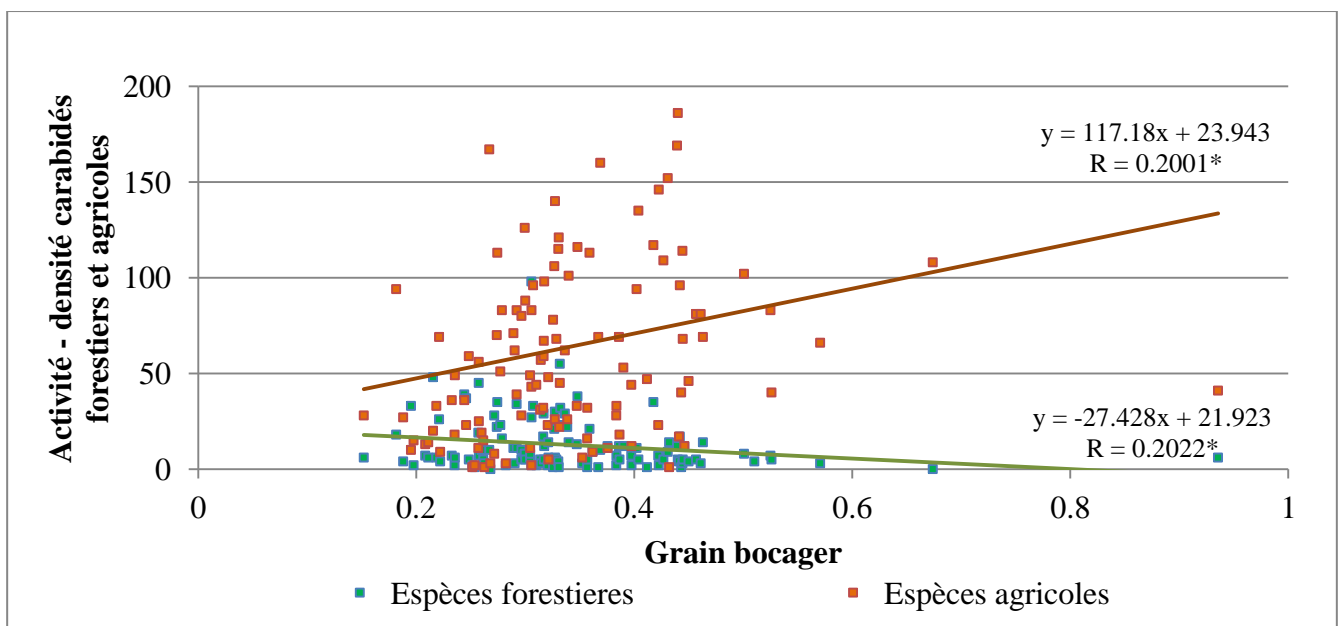


Figure 30 : par haie, corrélation entre l'activité-densité des carabes forestiers et des carabes agricoles et la valeur de grain bocager.

Le graphique ci-dessus (figure 30) nous indique que les haies dans un paysage bocager à grain grossier (> 0.45) n'accueillent quasiment plus de carabes forestiers. Même si la corrélation est faible ($R = 0.2022$) la tendance est significative. A l'inverse, les carabes de culture ont tendance à être plus abondant dans les bocages à grain grossier ($R = 0.2001$). Aucune tendance n'a été observée avec la richesse spécifique (S).

Une observation plus fine espèce par espèce (figure 31) indique que, passé un certain degré d'ouverture de paysage, certaines espèces forestières disparaissent. A contrario, l'environnement devient alors très profitable au développement de populations de carabes affiliés aux systèmes agricoles. L'examen des graphiques ci-dessous le traduit à travers quatre espèces caractéristiques.

Poecilus cupreus, espèce de cultures, augmente au fur et à mesure que le grain bocager devient grossier. L'effondrement brutal de la courbe indique seulement que l'échantillon de haies inventoriées ne présentait pas « d'individus » en paysage très ouvert (valeur de grain supérieure à 0.6) ; le pool de haies recrutées se situant dans une gamme de valeurs de grain comprise entre 0.15 et 0.6. Seules deux haies présentent une valeur de grain supérieure (0.935 et 0.673). *Amara consularis* voit ses effectifs progresser au fur et à mesure que le bocage s'ouvre. Réputée d'écologie indéterminée, nos résultats le montre plutôt favorisé par les paysages très ouverts.

Pour les deux exemples de carabes forestiers, leurs évolutions quantitatives sont inversées. Plus le grain bocager devient grossier, plus leurs effectifs diminuent. Pour *Poecilus vernalis* la diminution est progressive jusqu'à ce que l'espèce disparaisse dès lors que la valeur de grain dépasse 0.35. *Pterostichus madidus* maintient ses effectifs jusqu'à une valeur de grain de 0.38 puis les effectifs diminuent progressivement jusqu'à disparaître des haies situées dans un paysage au grain supérieur à 0.46.

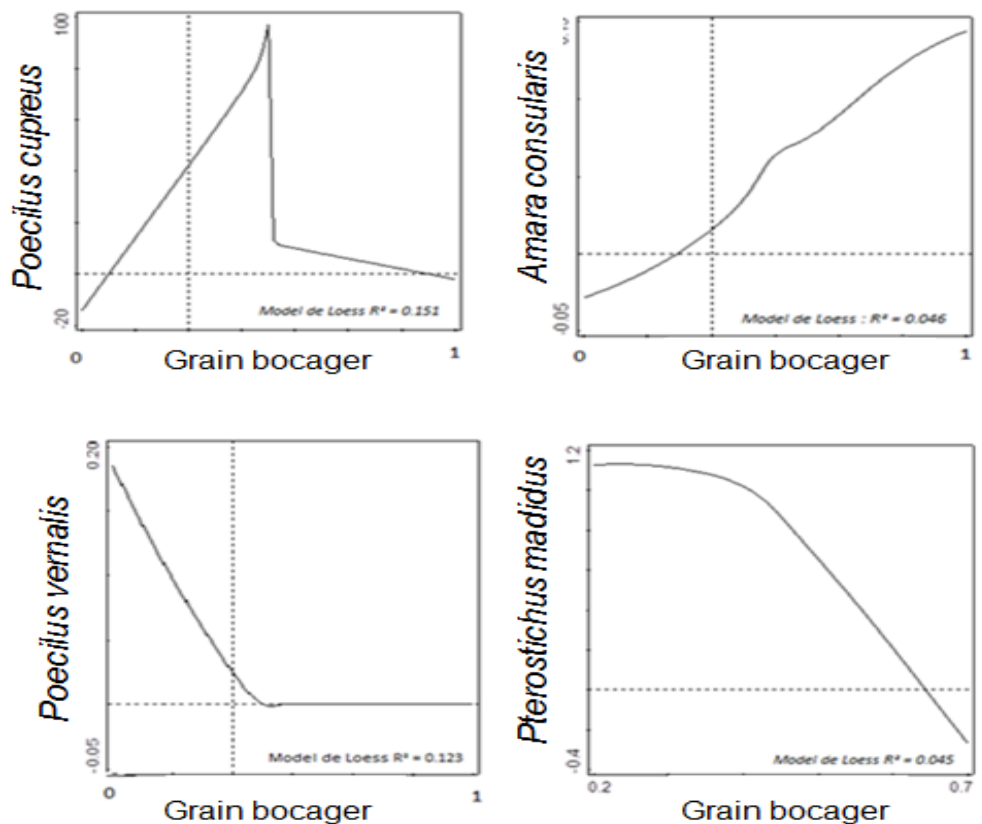


Figure 31 : Evolution de l'activité-densité de quatre espèces de coléoptères carabiques en fonction du grain bocager. En haut, une espèce agricole, *Poecilus cupreus* et une espèce à l'écologie indéterminée, *Amara consularis*. En bas, deux espèces forestières, *Poecilus vernalis* et *Pterostichus madidus*.

Points essentiel des relations entre le grain bocager et le peuplement carabique

- Le grain bocager a une influence sur le peuplement carabique.
- La répartition des affinités des espèces est confirmée par cette approche par taille de grain du paysage
- Un grain fin (paysage « fermé ») permettra au paysage de contenir et de préserver des espèces à affinité forestière tandis qu'un grain grossier (paysage « ouvert ») favorisera les espèces agricoles.
- Le grain est susceptible d'être un indicateur de répartition des espèces d'affinité connue et/ou permet de renseigner l'affinité « ouvert/fermée » pour les espèces d'affinités inconnues.

B. Les écopaysages

L'observation du tableau (tableau 22) montre un gradient décroissant du nombre d'espèces et de l'activité-densité en carabes forestiers dans les haies. Plus l'écopaysage contient une proportion d'éléments naturels ou semi-naturelle élevée, plus le nombre d'espèces forestières et leur abondance (AD) est élevée.

Tableau 22 : Richesse et activité-moyenne / haie des espèces de carabidés forestiers par classe d'écopaysage.

Ecopaysages	Richesse forestière Moyenne / haie (Sf)	Activité-densité forestière moyenne / haie(Adf)
C1 - Bois, Landes	5.6	21.5
C2 - Bois, prairies	4.7	18.9
C4 - Cultures printemps, prairies	4.1	11.8
C5 - Cultures printemps et hiver	2.9	7.75
C6 - Espaces urbanisés	2.5	5.75

Afin d'établir un lien entre les écopaysages et la biodiversité, de percevoir la fonctionnalité des écopaysages et d'apprécier les groupes d'espèces favorisés par les différentes caractéristiques d'écopaysages, les données carabiques ont été croisées avec les six classes d'écopaysage.

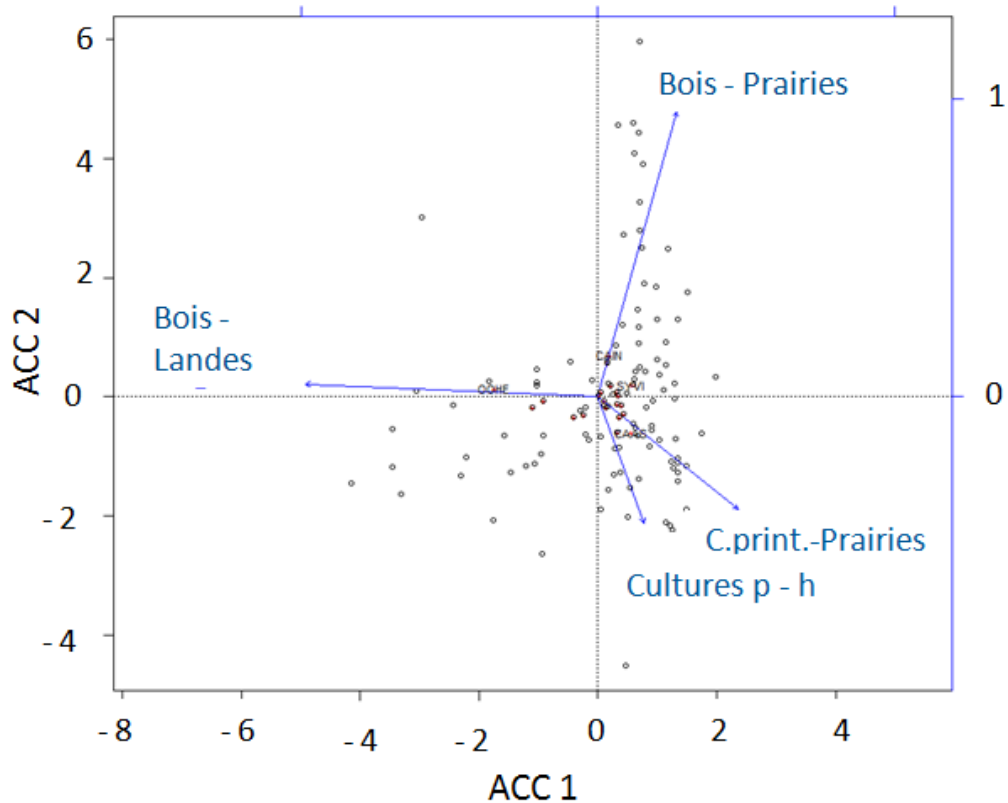


Figure 31 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers de l'éco-complexe ACD (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « écopaysage-résolution 500 mètres ». (Légende : Cultures p - h = Cultures de printemps et d'hiver ; C.print.- Prairies = Cultures de printemps et prairies. voir figure 18)

Les résultats de l'ACC (figure 31) nous montrent que le peuplement carabique forestier discrimine les classes d'écopaysage. La classe 1 (Bois-Landes), représentée majoritairement par des boisements et des landes est négativement corrélée avec l'axe 1 de l'ordination et positivement avec l'axe 2. Les classes 2 (Bois - Prairies), 4 (Cultures de printemps - Prairies) et 5 (Cultures de printemps et d'hiver), sont positivement corrélées avec le premier axe. Les classes 1 et 2 sont positivement corrélées avec le second axe alors que les classes 4 et 5 le sont négativement. Aucune haie inventoriée n'est positionnée dans les classes 3 (Mer). Les 4 données des haies inventoriées dans la classe 6, « espaces urbanisés, n'ont pas été intégrées au traitement.

L'analyse de la variance (anova) de la structure du modèle montre une relation significative entre le modèle et la qualité du peuplement ($p = 0.033$). L'écopaysage (500 mètres) expliquerait les variations du peuplement carabique forestier. Le test F par permutation - Anova) indique que seule la classe 1 composée majoritairement de bois et de landes est significative ($p = 0.007$). Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 6.6% et 2.1% de la variance. La différence la plus marquée étant soulignée entre l'EP1 « boisement et landes » et l'EP5 (cultures d'hiver et de printemps), tant sur la richesse ($W = 421.5$; $p = 0.0007$) que sur l'activité-densité ($W = 408$; $p = 0.002$).

Des tests ont été réalisés sur l'ensemble du peuplement carabique à l'échelle des éco-complexes (lignes A, C et D) et des haies (lignes A et C) sans révéler de relations significatives (p -value < 0.05).

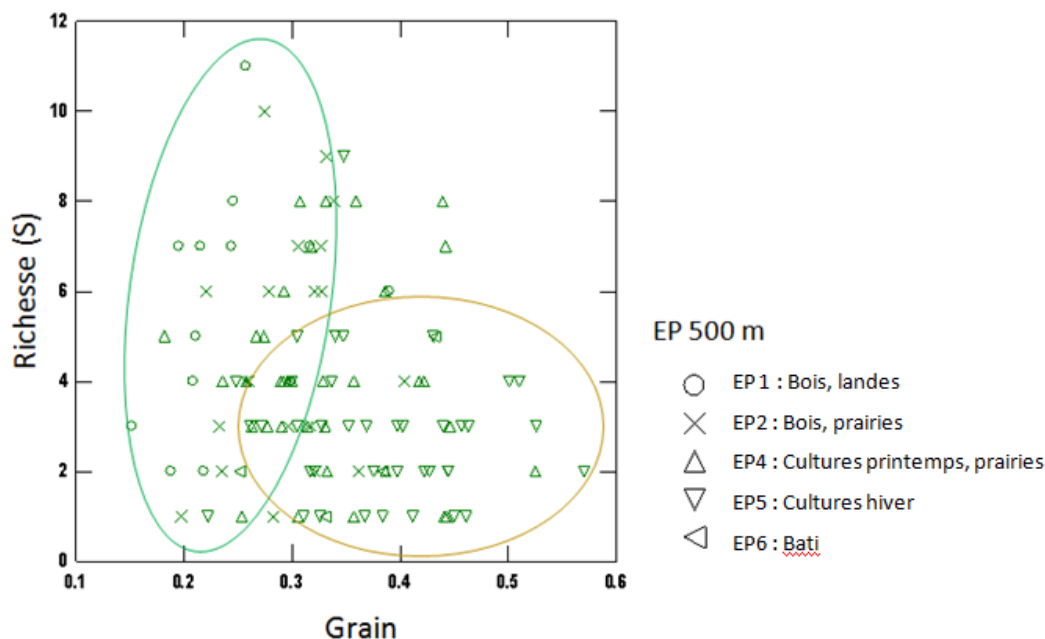


Figure 32 : Graphique 3D représentant la richesse carabique forestière (S) en fonction du grain bocager et des écopaysages à 500 mètres de rayon.

L'examen du graphique ci-dessus (Figure 32) informe sur le fait que les richesses spécifiques/haie les plus faibles (≤ 5 espèces/haie) sont observées dans les paysages aux grains les plus grossiers correspondant également à des écopaysages de classe 4 et 5, soit des paysages majoritairement constitués de cultures de printemps et de prairies (classe 4) et de cultures d'hiver (classe 5). *A contrario*, les haies présentant les richesses spécifiques les plus importantes (≥ 5 espèces/haie) se situent dans des paysages bocagers à grain fin (valeurs de grain < 0.35) correspondant à des écopaysages de classes 1 ou 2, c'est-à-dire constitués majoritairement de bois et de landes ou de bois et de prairies.

Points essentiels des incidences des écopaysages sur les peuplements carabiques forestiers

- L'identification des écopaysages selon l'occupation des sols, avec 6 classes définies statistiquement, permet la traduction d'une signification écologique avec le modèle « carabes forestiers ».
- Le paysage décrit comme majoritairement constitué de boisements et de landes accueille plus d'espèces de carabidés forestiers que les autres. *A contrario*, l'écopaysage le plus cultivé présente un peuplement marqué par une richesse et une abondance en carabes liés aux cultures nettement supérieures.
- Les écopaysages peuvent être considérés comme des indicateurs de répartition potentielle des espèces.

4.4.4. Influence des pratiques agricoles sur les communautés carabiques – Effet

« système »

Le chapitre 4.4.3.1. a démontré les différences inter-systèmes et par conséquent la pertinence d'examiner la qualité du peuplement carabique par système et ainsi percevoir si le système agricole détermine la présence et l'abondance des espèces forestières.

Il est supposé dans ce travail que selon les systèmes et l'état de la haie dans son système le peuplement carabique différera et que des conséquences seront perceptibles sur le peuplement forestier. Les tableaux 19 et 20 (chapitre 4.4.3.3) et les figures 20 et 21 présentent les proportions de forestiers dans les peuplements par systèmes. L'annexe 9 présente l'intégralité des captures organisée par système et par site. En rouge sur le tableau figurent les 10 espèces les plus abondamment capturées. Ce tableau démontre que les peuplements sont considérablement dominés par les carabes agricoles, liés aux cultures.

Afin de comparer les systèmes entre eux, étant donné l'importance de « l'effet sites » dans la composition des peuplements (communautés), une comparaison a pu être envisagée avec les données du bassin versant du Léguer, seule zone d'étude où les relevés carabiques ont été réalisés dans les trois systèmes agricoles.

Les localisations des haies du Léguer apparaissent ci-dessous (figure 33).

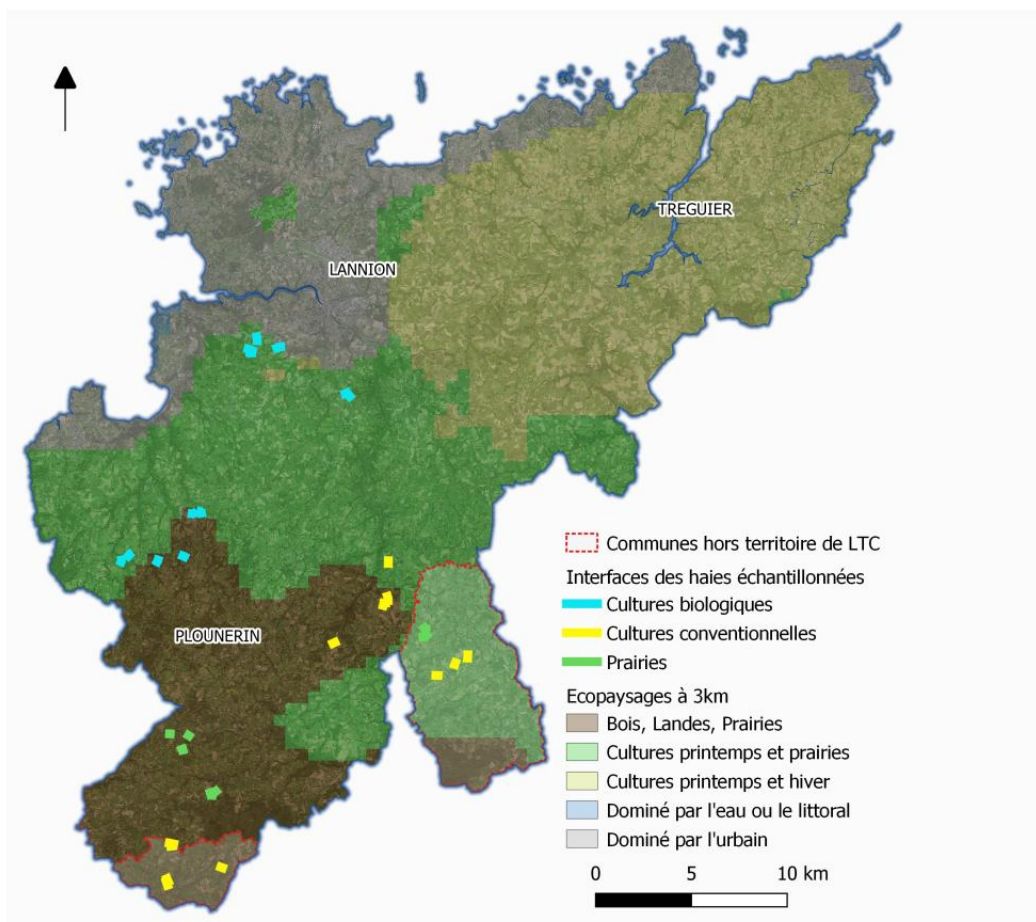


Figure 33 : localisation sur la carte des écopaysages des haies inventoriées par système agricole sur le bassin versant du Léguer (scherer, 2019, non publié).

4.4.4.1. Indicateurs globaux de biodiversité

Tableau 23 : Présentation des indices globaux caractérisant les peuplements carabiques du bassin versant du Léguer, par systèmes et par année de capture. C.conv = Cultures conventionnelles, C.Bio = Cultures biologiques, S = Richesse spécifique, S moy./haie = Richesse spécifique moyenne par haie, AD = activité-densité, AD moy./haie = activité-densité moyenne par haie, H' = indice de diversité de Shannon et Wiener, J' = équitabilité de Piélou.

Zone d'étude	EcoComplexe	Années		S		AD	AD moy./haie	H'	J'
		piégeage	S	moy./haie					
Léguer	C.conv.	2016	61	25.5 ± 4.96	1878	148 ± 68.46	3.25	0.79	
Léguer	C.Bio.	2018	80	29 ± 7.43	2127	177 ± 94.17	3.2	0.73	
Léguer	Prairie	2017	77	15.13 ± 4.77	1603	100 ± 26.19	3.38	0.82	
Total			112		5608				
Moyenne			72.6	23.21 ± 5.7	1869.3	141.6 ± 62.94	3.27	0.78	

En 2016, 1878 individus appartenant à 61 espèces ont été identifiés à partir des échantillons de 13 haies en interface de culture conventionnelle soit une moyenne de 25.5±4.96 espèces par haie (intégrant la ligne de capture D) et 148±68.46 individus par haie (tableau 23). En 2017, 1603 individus appartenant à 77 espèces ont été identifiés à partir des échantillons de 16 haies en interface de prairie permanente soit une moyenne de 15.13±4.77 espèces par haie et 100±26.19 individus par haie. En 2018, 2127 individus appartenant à 80 espèces ont été identifiées à partir des échantillons des 12 haies en interface de culture biologique soit une moyenne de 29±7.43 espèces par haie et 177±94.17 individus. Au total, 112 espèces ont été identifiées lors de ces trois inventaires, 36 espèces sont communes, 6 espèces sont exclusives aux parcelles en culture conventionnelle, 15 sont exclusives aux parcelles en culture biologique et 21 sont inféodées aux prairies permanentes (figure 34 ; annexe 7). L'analyse de la courbe d'accumulation des espèces (figure 35) confirme que l'échantillonnage permet de décrire correctement les communautés en interface de cultures céréalières et de prairies permanentes sur le bassin versant du Léguer : 112 espèces retrouvées sur 115±6 espèces (chiffre arrondi) théoriques estimées par l'analyse des courbes d'accumulation des espèces. Les indices de biodiversité (indice de Shannon-Wiener, H', et Equitabilité de Piélou, J') sont sensiblement les mêmes en fonction des pratiques agricoles : la communauté globale échantillonnée en écoComplexe cultivé conventionnel et biologique présentent respectivement des indices de Shannon-Wiener de 3.25 et 3.2 et des équitabilités de Piélou de 0.79 et 0.73. Le peuplement carabique en écoComplexe prairial présente un indice de Shannon-Wiener de 3.38 et une équitabilité de 0.82. Les 10 espèces les plus abondantes par système (tableau 24) représentent de 61% (Activité-Densité) du peuplement en système prairial à respectivement 67% et 68% en système cultivé conventionnel et en système cultivé biologique. Des espèces les plus abondamment rencontrées, trois sont communes aux trois systèmes ; *Poecilus cupreus*, *Pterostichus melanarius* et *Metallina lampros*. Contrairement aux systèmes cultivés, le système biologique accueille une espèce forestière dans ce pool, *Abax parallelepipedus* (4^{ème} position). Le système prairial en accueille quatre, *Pterostichus madidus*, *Agonum afrum*, *Pterostichus strennus* et *Poecilus versicolor*.

Tableau 24: Liste des dix espèces les plus abondamment capturées par système agricole sur le bassin versant du Léguer (classement par ordre décroissant d'abondance/système). En gras, les espèces communes aux trois systèmes. Abréviations Ecotypes : C, culture ; F, forêt ; L, lisière ; U, ubiquiste ; NA, indéterminé.

Système conventionnel	Ecotype	Système biologique	Ecotype	Prairie permanente	Ecotype
<i>Metallina properans</i>	C	<i>Poecilus cupreus</i>	C	<i>Poecilus cupreus</i>	C
<i>Phyla obtusa</i>	C	<i>Metallina lampros</i>	C	<i>Metallina lampros</i>	C
<i>Trechus rubens</i>	NA	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	U	<i>Pterostichus madidus</i>	L
<i>Loricera pilicornis</i>	C	<i>Abax parallelepipedus</i>	F	<i>Agonum afrum</i>	L
<i>Poecilus cupreus</i>	C	<i>Pterostichus melanarius</i>	C	<i>Amara lunicollis</i>	U
<i>Metallina lampros</i>	C	<i>Anchomenus dorsalis</i>	U	<i>Pterostichus melanarius</i>	C
<i>Anchomenus dorsalis</i>	U	<i>Loricera pilicornis</i>	C	<i>Pterostichus strenuus</i>	L
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	U	<i>Trechus quadristriatus</i>	I	<i>Poecilus versicolor</i>	L
<i>Pterostichus melanarius</i>	C	<i>Nebria brevicollis</i>	C	<i>Phyla obtusa</i>	C
<i>Bembidion tetracolum</i>	C	<i>Asaphidion flavipes</i>	U	<i>Pterostichus nigrita</i>	I

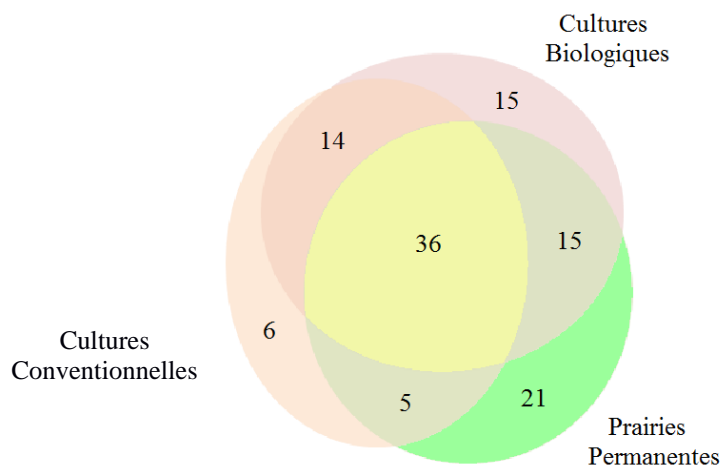
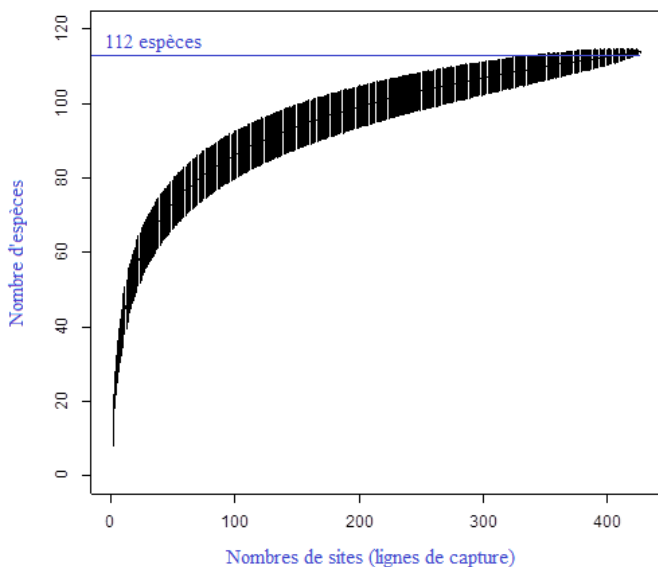


Figure 34: Répartition sur les systèmes agricoles des 112 espèces échantillonnées. Chaque nombre correspond à un nombre d'espèces.



Richesse observée	Nb. espèces	SE
	112	
Chao2	141.53	15.08
Jackknife1	137.94	4.95
Jackknife2	152.89	NA
Bootstrap	124.53	NA

Richesse théorique	Nb. espèces	SE
Chao2	111.57	6.48
Jackknife1	116.35	5.01
Jackknife2	119.21	8.63
Bootstrap	111.26	3.56
moyenne	114.60	5.92

Figure 35 : Courbe d'accumulation des espèces (méthode de raréfaction) contactées au sein des trois systèmes agricoles (cultures conventionnelles, cultures biologiques et prairies permanentes) sur le bassin versant du Léguer et évaluation des effets de la détection par estimateurs de richesse théorique.

4.4.4.2. Changement de communautés carabiques

Le site du Légier est le seul où des inventaires carabiques ont été réalisés dans les trois agrosystèmes que sont les systèmes cultivés conventionnels, les systèmes cultivés biologiques et les prairies permanentes. Une ACC est réalisée afin de discriminer les peuplements carabiques selon les pratiques agricoles. Le traitement est effectué à l'échelle de l'écocomplexe (ligne de capture ACD) sur l'ensemble du peuplement carabique (figure 36) puis en isolant les espèces forestières (figure 37).

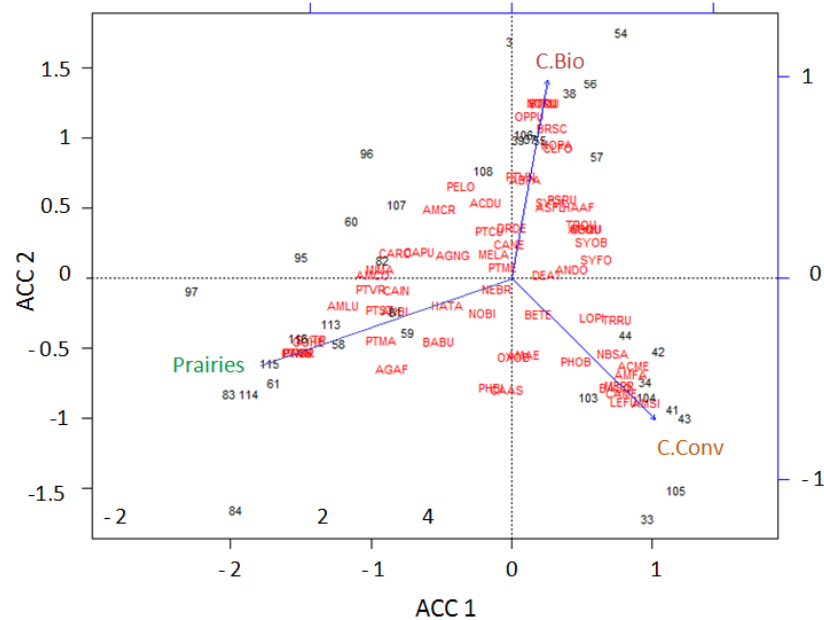


Figure 36: Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur l'ensemble des carabiques des écosystèmes ACD du bassin versant du Légier (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « systèmes agricoles ». (Légende : voir figure 18).

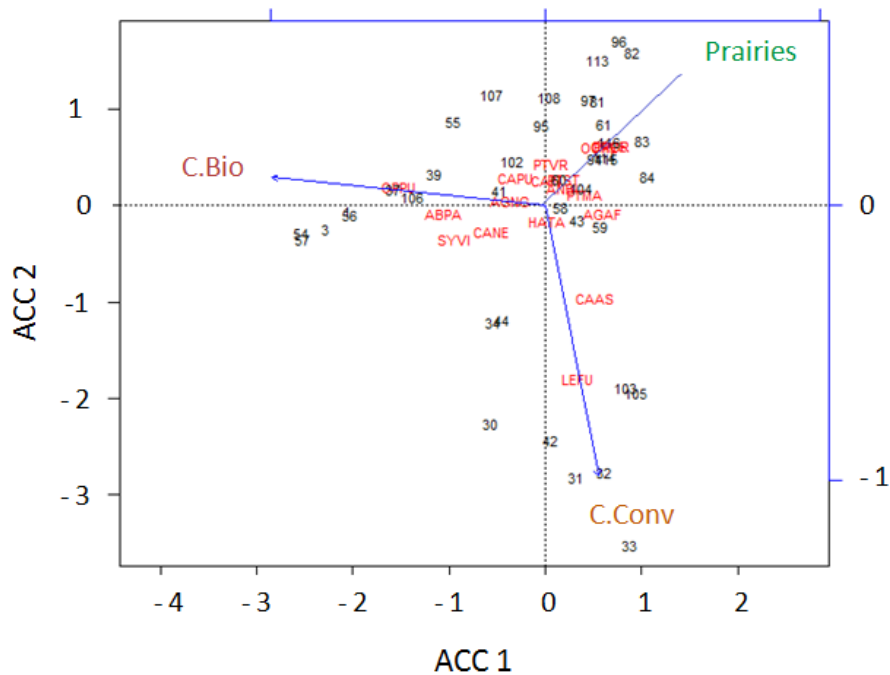


Figure 37: Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données sur les carabiques forestiers des écosystèmes ACD du bassin versant du Légier (cumul des lignes de capture A, C et D) sur les variables « systèmes agricoles ». (Légende : voir figure 18).

La comparaison des peuplements carabiques, issus des trois lignes de capture A, C et D, des trois systèmes agricoles inventoriés sur le bassin versant du Léguer permet de confirmer leur importance pour expliquer les variations des peuplements, **tous écotypes considérés** (figure 36). Les trois systèmes (céréalié conventionnel, céréalié biologique et prairial) présentent des peuplements très différents ($p = 0.001$) entre eux. En ne considérant que les espèces forestières, les résultats sont similaires. Les systèmes discriminent les peuplements carabiques forestiers ($p = 0.001$). Sur la figure 36, le système céréalié conventionnel est négativement corrélé à l'axe 1 et positivement à l'axe 2. Le système céréalié biologique est positivement corrélé à l'axe 1 et positivement corrélé à l'axe 2. Les prairies sont négativement corrélées à l'axe 1 et négativement corrélées à l'axe 2. Les espèces qui sont le plus associées aux haies en interface de cultures conventionnelles sont *Amara similata*, *Calathus gr.melanocephalus*, *Leistus fulvibarbis* et *Metalina properans*. Pour les cultures biologiques, les espèces qui sont le plus associées à ce système sont *Pterostichus kugelanni*, *Stomis pumicatus*, *Notiophilus quadripunctatus* et *Ophonus gr.puncticeps*. Pour les prairies ressortent *Carabus granulatus*, *Pterostichus anthracinus*, *Pterostichus nigrita* et *Syntomus truncatellus*.

L'effet « système agricole » sur l'ensemble des peuplements carabiques des écocomplexes est très important. L'axe 1 de l'ordination expliquerait 9.7% de la variance du peuplement et l'axe 2, 6.6%. Si on ne prend en compte que les résultats obtenus avec les données carabiques de la haie (lignes de capture A et C), les systèmes discriminent toujours autant les peuplements. Dans ce cas, l'axe 1 explique 6.4% de la variance expliquée et l'axe 2, 5.5%. La différence indique que la parcelle expliquerait seulement 4.4% de la variance. La qualité du peuplement est surtout influencée par la haie.

Pour les espèces forestières, sur la figure 37, il ressort également que les cultures conventionnelles sont positivement corrélées à l'axe 1 et négativement corrélées à l'axe 2. Les cultures biologiques sont négativement très corrélées à l'axe 1 et positivement corrélées à l'axe 2. Les prairies sont positivement corrélées aux axes 1 et 2. Les espèces forestières associées aux cultures conventionnelles sont *Leistus fulvibarbis* et *Carabus auronitens*. Avec les cultures biologiques sont associées *Ophonus gr.puncticeps* et *Abax parallelepipedus*. Pour les prairies sont associées *Carabus granulatus*, *Pterostichus vernalis* et *Oodes helopoides*.

L'effet « système agricole » est important sur l'organisation du peuplement carabique forestier. L'axe 1 de l'ordination explique 12.8% de la variance et l'axe 2 explique 7.2%. Cumulé, cela représente 20%. Les résultats obtenus avec le peuplement de la haie (lignes de capture A et C) sont également significatifs ($p = 0.001$). L'axe 1 explique 9.4% de la variance et l'axe 2, 7.2%. La différence renseigne sur le poids de la haie dans son système qui explique à elle seule 16.6% de la variance.

4.4.4.3. Systèmes agricoles et états de la haie

Les systèmes modifient les communautés observées. Les différences spécifiques constatées précédemment s'opèrent à la fois sur les haies en bon état et sur les haies en mauvais état de conservation (figure 38). Au sein de chaque système, les haies en mauvais état de conservation possèdent un cortège d'espèces communes. Les haies en bon état de conservation apportent dans l'agrosystème un lot d'espèces supplémentaires (figure 38). L'hétérogénéité dans les modes de gestion des haies (gestion intensive vs gestion plus extensive, conservatoire) et dans les systèmes agricoles avec toute leur complexité d'assolement, de rotation, d'intrants,... crée des conditions singulières correspondant aux niches écologiques de beaucoup d'espèces ou les excluant. Cette diversité de conditions écologiques contribue à l'échelle d'un paysage à accueillir une biodiversité plus riche et variée. Cette thématique est approfondie dans le chapitre 3.3.5. en examinant les effets des différents compartiments d'une haie sur les peuplements carabiques. Avec 21 espèces et 15 espèces qui leur sont

inféodées, le système prairial permanent et le système cultivé biologique, qui représente, à l'échelle du bassin versant de relativement faibles surfaces, contribuent le plus à la biodiversité globale (figure 34). Le système céréalier conventionnel, plus forte surface emblavée, aurait tendance à banaliser le peuplement.

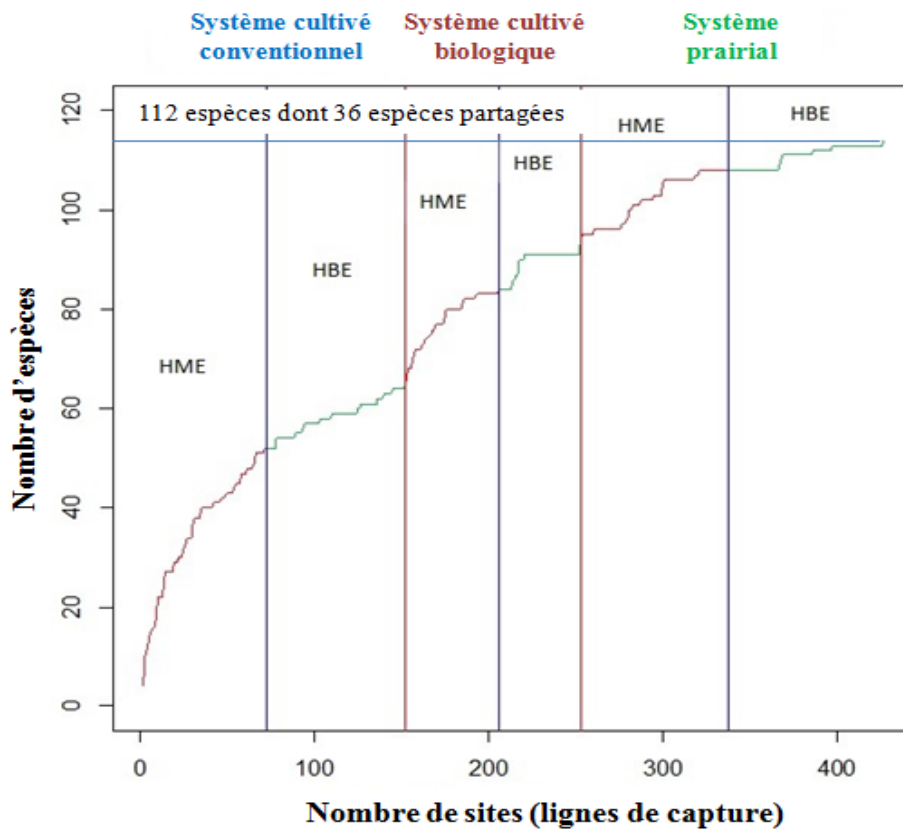


Figure 38 : Courbe d'accumulation des espèces (méthode collector) contactées au sein des haies en « mauvais état de conservation » (HME, en rouge) et des haies en « bon état de conservation » (HBE, en vert) dans les trois systèmes agricoles (cultures conventionnelles, cultures biologiques et prairies permanentes) du bassin versant du Léguer. Au total, 112 espèces sont contactées dont 36 espèces partagées (inter-systèmes).

Afin de ne pas considérer uniquement la présence ou l'absence d'une espèce comme indicateur de l'état de la haie et des systèmes agricoles, les espèces inféodées à un ou des groupes spécifiques ont été discriminées par la méthode « Indicator Value – Indval » (annexe 7). Sur les 112 espèces capturées sur le bassin versant du Léguer, 23 espèces sont inféodées à un seul système agricole et 21 sont liées à deux systèmes. Ainsi, en système cultivé conventionnel, 9 espèces essentiellement agricoles ou ubiquistes (7/9) ont été identifiées. Dans les haies de cultures biologiques, 6 espèces dont deux forestières y sont inféodées. En système prairial, ce sont 4 espèces dont une forestière qui y sont inféodées. En sus des espèces évoquées précédemment, 10 espèces, agricoles ou ubiquistes, fréquentent préférentiellement les systèmes cultivés, conventionnels ou biologiques. Deux espèces forestières *Carabus auronitens* et *Agonum afrum* sont préférentiellement trouvées dans les haies de cultures conventionnelles ou de prairies ; le paysage aurait-il une influence plus prégnante que le système agricole ?

4.4.4.4. Effet des pratiques agricoles (systèmes) sur les écotypes et les morphotypes carabiques (traits)

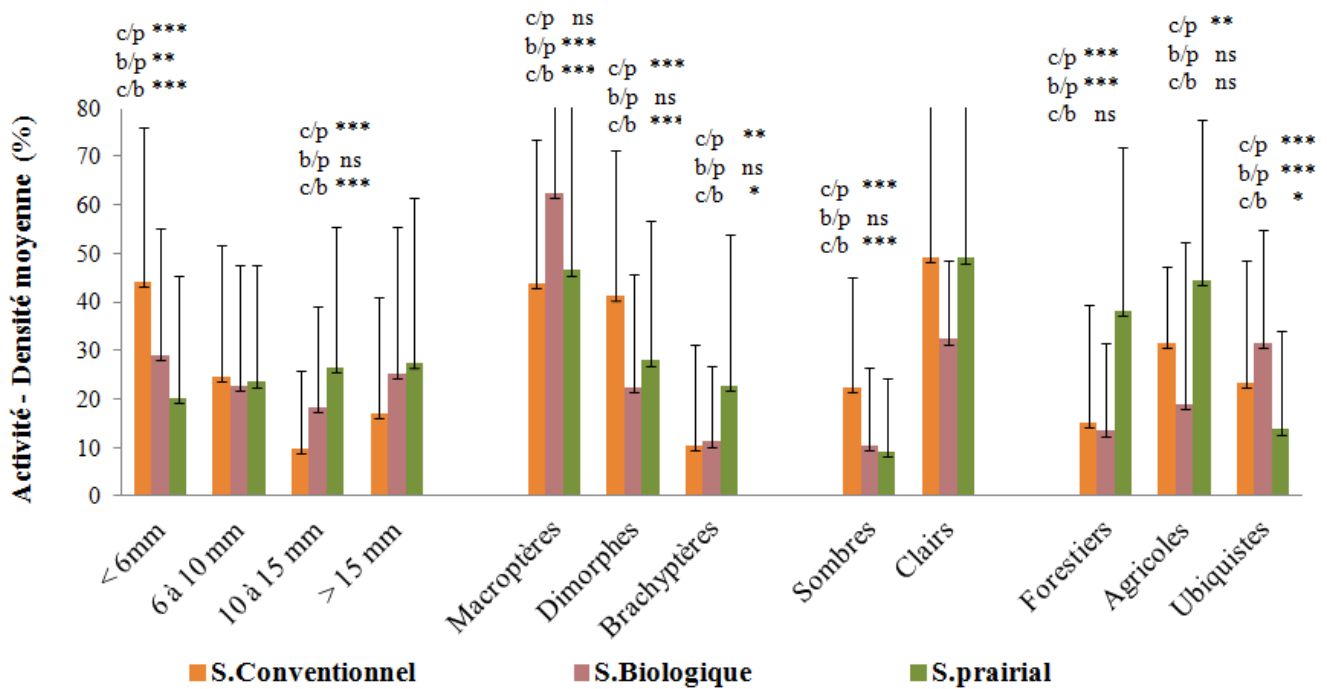


Figure 39 : effets des pratiques agricoles (systèmes agricoles) sur l'activité-densité en pourcentage (%) des écotypes et des morphotypes carabiques. L'échelle verticale est réduite pour des soucis de visibilité. c/p = S.conventionnel/S.prairial ; b/p = S.biologique/S.conventionnel ; c/b = S.conventionnel/S.biologique.

Etudier les traits spécifiques permet de percevoir les fonctionnalités de l'environnement. Le chapitre 4.4.1. présente les traits morphologiques associés aux écotypes des espèces. La comparaison des traits entre les systèmes agricoles en étudiant la composition du peuplement carabique des écosystèmes « haie-parcelle » doit permettre de présager les perturbations endurées par chacun des systèmes.

Les pratiques agricoles influencent la composition des communautés carabiques (figure 39). Les peuplements présentent des différences de taille, de systèmes alaires, de couleurs et d'écotypes importantes d'un système à l'autre. Les agrosystèmes cultivés conventionnels par rapport aux systèmes biologiques favorisent les espèces de carabes d'une taille inférieure à 6 mm ($W = 4253$, $p = 9.00^{E-04}$), les espèces au système alaire dimorphe ($W = 36475$, $p = 3.27^{E-06}$) et les individus appartenant à des espèces sombres ($W = 4146$, $p = 2.9^{E-04}$); des traits, hormis la couleur, qui caractérisent les morphotypes d'espèces agricoles, liées aux cultures.

L'agrosystème biologique (vs systèmes conventionnels) favorise les espèces dont la taille est comprise entre 10 à 15 mm ($W = 7262$, $p = 6.06^{E-04}$), les macroptères ($W = 7801.5$, $p = 6.9^{E-06}$), les brachyptères ($W = 6696.5$, $p = 0.02$) et les ubiquistes ($W = 6671.5$, $p = 0.04$); les deux modalités antagonistes caractérisant l'aptitude au vol sont favorisés, comme les espèces de plus grande taille; les ubiquistes, espèces opportunistes, semblent trouver des conditions plus favorables en système biologique.

L'agrosystème prairial, système subissant peu de perturbations (absence de travaux mécaniques du sol, traitements,...) hormis la fertilisation, par rapport aux systèmes conventionnels favorise les espèces d'une taille comprise entre 10 et 15 mm ($W = 5178.5$, $p = 2.87^{E-06}$), les espèces brachyptères ($W = 6100.5$, $p = 1.90^{E-03}$), les espèces forestières ($W = 4500.5$, $p = 5.59^{E-09}$) et les espèces agricoles ($W = 9375$, $p = 4.20^{E-03}$). Par rapport à l'éco-complexe biologique, le système prairial est profitable aux

espèces forestières ($W = 3838$, $p = 5.4^{E-09}$). Les espèces forestières, caractérisées par un taux de brachyptérie supérieur aux espèces agricoles, sont très nettement favorisées. Les espèces agricoles (milieux ouverts) le sont également. Les ubiquistes sont significativement défavorisés par ce système (vs s.conventionnel, $W = 9916.5$, $p = 8.8^{E-06}$; vs s.biologique ($W = 9542.5$, $p = 6.9^{E-08}$).

Points essentiels de la comparaison des trois systèmes agricoles sur le bassin versant du Léguer

- **Les pratiques agricoles influencent la composition des communautés carabiques.**
- Les petites espèces de carabidés (< 6 mm) voient leur proportion dans le peuplement diminuer des systèmes cultivés conventionnels vers les prairies. En revanche, les grandes espèces (> 10 mm) représentent une part supérieure dans les écosystèmes prairiaux ; des traits liés aux systèmes écologiquement moins perturbés.
- Les espèces brachyptères sont également significativement plus abondantes en système prairial.
- Une grande taille et la brachyptérie sont des traits propres aux espèces forestières dont la proportion s'avère supérieure dans ce système.
- **Les prairies favorisent les espèces forestières.** Les systèmes cultivés biologiques en hébergent davantage que les systèmes conventionnels. Ils sont profitables aux espèces macroptères et aux ubiquistes ; des traits fortement corrélés au groupe écologique agricole.
- **Chaque système, et chaque typologie de haie, dans le paysage contribue à enrichir la biodiversité des sites. L'hétérogénéité (pluralité des systèmes agricole) a un effet très positif sur la richesse spécifique globale d'un territoire.**

4.4.5. Effets des micro-habitats

La haie est un ensemble complexe, un biotope, constitué de compartiments créant autant de micro-habitats répondant aux niches écologiques de nombreuses espèces. Pour décrire la haie, afin de percevoir les facteurs qui vont influencer la présence, l'abondance et la structure d'une population animale ou végétale, neuf variables ont été retenues (chapitre 3.3). Selon la typologie de haie, sa physionomie, et la gestion appliquée, les compartiments favoriseront des groupes d'espèces distincts.

Ce chapitre a pour objectifs de percevoir les variables, sur lesquelles le gestionnaire peut agir, qui sont favorables à l'accueil des peuplements carabiques forestiers et valider le choix de ces variables descriptives du Plan de Gestion Durable du Bocage (PGDH). Ce point est développé au chapitre 4.4.6.

Dans un premier temps, des comparaisons entre les lignes de capture A, C et D seront effectuées à l'échelle de l'écosystème (chapitre 4.4.5.1.). Ensuite, après une analyse des variables qualitatives par Analyse multivariée mixte (AMx) (chapitre 4.4.5.2.) seront explorés les effets des compartiments sur le peuplement carabique (chapitre 4.4.5.3.). **Bien que l'ensemble des données aient été traitées, seuls les résultats obtenus pour les espèces forestières sont présentés.**

4.4.5.1. Comparaison entre ligne A (cœur de la haie), ligne C (interface haie/parcelle) et ligne D (15 m dans la parcelle) – Effets sur les espèces forestières

Selon les lieux de capture, il est supposé que les peuplements carabiques diffèrent. Au sein de l'écosystème, quel que soit le système agricole, les peuplements se structurent selon les micro-habitats et les micro-climats qui conviennent à chaque espèce. Pour répondre à cette hypothèse, une

ACC est réalisée sur les peuplements des espèces forestières, taxons étudiés. Les systèmes agricoles n'étant pas discriminés.

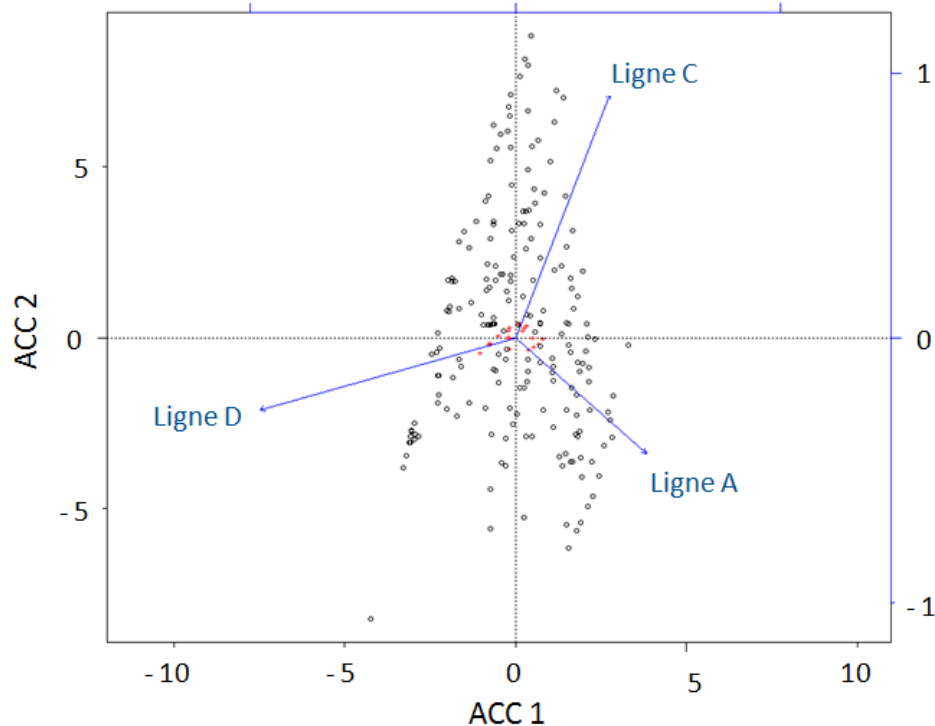


Figure 40 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données de l'ensemble des **peuplements carabiques forestiers** sur la variable « lignes de captures » (modalités « ligne A », « ligne C » et « ligne D »). (Légende : voir figure 18).

Pour les espèces forestières, la figure 40 indique une discrimination nette, séparation par les deux axes, entre les peuplements. L'analyse de la variance (anova) de la structure du modèle montre une relation significative ($p = 0.002$) entre le modèle et la qualité du peuplement. Le test F par permutation (Anova) indique que la différence entre les trois lignes est significative ($p = 0.001$). **La ligne C (interface haie/parcelle) présente un peuplement forestier très différent des lignes A (haie) et D (parcelle) ($p = 0.003$).** La ligne D se distingue également fortement des deux autres ($p = 0.008$). La ligne A est également différente des autres mais au seuil de 10% ($p = 0.06$). Pour les forestiers, les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 1.8 % et 0.3 % du taux de variance expliquée.

4.4.5.2. Examen des variables qualitatives

L'analyse multivariée mixte (AMx) a pour objectif de percevoir les relations entre les variables descriptives des sites (haies) inventoriées. Les sorties, cercle des corrélations et ordinations, figurent en annexe 8. L'interprétation nécessite de superposer mentalement les différents graphiques.

L'observation du cercle des corrélations (annexe 8) nous permet d'observer que les points « années » et « haie bon état » sont assez proche du cercle des corrélations donc bien représentés sur le « mapping ». Les angles très ouverts entre ces deux variables indiquent qu'elles ne sont pas très bien corrélées entre elles. La variable « ourlet présent » est proche de l'axe 2. La variable « grain » l'est également. Elles sont bien représentées par cet axe. En revanche, ces deux variables sont très éloignées de l'axe 1. On peut conclure qu'elles ne sont pas corrélées.

Tableau 25 : Corrélations entre les variables descriptives des haies inventoriées

	Année	Grain	Sites	Syst. agricoles	Ourlet présent	Etat haie	Embase	Larg. ourlet	Larg. haie	Cont. Etages 3 et 4	Cont. étage 2
Années captures	1	ns	***	***	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
Grain	-	1	***	**	.	ns	**	**	**	ns	ns
Sites	-	-	1	***	*	ns	***	*	*	ns	ns
Systèmes agricoles	-	-	-	1	***	ns	ns	***	ns	ns	ns
Ourlet présent	-	-	-	-	1	ns	ns	***	*	*	ns
Etat haie	-	-	-	-	-	1	ns	ns	***	***	***
Embase	-	-	-	-	-	-	1	ns	ns	**	ns
Largeur ourlet	-	-	-	-	-	-	-	1	*	**	ns
Largeur haie	-	-	-	-	-	-	-	-	1	***	ns
Continuité étages 3 et 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	***
Continuité étage 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

Test de Kruskal-Wallis - chi squared (variable quantitative ~ variable qualitative)

Test de Fischer - test de Ki2 non paramétrique (variable qualitative ~ variable qualitative)

□

L'examen des graphes des individus (annexe 8) nous informe que :

- les sites d'étude entre eux sont éloignés. Globalement, ils ne se ressemblent pas. Le Grand Bassin de l'Oust (Oust aval), l'Elorn et le Léguer sont indépendant et nettement éloignés, sur la projection, des trois sites de Lamballe, Loudéac et Pleine-Fougères qui présentent plus de similitude.

- projetés sur les autres graphes, on est informé que ces trois derniers sites sont en agriculture conventionnelle, caractérisés par des haies à plat ou sur billon, avec un ourlet herbacé absent ou d'une largeur inférieure à 50cm, et une largeur de haie inférieure à 10m. Les haies ont une continuité de l'étage 2 principalement inférieure à 75% et une continuité des étages supérieurs, 3 et 4, également inférieure à 75%.

- les haies de l'Elorn et de l'Oust aval sont soit en agriculture biologique ou en prairie observées principalement sur talus bas ou talus marche avec un ourlet supérieur à 50 cm de largeur. Ces haies font moins de 10 m de large avec une continuité de l'étage 2 inférieure à 75% et une continuité des étages 3 et 4 inférieure à 50%.

- Sur le bassin versant du Léguer, les haies sont autant en conventionnel, qu'en biologique ou en prairie (lien avec l'échantillonnage). Elles sont sur talus haut avec un ourlet supérieur à 50 cm voir 1 m. Elles ont principalement une largeur supérieure à 10 m et une continuité des étages 2, 3 et 4 supérieure à 75%.

L'examen du tableau des corrélations (tableau 25) Nous indique que :

- les années sont naturellement corrélées avec les sites*** et les systèmes agricoles*** puisque la première année, en 2016 sur le Léguer, les relevés ont eu lieu en écomplexe cultivé conventionnel (tableau 15, chapitre 4.4.2.). La seconde année, en 2017, sur le Léguer, les relevés eurent lieu en système prairial et sur les sites de Loudéac (Oust amont), de Lamballe et de Pleine-Fougères, en système céréalière conventionnel. La dernière année d'inventaire, en 2018, les relevés eurent lieu en système cultivé biologique sur le Léguer et le Grand bassin de l'Oust (Oust aval), en système prairial sur le Grand Bassin de l'Oust et l'Elorn et en système conventionnel sur l'Elorn. Cette information est donc biaisée par le plan d'échantillonnage.

Les sites ont leur identité. Chaque paysage est distinct d'autant que les sites sont répartis dans les quatre départements bretons. Ils sont en moyenne espacés de 65 km (figure 13). Les variables corrélées aux sites sont les systèmes agricoles***, l'embase***, la largeur de la haie* et la présence* et la largeur de l'ourlet* de végétation.

Le grain est une unité de description qui caractérise les paysages bocagers. Son calcul intègre la densité bocagère, l'emprise (surface) boisée des haies sur la matrice agricole et la forme des parcelles (matériel et méthode, chapitre 2.1.2). Cette information est par conséquent fortement corrélée aux sites***, aux systèmes agricoles**, la largeur des haies**, la largeur de l'ourlet** et l'embase** (topographie de l'implantation de la haie).

Les systèmes agricoles ont leur singularité (chapitre 4.4.3.1.). La largeur de l'ourlet herbacé est la seule variable corrélée*** aux systèmes.

La largeur de l'ourlet, en sus des résultats exposés ci-dessus est corrélée à la largeur de la haie* et aux continuités des étages 3 et 4**.

L'état de la haie est fortement corrélé à la largeur*** de la haie, la continuité des étages 2***, 3 et 4***. Ce résultat est sans surprise puisque les haies ont été recrutées pour partie sur l'état de la haie qui a été caractérisé sur ces 3 critères. Cette variable est biaisée.

L'embase (implantation de la haie sur le sol) est un critère historique qui caractérise les paysages bocagers. Elle est naturellement liée aux sites***, au grain** et à la continuité des étages 3 et 4**.

La largeur de haie*** et la continuité de l'étage 2*** sont corrélées à la continuité des étages 3 et 4***.

4.4.5.3. Effets des micro-habitats : examen des compartiments constituant la haie

Les variables descriptives avec lesquelles les peuplements carabiques sont croisés sont celles retenues pour l'évaluation de la biodiversité à partir du Plan de Gestion Durable des haies (PGDH, figure 7 et tableau 1). Comme évoqué au chapitre 4.4.3.1., les données seront traitées globalement puis par système agricole et à deux échelles, l'éco-complexe ACD et la haie AC. **Ne sont présentés que les résultats obtenus avec les espèces forestières.**

Le recrutement des haies s'est appuyé sur leur aspect physiologique (examen visuel). Deux classes étaient définies, « bon état » et « mauvais état », selon le site, l'occupation du sol dans la parcelle adjacente, la continuité de la couverture ligneuse, la largeur et la présence d'un ourlet herbacé. Aucune mesure n'a eu lieu à ce moment-là. Le choix introduit évidemment un biais atténué par le fait qu'il ait été réalisé par la même personne (moi-même). Cette seule perception ne donnant pas satisfaction, lors des relevés carabiques en 2016, 2017 et 2018, une description plus précise a été réalisée à partir des variables « biodiversité » du PGDH (tableau 26). Le croisement de ces variables environnementales, du milieu, avec les ensembles d'espèces carabiques doit permettre de percevoir les facteurs qui interviennent dans le contrôle de la diversité des peuplements sur lesquels le gestionnaire, souvent l'exploitant agricole de la parcelle mitoyenne, peut agir pour orienter les effets,

Globalement, puis pour chacun des sites, les analyses ont été conduites d'abord séparément avec les variables présentées ci-après puis en les sélectionnant « pas à pas » pour permettre de retenir le jeu de variables cumulées qui aurait des effets significatifs sur le peuplement, expliquant la fraction de variance la plus élevée. La significativité de chaque test est révélée par une analyse de variance (anova). Pour identifier les modalités de chaque variable, un test statistique au moyen d'une anova permutée 999 fois. La significativité est retenue au seuil de 0.05. **Au total, 364 tests ont été réalisés pour le traitement de ces données. Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe 10.**

Tableau 26 : détail des modalités des variables qualitatives étudiées décrivant la structure des haies.

Variables	Type	Niveaux - Modalités
Etat	Catégorielle	0/1 (Dégradé/non dégradé)
Type d'embase	Catégorielle	Haie à plat ; billon ; talus bas ; talus haut ; talus marche
Ourlet	Catégorielle	0/1 (Absence/présence)
Largeur de l'ourlet	Catégorielle	Absent ; inférieure à 50cm (Our_50cm) ; entre 50cm et 1m (Our_50cm_1m) ; supérieure à 1m (Our_1m)
Largeur de la haie	Catégorielle	Inférieure à 4m (Larg_4m) ; entre 4 et 10m (Larg_4_10m) ; supérieure à 10m (Larg_10m)
Continuité de l'étage 2	Catégorielle	Inférieure à 25% (Cont2_25) ; entre 25 et 50% (Cont2_2550) ; entre 50 et 75% (Cont2_5075) ; supérieure à 75% (Cont2_75)
Continuité des étages 3 et 4	Catégorielle	Inférieure à 25% (Cont34_25) ; entre 25 et 50% (Cont34_2550) ; entre 50 et 75% (Cont34_5075) ; supérieure à 75% (Cont34_75)

4.4.5.4. Résultats

4.4.5.4.1. Carabiques forestiers, tous sites, tous systèmes ~ état de la haie

Les tests ACC effectués sur le peuplement carabique forestier de l'écocomplexe ACD et de la haie AC sont surtout influencés par deux variables, la présence et la largeur de l'ourlet herbacé et la largeur de la haie. Par rapport à l'embase, seule la modalité « **talus bas** » a un effet positif ($p = 0.017$) sur les peuplements.

La **largeur de l'ourlet herbacé a un effet significatif** ($p = 0.031$) sur la richesse (S) et l'activité-densité (AD) des espèces forestières de l'écocomplexe ACD dès lors que **la largeur dépasse 1 m** ($p = 0.015$) **voir 50 cm** ($p = 0.042$). Sur le peuplement forestier de la haie AC, les effets sont encore plus significatifs ($p = 0.004$) au-delà **d'une largeur supérieure à 50 cm** ($p = 0.001$) la richesse spécifique et l'activité densité sont supérieures (graphe 1 en annexe 11). A cette échelle, l'axe 1 de l'ordination explique 3.3 % de la variance du peuplement et l'axe 2, 1.9 %.

Pour la largeur de haie, en écocomplexe ACD, **une largeur de haie supérieure à 10 m** a un effet positif significatif ($p = 0.009$) sur la richesse et l'abondance (activité densité) des carabes forestiers (graphe 2 en annexe 11).

Une continuité des étages ligneux, 3 et 4, inférieure à 25% a un effet négatif significatif ($p = 0.049$) sur l'abondance des carabidés forestiers de la haie AC (graphe 3 en annexe 11).

Les traitements ACC plus complexes intégrant pas à pas l'ensemble des variables n'a globalement pas eu d'effets significatifs sur le peuplement forestier.

Points essentiels des effets des micro-habitats de la haie sur le peuplement carabique

- Que ce soit pour l'ensemble du peuplement* ou pour les espèces forestières, les micro-habitats définis par l'emplacement des lignes de capture (A = cœur de haie, C = interface haie/parcelle ou D = parcelle agricole), présentent des peuplements distincts. **La haie diversifie considérablement les cortèges.**
- Les effets biogéographiques et historiques des sites ainsi que les modes de gestion appliqués (i.e. systèmes agricoles) expliquent l'état de la haie et les incidences sur les compartiments qui la composent.
- **Le « bon » état de la haie** caractérisé par la présence d'un talus, haut ou bas, un ourlet herbacé d'une largeur supérieure à 1 m, une largeur de haie supérieure à 10 m **a un effet significatif sur l'ensemble du peuplement carabique de la haie.** Une largeur de haie inférieure à 4 m a une incidence sur l'écocomplexe haie/parcelle.*
- **Pour les espèces forestières**, à l'échelle de l'écocomplexe, **la largeur de l'ourlet herbacé, dès lors qu'elle dépasse 50 cm, tout comme une largeur de haie supérieure à 10 m**, ont un effet significatif positif sur la richesse et l'abondance.
- **Une continuité des étages 3 et 4 inférieure à 25% a un effet significatif défavorable pour l'abondance des carabes forestiers.**

* résultats non présentés

4.4.5.4.2. Effets de l'état de la haie au sein des systèmes agricoles

A. En agrosystème cultivé conventionnel (5 sites)

Le traitement des données par ACC n'a montré que peu d'effets de l'état de la haie sur **l'ensemble du peuplement carabique** hormis un effet positif très significatif du **talus haut** ($p = 0.001$), ainsi que le grain bocager et la largeur de la haie (graphe 1, annexe 12).

Pour les espèces forestières en écosystème ACD, aucun effet n'a été observé. Pour les carabes forestiers de la haie AC, **La présence d'un ourlet herbacé supérieur à 50 cm** a un effet sur l'abondance ($p = 0.046$), (graphe 2, annexe 11). Ce modèle explique 7.2% de la variance pour l'axe 1 et 2.6% pour l'axe 2.

Dans ce système, trois variables intrinsèques à la haie ont des effets sur le peuplement ; i, à l'échelle de l'écosystème, le talus haut, une largeur de haie supérieure à 10 m ; ii, à l'échelle de la haie, un ourlet herbacé d'une largeur supérieure à 50 cm.

B. En agrosystème cultivé biologique (2 sites)

Pour les espèces forestières, à l'échelle de l'écosystème ACD, les deux variables qui ont de l'influence sont **l'embase et la largeur de haie**. Pour l'embase ($p = 0.018$), le **talus bas** est la modalité qui est la plus significative ($p = 0.001$). Une **largeur de haie supérieure à 10 m** montre également un effet significatif ($p = 0.021$). Les deux modalités, au sein des deux variables, ayant surtout une incidence sur l'équitabilité du peuplement.

Les effets cumulés des variables entre elles ont des effets très significatifs sur le peuplement forestier en système biologique. Pour l'écocomplexe ACD, le modèle qui explique le mieux le peuplement est le suivant (graphe 3, annexe 12):

$$\text{Peuplement} \sim \text{Embase} + \text{Largeur de l'ourlet} + \text{Continuité de l'étage 2} + \text{Continuité des étages 3 et 4}$$

L'analyse de la variance générique (anova) de la structure du modèle ci-dessus montre une relation significative entre le modèle et la qualité du peuplement ($p = 0.04$). Le test F par permutation (Anova) indique des différences entre les modalités des variables ; le **talus bas** ($p = 0.001$), un **ourlet d'une largeur comprise entre 50 cm et 1 m** ($p = 0.003$) et **une continuité des étages 3 et 4 supérieure à 75%** ($p = 0.027$) sont les variables qui ont significativement un effet sur le peuplement carabique forestier en système cultivé biologique. Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 21.1 % et 14.1 % de la variance.

Pour le peuplement forestier de la haie AC, l'état global de la haie (bon état vs mauvais état) a un effet significatif sur le peuplement ($p = 0.036$). De manière indépendante, peu de variables ont un effet significatif hormis la **largeur de l'ourlet herbacé** ($p = 0.018$) ; dès lors que **la largeur dépasse 50 cm** ($p = 0.015$), **voir 1 m** ($p = 0.034$), les carabes forestiers sont plus diversifiés (richesse et activité densité supérieures). Le modèle qui explique le mieux le peuplement forestier de la haie est le suivant :

$$\text{Peuplement} \sim \text{Largeur de l'ourlet} + \text{Largeur de la haie} + \text{Continuité de l'étage 2} + \text{Continuité des étages 3 et 4}$$

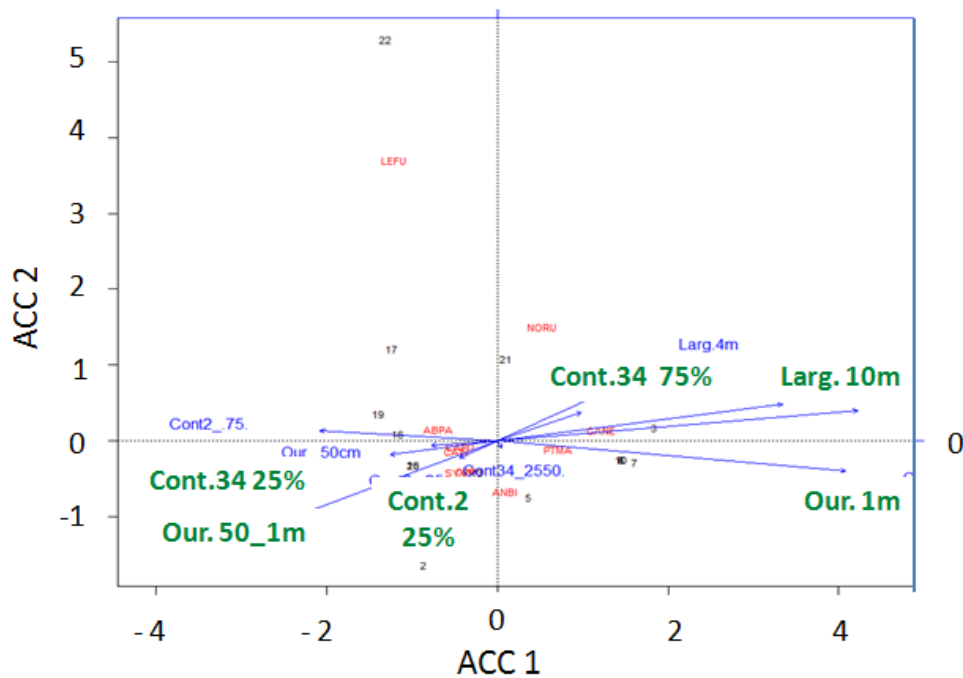


Figure 41 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraignent la matrice des données des peuplements carabiques forestiers des haies (lignes A et C) en système cultivé biologique sur la combinaison de variables Largeur + Ourlet herbacé + Largeur de haie + Continuité de l'étage 2 + Continuité des étages 3 et 4. Les variables significatives ont une taille de police augmentée et de couleur verte. (Légende : voir figure 18)

Le modèle oppose clairement les haies gérées de manière intensive de celles mieux conservées (figure 41). L'analyse de la variance générique (Anova) de la structure du modèle ci-dessus montre une relation significative entre le modèle et la qualité du peuplement ($p = 0.039$). Le test F par permutation (Anova) indique des différences entre les modalités des variables ; un **ourlet d'une largeur supérieure à 50 cm** ($p = 0.01$), effet positif, **une continuité de l'étage 2 inférieure à 25%** ($p = 0.09$),

effet négatif, **une continuité des étages 3 et 4 inférieure à 25%** ($p = 0.04$), effet négatif, **ou supérieur à 75%** ($p = 0.059$), effet positif, ont un effet significatif sur le peuplement carabique forestier en système cultivé biologique. Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 17.6 % et 15.3 % de la variance.

En système biologique, la qualité de la haie dans son ensemble (i.e. tous les compartiments jouent un rôle) a une incidence majeure sur le peuplement carabique et particulièrement les espèces forestières. Ceci laisse penser que les systèmes conventionnels, où il est observé peu d'effets de l'état de la haie sur le peuplement, sont perturbés par d'autres facteurs comme l'utilisation des produits phytosanitaires.

C. En système prairial (3 sites)

Avec les espèces forestières de la haie (lignes AC), deux variables ont un effet significatif sur le peuplement. Il s'agit de **l'embase** ($p = 0.013$) et **la largeur** ($p = 0.024$). Pour l'embase, les **talus bas** ($p = 0.033$) et **haut** ($p = 0.073$) sont les modalités qui influencent le plus le peuplement. Pour la largeur de haie, les deux modalités extrêmes sont celles qui sont significativement influentes sur les forestiers ; **la largeur inférieure à 4 m** ($p = 0.017$), et **la largeur supérieure à 10 m** ($p = 0.029$).

Les modèles incluant successivement toutes les variables ont été testés par ACC. Celui qui permet d'expliquer significativement le taux de variance le plus élevé est le suivant :

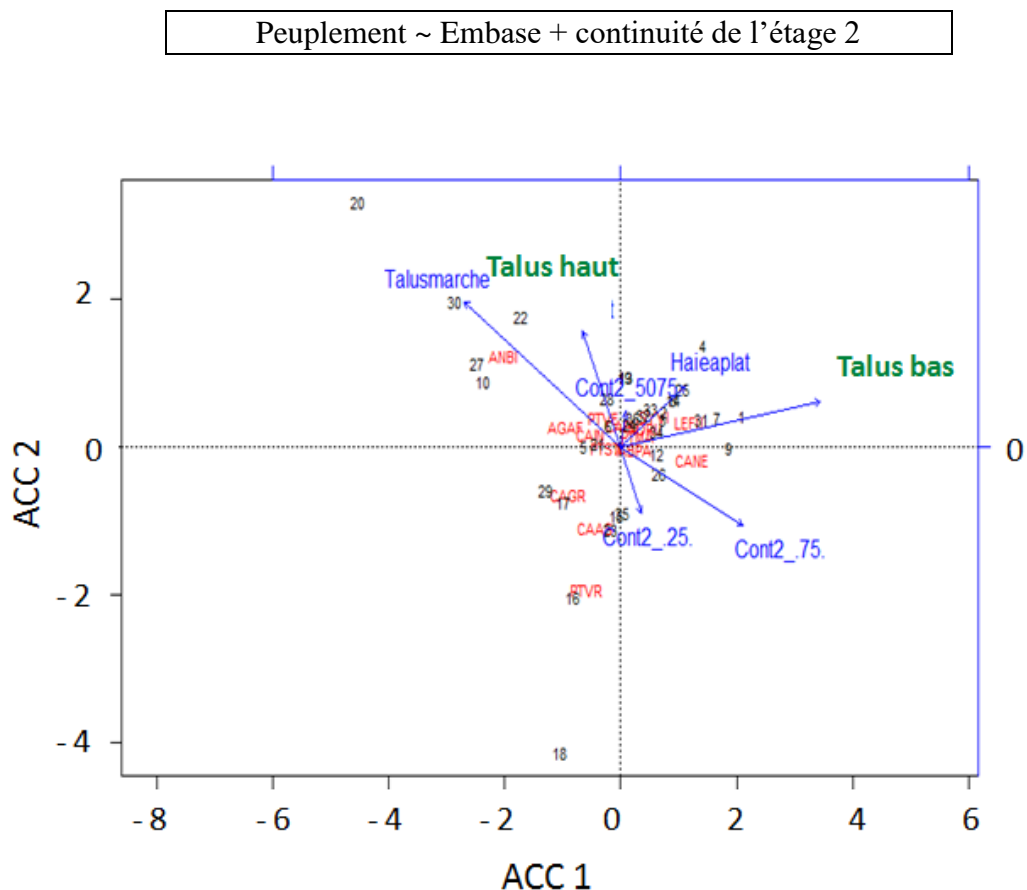


Figure 42 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraignent la matrice des données des peuplements carabiques forestiers des haies (lignes A et C) en système prairial sur la combinaison de variables Embase + Continuité de l'étage 2. Les variables significatives ont une taille de police augmentée et de couleur verte. (Légende : voir figure 18).

La représentation (figure 42) indique que les talus bas sont très corrélés à l'axe 1. Cet axe sépare les talus bas et les haies à plat (corrélés positivement) des talus hauts et talus « marche » (corrélés négativement). L'axe 2 montre que toutes les modalités d'embase sont corrélées positivement avec cet axe. Les continuités de l'étage 2 « >75% » et « <25% » étant négativement corrélées.

L'analyse de la variance générique (Anova) de la structure du modèle ci-dessus montre une relation significative entre le modèle et la qualité du peuplement ($p = 0.019$). Le test F par permutation (Anova) indique des différences entre les modalités des variables ; la présence d'un **talus bas** ($p = 0.038$) ou d'un **talus haut** ($p = 0.06$) étant les facteurs qui influencent le plus le peuplement. Les axes 1 et 2 de l'ordination expliquent respectivement 9.7 % et 7.7 % de la variance.

Dans les prairies, la partie basse de la haie, l'embase (topographie) et la continuité des étages bas, ainsi que la largeur sont les trois variables déterminantes pour l'accueil des carabidés forestiers dans la haie. Evidemment en espace prairial, pour les carabidés, la présence d'un ourlet n'a pas de sens puisqu'il constitue une continuité de la couverture herbacée de la parcelle.

Points essentiels des effets de l'état de la haie selon les agrosystèmes

- En système conventionnel, les paramètres qui entre en considération sont le grain et la largeur de haie*. **La conservation ou la réhabilitation d'un ourlet herbacé en pied de haie est primordial** dans ce système, seule variable ayant un effet significatif positif sur les carabes forestiers.
- En système biologique, la qualité de la haie dans son ensemble (*i.e.* **tous les compartiments jouent un rôle**) a une incidence majeure sur le peuplement carabique* et particulièrement les espèces forestières.
- Dans les prairies, la partie basse de la haie, **l'embase (topographie) et la continuité des étages bas, ainsi que la largeur de la haie** sont les trois variables déterminantes pour l'accueil des carabidés forestiers dans la haie
- **Selon les systèmes, l'état de la haie engendre des effets différents. L'examen de ces différences permet d'orienter le gestionnaire pour la conservation ou la réhabilitation des fonctionnalités pour l'accueil des carabidés forestiers.**

* résultats non présentés

4.4.6. Quantification de la signification écologique des scores du « Plan de Gestion Durable des haies », du Grain bocager et des Écopaysages (report chapitre 2.2.6.)

Un des objectifs majeur de cette étude est de valider des outils d'évaluation de la valeur écologique des bocages. Les indices produits par les trois outils diagnostiques que sont i ; les Écopaysages à l'échelle du paysage (chapitre 4.4.3.5), ii ; le Grain bocager, à l'échelle du paysage (chapitre 4.4.3.5) et iii ; le module « biodiversité » du Plan de Gestion Durable des Haies, à l'échelle de l'exploitation agricole et de la haie aux trois échelles sont évalués et les relations entre les trois indicateurs recherchés.

4.4.6.1. Les indices pondérés du PGDH

Les valeurs de PGDH sont croisées avec les peuplements carabiques à l'aide d'une ACC pour percevoir la significativité des relations à l'échelle de l'éco-complexe ACD, tous systèmes cumulés, et de la haie AC. Comme précédemment, l'analyse portera sur l'ensemble des peuplements, toutes catégories confondues, puis sur les espèces forestières, groupe fonctionnel de l'étude. Pour les tests ACC significatifs, un test de corrélation avec les indices de composition décrivant les communautés (richesse S, activité-densité AD, diversité de Shannon et Wiener H' et équitabilité J') est réalisé pour savoir sur quel descripteur de la population la variation des valeurs de l'indicateur a de l'influence.

Pour la flore, le même procédé est réalisé. Les richesses spécifiques et les abondances relatives des écotypes sont utilisées pour percevoir la validité des variables descriptives et leurs modalités sur le peuplement floristique herbacé ; l'hypothèse étant que les haies avec une valeur PGDH élevée révèle une présence et une abondance en espèces forestières supérieures. La richesse floristique S correspond au nombre d'espèces inventoriées sur le même tronçon de 30 m que celui où les inventaires carabiques ont été réalisés. Les inventaires n'ont pu être réalisés que sur 113 haies. En effet 3 haies furent détruites entre la période des inventaires carabiques et le printemps 2019, période d'inventaire floristique. L'abondance relative correspond, pour chaque haie, au cumul des valeurs médianes des classes de l'indice de Braun-Blanquet. Les tests ont été réalisés sur quatre groupes écologiques (écotypes) de l'étage herbacé; les espèces forestières, les espèces de lisière, les espèces de prairie et les espèces de « friche » (espèces rudérales et messicoles, adventices comprises). Le tableau des espèces ainsi que les écotypes associés figurent à l'annexe 13.

4.4.6.2. Influence sur l'ensemble du peuplement carabique en éco-complexe ACD

L'examen de l'ordination montre que les données sont négativement très corrélées à l'axe 1. L'analyse de la variance générique (Anova) de la structure du modèle ci-dessus montre une relation significative entre le modèle et la composition du peuplement ($p = 0.016$). Le test de corrélation de Spearman entre le score des espèces et l'axe 1 est hautement significatif ($S = 413940$, $Rho = -0.591$, $p = 2.78 \times 10^{-12}$).

Les tests de corrélation sur les indices de composition sont négativement significatifs pour la richesse S ($Rho = -0.19$, $p = 0.041$), l'activité-densité AD ($Rho = -0.256$, $p = 0.005$) et l'équitabilité de Pielou J' ($Rho = -0.298$, $p = 0.001$). Les graphes de corrélation figurent à l'annexe 14 (graphe 1). Globalement, les peuplements carabiques sont défavorisés (influence négative sur la richesse S et l'activité-densité AD) par des haies aux scores PGDH élevés. Ce sont les espèces de culture qui dominent considérablement les peuplements qui diminuent ; les 10 espèces dominantes, espèces quasi exclusivement agricoles ou ubiquistes, représentent, par système, 61 à 82% du peuplement (annexe 9). L'augmentation des valeurs PGDH a pour effet d'augmenter la valeur de l'équitabilité J' du peuplement. Le nombre d'espèces et la quantité de carabes des cultures diminuent alors que les autres catégories voient leur nombre d'espèces et leurs abondances augmenter.

4.4.6.3. Influence sur l'ensemble du peuplement carabique de la haie AC

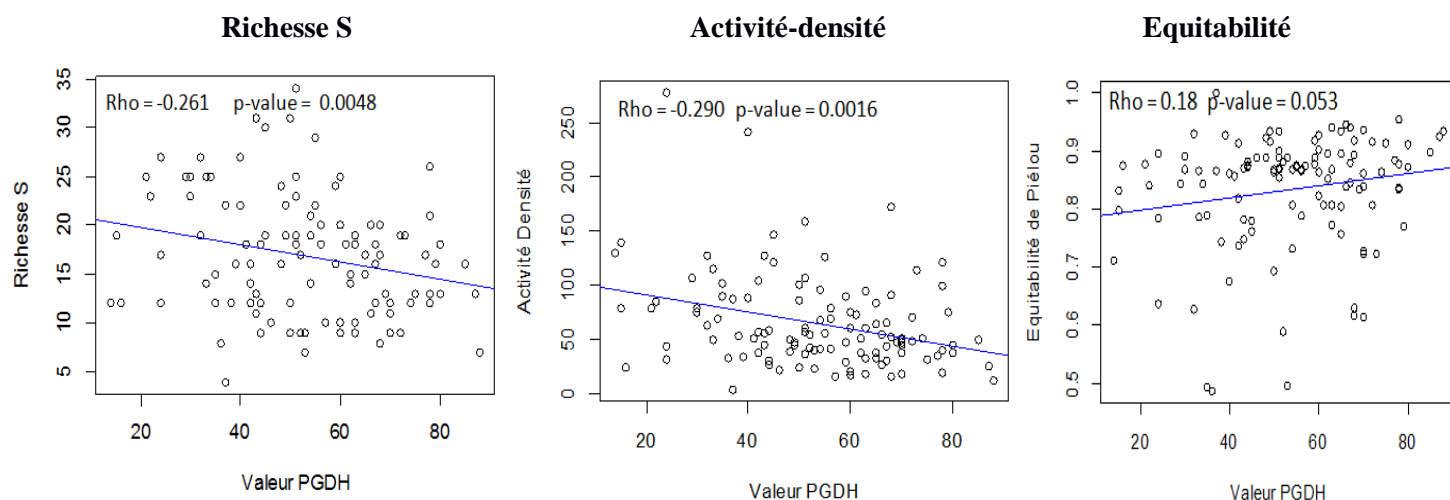


Figure 43 : Corrélation (test de corrélation de Spearman) entre la richesse spécifique, l'activité-densité et l'équitabilité de l'ensemble du peuplement carabique dans les haies AC et les valeurs PGDH des 113 inventoriées et décrites.

Les résultats obtenus à l'échelle de la haie sont quasi identiques (annexe 14, graphe 2). Le résultat de l'analyse de variance (Anova) est significatif ($p = 0.017$). Le test de corrélation de Spearman entre le score des espèces et les valeurs de l'axe 1 est hautement significatif ($S = 414320$, $Rho = -0.592$, $p = 2.38 \times 10^{-12}$). Les tests de corrélation sur les indices de composition sont également négativement significatifs pour la richesse S ($Rho = -0.26$, $p = 0.048$), l'activité-densité AD ($Rho = -0.29$, $p = 0.0016$) et l'équitabilité de Piérou J' au seuil de 10% ($Rho = -0.18$, $p = 0.053$) (figure 43). Le graphe de corrélation figure à l'annexe 14 (graphe 1). La même interprétation des résultats est évoquée pour les expliquer.

4.4.6.4. Relation entre le peuplement carabique forestier de l'éco-complexe ACD et de la haie AC et les valeurs PGDH

Le test ACC de l'analyse de variance générique du peuplement carabique forestier sur les valeurs PGDH, à l'échelle des éco-complexes ACD, n'est pas significatif. En revanche, le même test à l'échelle de la haie AC est significatif ($p = 0.016$). Le test de corrélation de Spearman entre le score des espèces et les valeurs de l'axe 1 est hautement significatif ($S = 297720$, $Rho = 0.34$, $p = 0.0002$). Les tests de corrélation réalisés sur les indices de composition montrent une significativité pour l'activité-densité ($Rho = 0.218$, $p = 0.018$) (figure 44). Plus la haie obtient une forte valeur de points PGDH, plus les carabes forestiers sont nombreux.

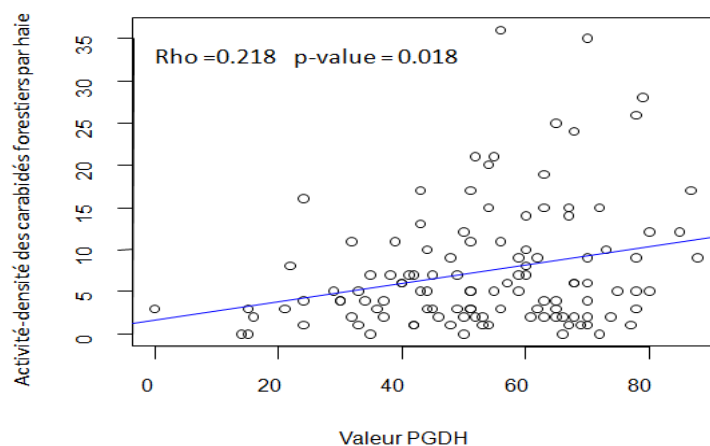


Figure 44 : Corrélation entre l'activité-densité des carabidés forestiers dans les haies AC et les valeurs PGDH des 113 haies inventoriées (3 haies furent détruites entre les inventaires carabiques et la description PGDH).

4.4.6.5. Relation entre la flore herbacée forestière de la haie et les valeurs PGDH

Des tests de corrélation de Spearman sont réalisés entre les richesses spécifiques et les valeurs PGDH. Les tests avec l'ensemble des peuplements floristiques n'ont rien donné de significatif. En regardant par différentes catégories, une significativité est observée pour deux communautés floristiques. Plus les haies ont une valeur de points élevée moins le nombre d'espèces de « friche » observé est important ($Rho = 0.24$, $p = 0.01$) ; *a contrario*, plus le nombre d'espèces forestières, espèces sciaphiles, augmente ($Rho = 0.44$, $p = 1.38 \times 10^{-6}$), (figure 45a). Les tests effectués avec les espèces liées aux prairies ou les espèces de lisière ne sont pas significatifs.

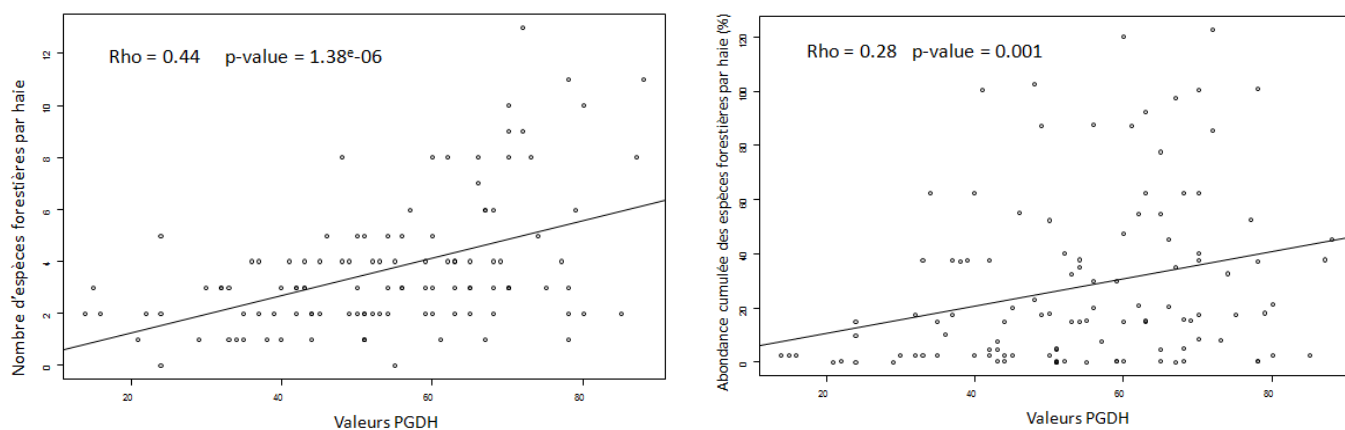


Figure 45 : Corrélation entre la richesse (a) et l'abondance cumulée (b) floristique forestière et les valeurs PGDH des 113 haies inventoriées.

Avec l'abondance, pour les espèces forestières, les résultats sont également significatifs ($Rho = 0.28$, $p = 0.001$), (figure 45b). Les tests avec les autres groupes écologiques ne sont pas significatifs

4.4.6.6. Croisement entre les valeurs PGDH, le Grain bocager, la richesse S et l'activité-densité des coléoptères carabiques forestiers et les agro-systèmes

La figure 46, riche d'informations, dévoile qu'une forte valeur de points PGDH associée à une valeur de grain bocager fin, de surcroît en écosystème prairial sont des conditions complémentaires pour accueillir une forte richesse en espèces carabiques forestières. La figure indique aussi que les haies de meilleure qualité sont rencontrées en interface de prairies, elles mêmes dans les paysages aux grains les plus fins. *A contrario*, des haies à faible valeur PGDH, dans un paysage à grain bocager grossier, en agrosystème cultivé conventionnel hébergera moins d'espèces forestières. Ce système agricole engendre des haies de moindre qualité écologique. Le lot de haies inventoriées en agrosystème cultivé biologique se trouve à l'intermédiaire entre les systèmes cultivés conventionnels et les agrosystèmes prairiaux. Il a aussi pour effet d'utiliser des modes de gestion impactant la qualité écologique des haies. Les trois conditions réunies, qualité de la haie, grain bocager et systèmes, dans un sens ou dans l'autre, sont nécessaires et peuvent présager de la richesse carabique forestière et représentent les facteurs au sein desquels des solutions existent pour améliorer les conditions de vie des espèces liées à l'arbre en espace agricole. Néanmoins, à partir d'une certaine valeur de grain, des haies même en bon état n'assurent plus leur rôle d'habitat pour les espèces forestières.

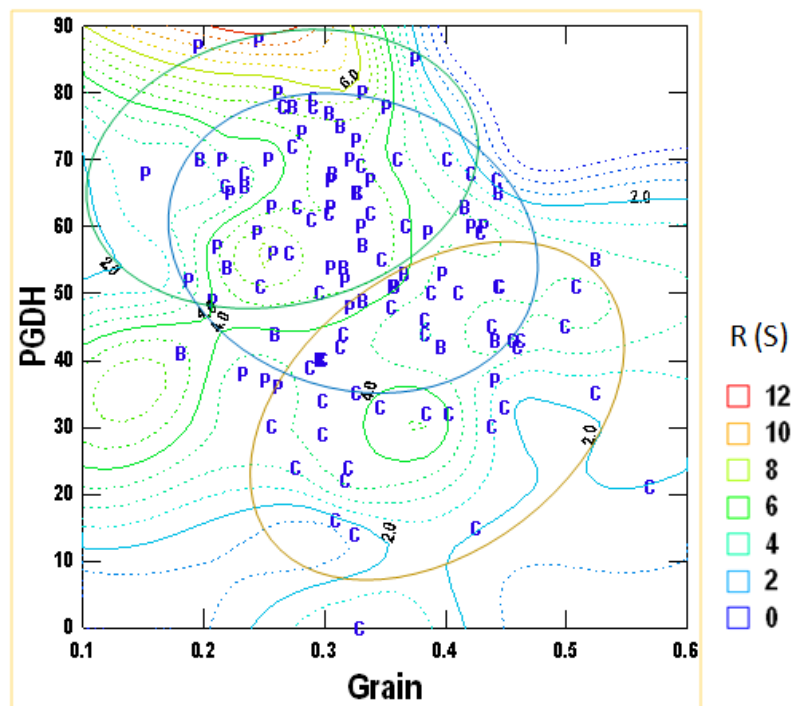


Figure 46 : graphique montrant les significations entre les valeurs du Plan de Gestion Durable de la Haie (PGDH) et le paysage à travers les valeurs de grain bocager (Grain) avec la richesse spécifique en carabidés forestiers par haie inventoriée. Les lettres sur le graphe correspondent aux systèmes agricoles dans lequel la valeur de richesse a été obtenue (C = culture conventionnelle ; B = culture biologique ; P = prairie) ; leur emplacement indique le nombre d'espèces.

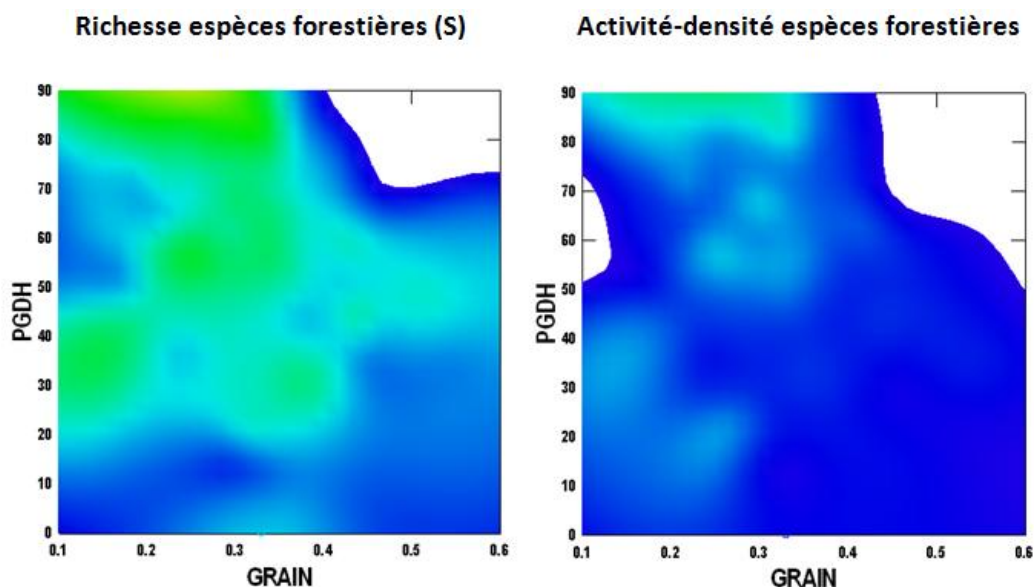


Figure 47 : représentation graphique 3D montrant les relations entre les valeurs PGDH, le Grain bocager et la richesse spécifique, graphique de gauche, ou l'activité-densité, graphique de droite, des espèces de carabidés forestiers à l'échelle de la haie AC, tous systèmes agricoles confondus.

Les deux graphiques de la figure 47, complètent l'information en indiquant que meilleure est la qualité de la haie, traduite par la valeur PGDH, et plus fin est le grain bocager à l'échelle du paysage, plus l'agrosystème est susceptible d'accueillir un grand nombre d'espèces forestières (richesse S) représentées par un grand nombre d'individus (activité-densité).

Points essentiels de la signification écologique des valeurs/scores du PGDH

- Le résultat démontre que les scores attribués aux haies prédisent l'abondance, traduite par l'activité-densité, des carabes forestiers dans la haie ; une haie avec une note faible accueillera, en nombre, moins de carabes forestiers qu'une haie avec une note élevée.
- Les tests avec la flore valident également les variables utilisées dans le système de notation PGDH. Pour les taxons forestiers, une haie avec une note élevée abritera une richesse spécifique et une abondance cumulée supérieure.
- **Les variables, leurs modalités et les grilles de notation du PGDH sont validées.**
- **Des haies notées favorablement dans un paysage bocager à grain fin accueilleront une richesse et une abondance en carabidés forestiers supérieures, d'autant en système prairial. Inversement, des haies notées défavorablement, de surcroît dans un paysage cultivé conventionnel à grain grossier accueilleront les plus faibles richesses spécifiques et des abondances pauvres.**
- Les trois conditions déterminent la capacité d'accueil du paysage pour les carabidés forestiers.
- **En paysage défavorable, une haie avec un bon score PGDH, ne permet pas un accueil optimal des espèces forestières (lien avec les continuités écologiques dysfonctionnelles).**

4.5. Discussion (du thème 2)

4.5.1. Matériel et méthodes

Un plan d'échantillonnage basé sur la gestion

Le déploiement de l'étude à l'échelle régionale a été réalisé selon les densités bocagères, les typologies de bocage et les intérêts des partenaires pour le programme. Leur répartition sur la Bretagne est intéressante ; les effets biogéographiques démontrés et la singularité de la communauté carabique du bassin versant de l'Elorn permet de croire que le choix des sites étaient opportun pour percevoir des dissimilarités. Par ailleurs, le nombre des sites, six, était suffisant, eu égard à la capacité de traitement des échantillons (recrutement de 7 stagiaires de niveau Master I et II) et des données par la suite.

Par contre, pour le choix des agro-systèmes échantillonnés, il eut été intéressant que le nombre de sites / systèmes soit les mêmes. La comparaison des systèmes entre eux aurait été plus pertinente et aisée. Pour rappel, l'étude comportait 5 sites pour les systèmes cultivés conventionnels, 2 sites pour les systèmes cultivés biologiques et 3 sites pour les systèmes prairiaux. Seul le bassin versant du Léguer a fait l'objet d'inventaires dans les trois systèmes. La comparaison inter-systèmes sur ce seul site a permis néanmoins de les comparer entre eux sans l'effet « site » qui « pèse » énormément dans la variance des communautés. De même, le nombre de haies recrutées pour chaque système n'était pas le même. Cela a compliqué les tests statistiques (transformations des données en pourcentages).

Nous voulions comparer au sein de chaque système les communautés de haies en « bon état de conservation » avec des haies « en mauvais état ». La définition initiale du nombre de haies à recruter (6 en bon état vs 6 en mauvais état) reposait sur deux arguments, le premier était que dans chaque subdivision, ce nombre par groupe soit supérieur ou égal à 5 (obtention d'une variance sur le plan statistique), la sixième haie permettant de répondre à un éventuel événement négatif dans le plan d'expérience (haie détruite, ligne de capture défaillante, accident d'ordre climatique réorientant l'itinéraire de la parcelle,...). La qualification de l'état de la haie lors du recrutement reposait sur les pratiques agricoles de la parcelle adjacente (agrosystème associé), la culture en place et une description empirique de la haie. Etaient alors observées la continuité horizontale, la largeur, la présence des étages, et la présence de l'ourlet herbacé ; la saison de recrutement ayant une incidence évidente sur la description de la haie. Les descriptions réalisées après les campagnes de captures, avec les critères du PGDH a permis d'avoir une définition de l'état des haies plus précises.

Le plan d'expérience

Les relations entre les traits morphologiques et l'écologie d'une espèce permettent d'estimer leurs capacités de dispersion à longues distances (système alaire) et les déplacements quotidiens (taille). Les carabes forestiers comme *Abax parrallelepipedus* se déplacent en moyenne de 50 cm en deux jours dans les paysages bretons (Charrier *et al.*, 1997). D'autres comme *Pterostichus melanarius*, une espèce agricole, réalise en moyenne de 2.6 à 5.3 m/jour (Thomas, Parkinson et Marshall, 1998). Ces faibles déplacements et l'absence de système alaire fonctionnel font d'eux de mauvais disperses. De ce fait, les espèces aptères ou brachyptères sont peut être sous-échantillonnées par notre protocole de piégeage passif, cette méthode d'échantillonnage impliquant des captures différentielles en fonction de l'espèce (Mauremooto *et al.*, 1995). Ce biais d'échantillonnage étant présent sur l'ensemble des études de ce projet, les comparaisons restent néanmoins possibles. Pour rappel, les pièges ont tous le même diamètre, sont remplis de la même solution et sont espacés de 10 mètres, une normalisation minutieuse ayant pour objectif de minorer les biais liés aux conditions de capture (Koivula *et al.*, 2003). Par soucis d'homogénéité, sur chaque site d'étude, les stagiaires et les techniciens intervenant dans le dispositif ont été accompagnés pour être formés à l'implantation des pièges et leur récupération, une semaine plus tard. Après la première session de détermination des

individus capturés, une vérification de la capacité des apprenants à la détermination des carabes a également été réalisée.

La densité de la couverture végétale le long des lignes de capture peut aussi entraver les capacités de déplacement et de circulation des carabes et ainsi biaiser les captures. Par exemple, la présence ou l'absence d'un ourlet enherbé et sa densité végétative sur la ligne de capture C, la nature de la couverture du sol dans la parcelle, prairie ou culture, l'abondance des messicoles et/ou des adventices dans la parcelle cultivée ainsi que l'orientation des cultures semées, impacte l'activité-densité observée (Thomas *et al.*, 2006 ; Niemela *et al.*, 2002) sur la ligne D, d'autant que le piège barber est un piège passif, sans attractif, dont l'efficacité repose sur l'activité locomotrice des espèces cibles. Les comparaisons inter-lignes souffrent donc d'un biais de piégeage du fait de la complexité de la végétation différentielle en fonction des lignes de capture et des systèmes. La ligne en cœur de haie (A) présente une végétation dense qui ne permet pas des mouvements aussi aisés qu'à l'intérieur de la culture (ligne D) notamment en agrosystème conventionnel dénuée d'adventices. La plupart des auteurs admettent néanmoins que le piège à fosse permet de décrire correctement la dominance et la phénologie des espèces ainsi que la structure des peuplements (au moins pour les adultes), (Dajoz, 2002). Les comparaisons en termes de proportions permettent de limiter ce biais.

Initialement, 4 lignes de capture étaient implantées ; une ligne B, intercalée entre la ligne A (centre de la haie) et la ligne C (interface haie/parcelle), à flanc de talus, a été abandonnée au terme de la deuxième saison de capture car elle présentait des difficultés quant à l'implantation horizontale des pièges obligeant l'opérateur à modifier l'environnement immédiat. Par ailleurs, bien que les capacités de déplacement soit faibles, chaque piège est susceptible de capter, au gré de leur déplacements, de manière aléatoire, les carabidés dans un rayon théorique de 5 m, les pièges étant espacés de 10 m). Avec 3 lignes de capture si proches sur le plan transversal, la description des communautés par ligne (par micro-habitat) peut s'y trouver impactée. La ligne C en « lisière » (effet écotone) étant favorisée par attraction (disponibilités alimentaires plus importantes).

La durée de piégeage (3 sessions de 7 jours) est courte et ne permet certainement pas de décrire correctement une haie. Pour des raisons techniques (temps d'identification et de traitement des données), ce protocole a été conservé afin de permettre la mise en place d'un protocole standardisé et à des stagiaires de récolter et traiter ces données en 6 mois (calibration). Par ailleurs, les périodes de 7 jours eurent lieu chaque année aux mêmes dates, la dernière semaine des mois d'avril, mai et juin. Les comparaisons intersites ont, pour la plupart, eu lieu entre années différentes. Or, des variabilités interannuelles de l'abondance des espèces, avec un changement des espèces dominantes peuvent être observées selon les années. Les conditions climatiques (température, vent, hygrométrie...), changeantes d'une année à l'autre, ont un effet démontré (*i.e.* effet année) chez les coléoptères carabiques (Sérée, 2017) ainsi que des effets stochastiques inexplicables. Néanmoins, des patrons existent.

4.5.2. Examen du peuplement carabique – Traits biologiques et traits de vie

Beaucoup de variations morphologiques peuvent être mises en relation avec le mode de vie des coléoptères carabiques comme la locomotion, l'alimentation ou l'adaptation à un milieu particulier (Dajoz, 2002). Parmi les traits d'histoire de vie des individus, on distingue les « traits de réponse » et les « traits d'effet ». Les traits de réponse sont les traits qui expliquent la réponse des organismes à leur environnement et à d'éventuels changements dans cet environnement. Les traits d'effet sont les caractéristiques des organismes qui modifient l'environnement abiotique ou biotique de l'individu (Burel *et al.*, 2019).

Chez les carabidés, l'aptitude au vol (trait de réponse, aux perturbations des écosystèmes) est un des traits communément utilisés pour renseigner les caractéristiques de la communauté en relation avec

son milieu (Den Boer, 1990 ; Dajoz, 2002).). De grandes capacités de dispersion augmentent les chances d'échanges génétiques ou de colonisation (entretien ou extension de la présence d'une espèce dans l'espace). La perte de capacités de vol, notamment des carabes forestiers, se réalise lorsque l'habitat qui permet à une population de se maintenir est non perturbé (forêt, landes, ...) et de taille suffisante (Den Boer *et al.* 1981 ; Jelaska, 2009), l'intérêt étant une économie d'énergie. De grandes capacités de dispersion augmentent les chances de fondation ailleurs (entretien ou extension de la présence d'une espèce dans l'espace). Si l'ensemble de l'espace est colonisé, cela suggère une perte de la capacité de vol. Les carabes d'espaces stables (forêt, landes,...) auraient perdu leurs ailes de cette façon (Den Boer *et al.* 1981), l'intérêt étant une économie d'énergie évidente. **Un pouvoir de dispersion élevé caractérise les espèces des milieux temporaires, fréquemment perturbés et fragmentés ; un pouvoir de dispersion faible caractérise les milieux non perturbés** (Den Boer, 1990) ; la raison provoquant la dispersion étant liée à une pénurie alimentaire, une surpopulation ou encore une destruction d'habitats (échapper à des conditions défavorables). En milieu fragmenté, une petite population isolée d'un carabidé comme *Abax parallelepipedus* a une durée de vie évaluée de 41 à 109 ans de survie et en moyenne 100 ans (Den Boer, 1990). En fonction de leur aptitude à se disperser, Burel et Baudry (1990) distinguent trois catégories parmi les carabes forestiers : i, certains ne se rencontrent qu'à proximité d'une lisière forestière (moins de 100 m) ; ii, d'autres espèces qualifiées « d'espèces péninsules » peuvent s'aventurer jusqu'à 500 m ; iii, d'autres encore peuvent, par la voie du réseau de haies, explorer le bocage jusqu'à 15 km de leur forêt d'origine. Cette dernière stratégie assure la colonisation d'îlots où l'espèce est éteinte et permet le maintien des diverses populations qui constituent la métapopulation (Petit et Burel, 1993). La proportion d'espèces aptères ou brachyptères permet d'apprécier la qualité de l'habitat et peut traduire une faible proportion d'éléments naturels dans le paysage.

La taille des individus et des espèces renseigne également sur la capacité de vol (rapport poids/surface) et sur le régime alimentaire (Peters, 1983 *in* Millán de la Peña *et al.*, 2003 ; Loreau, 1983). La forme et le poids étant un avantage pour la maîtrise de certaines proies (Dajoz, 2002). La taille, renseigne également sur le rythme circadien. **Les espèces nocturnes sont plutôt de grande taille et souvent forestières.** Les espèces diurnes sont plutôt de petite taille et souvent liées aux cultures. L'activité diurne est interprétée comme un comportement destiné à éviter la prédation, ainsi que la déshydratation en raison du rayonnement solaire et la plus faible humidité en journée (Dajoz, 2002). La taille informe sur le régime alimentaire ; une relation existant entre la taille des individus d'une espèce et la taille des proies consommées. Cette approche reçoit un écho favorable auprès des agriculteurs en tant qu'auxiliaire des cultures. Relever cette information lors de la description du peuplement inventorié est facilement accessible et permet également une perception aisée et rapide de la qualité des biotopes.

La couleur informe sur le milieu de vie, les espèces sombres voire noires, souvent nocturnes, ont développé ce trait pour une meilleure captation de la chaleur, notamment en espace forestier. Les carabidés à tégument coloré, métalliques (iridescentes) sont plus souvent diurnes que nocturnes et les espèces noires sont en majorité nocturnes. **Les espèces forestières soumises à un microclimat humide sont plus fréquemment noires que les espèces de milieux ouverts soumises à un microclimat plus sec (régulation de la température du corps).** Les petites espèces à activité diurne sont moins menacées par un échauffement exagéré que les espèces de grande taille (Luff, 1978 *in* Dajoz 2002). Le pourcentage d'espèces diurnes est plus élevé dans les milieux ouverts que dans les forêts. Ces adaptations font des carabidés un taxon intéressant, un bioindicateur, à faire valoir pour apprécier la qualité des agrosystèmes. La définition des couleurs, par espèces, peut être parfois délicate et sujet à discussion (caractère qui peut être subjectif).

Au début de l'étude, une analyse statistique a permis de relier l'écologie connue des espèces à un archétype morphologique (morphotype) conforme à la littérature. Cette approche était nécessaire.

Au total, 14389 individus appartenant à 135 espèces ont été échantillonnées. Sans surprise (Butet *et al.*, 2004), un peuplement dominé par un nombre restreint d'espèces. Les 10 espèces les plus abondantes représentent 55.1% du peuplement. Les espèces sont essentiellement liées aux cultures (48% de l'activité-densité). Les carabes forestiers représentent 10% des individus capturés. Une proportion non négligeable, 50 espèces soit 37 %, apparaissent dans moins de 5 haies sur 116. Cela nous informe que la biodiversité se raisonne à une échelle large et que la diversité des situations et des conditions environnementales contribuent à enrichir la biodiversité. C'est regrettable qu'une forte proportion d'espèces ait encore une écologie méconnue et/ou lacunaire (67 espèces sur 135). Une observation des préférences écologiques spécifiques observées lors du traitement des données est susceptible d'améliorer la connaissance de certains écotypes spécifiques.

4.5.3. Paysages et communautés carabiques

Le développement de l'agriculture a entraîné un déclin de la biodiversité. Si cette affirmation est exacte, les réponses sont néanmoins variables selon les taxons (Butet *et al.*, 2004). Pour les carabes, cela se traduit par des changements de communauté qui sont liés au contexte paysager global (Aviron *et al.*, 2003.). La composition et la configuration du paysage contribuent à la sélection des espèces suivant leur phénologie d'émergence, leur reproduction et leurs traits de dispersion (Duflot, 2013).

Les paysages bocagers bretons sont différents (Burel et Baudry, 2000 ; Le dû Blayo *et al.*, 2008 ; Baudry et Boussard, non publié). A chacun correspond des occupations du sol différentes en lien avec les systèmes agricoles développés et des typologies de haies dépendantes et identitaires (Baudry et Jouin, coord., 2003). Le maintien des arthropodes dans les paysages agricoles nécessite trois types de « ressources clé » : des zones de refuge et/ou d'hivernation/estivation, des sources de nectar et/ou pollen, ainsi que des hôtes et/ou des proies alternatif (ves), (Rusch *et al.*, 2019). Le rôle des éléments permanents et semi-permanents est essentiel dans beaucoup de paysages d'Europe occidentale (Baudry, 1988 ; Burel, 1996). Beaucoup d'espèces exigent une variété d'habitats et emploient alternativement des cultures et des espaces non cultivés. Les éléments stables servent de refuges (Ouin *et al.*, 2000) et de réservoir pour recoloniser les espaces perturbés. L'hétérogénéité des paysages influence les assemblages d'espèces (Butet *et al.*, 2004 ; Burel *et al.*, 2019).

L'essentiel des travaux d'inventaires réalisés en Bretagne sont réalisés sur la zone atelier de Pleine-Fougères et dans les Côtes d'Armor (Millán de la Peña *et al.*, 2003). Deux haies à la structure de végétation identique auront des assemblages différents si elles se trouvent dans des paysages différents (contrastés). Afin de percevoir cet effet et impliquer des structures gestionnaires dans la démarche, des relevés d'inventaires ont été réalisés dans 6 sites éloignés en moyenne de 65 km.

Il ressort de l'analyse que les compositions spécifiques sont différentes d'un site à l'autre, (indices de Sørensen intersites de 0.51 à 0.73). L'ordination de l'ACC montre à la fois des effets « site » et « système » très importants. **Pour les espèces forestières**, trois sites ont des peuplements quasi identiques (superposition sur l'ordination). Il s'agit de Loudéac, Lamballe et Pleine-Fougères, 3 sites en écopaysage céréalier qui présentent les activité-densité les plus faibles (5% en moyenne) malgré parfois une richesse (S) importante (17 espèces sur Pleine-Fougères). Pour rappel, sur ces trois sites, les inventaires n'ont été réalisés qu'en système cultivé conventionnel contrairement aux autres sites où des inventaires ont également eu lieu dans les autres agrosystèmes (confusion des données intersystèmes). L'Elorn, le Léguer et le bassin de l'Oust ont des écopaysages plus diversifiés, le peuplement des espèces forestières sont distincts. Les différences intersites ne se font pas sur la richesse (S) mais sur l'abondance (figure 21) ; différents auteurs ayant déjà relevé que la richesse n'est pas une mesure de comparaison intersites pertinente (Butet *et al.*, 2004). Dans ces paysages ouverts, où les haies sont dans un état moins favorable qu'ailleurs (figure 32), il n'est pas impossible que ces espèces qui ont une capacité de persistance dans la haie de 4 à 100 ans soit amenées à disparaître en l'absence de réhabilitation de la qualité des haies et du bocage (Den Boer, 1990).

Le bassin versant de L'Elorn présente vraiment un peuplement carabique différent (annexe 9) qu'il serait intéressant d'approfondir. Les dix espèces les plus abondantes structurant le peuplement de l'Elorn sont entièrement différentes des autres sites. Ce point est probablement en lien avec des effets biogéographiques (climat différent, isolement du site, effet péninsule, déforestation plus ancienne, mise en culture plus récente, etc.).

Les patrons actuels de richesse et de compositions spécifiques en carabes peuvent résulter des pratiques agricoles et du contexte paysager antérieurs aux quatre ou cinq dernières années (délai de réaction = résilience des systèmes, qui peut d'ailleurs varier entre systèmes). Cela suggère l'importance d'une prise en compte du temps de latence dans la réponse des assemblages de carabes face aux conditions environnementales passées (Petit et Burel, 1998 ; Aligner et Aviron, 2017). L'étude de ces facteurs manque à cette analyse.

Les relevés n'ont pas été réalisés dans les trois agrosystèmes dans tous les sites. Pour les espèces forestières, afin d'isoler l'effet « site », une comparaison des peuplements est réalisée par agrosystèmes. Des résultats similaires sont observés. Les sites, donc les paysages, discriminent les peuplements carabiques.

Pour pallier au fait que les différences observées pourraient être liées à un nombre de haies différent d'un site à l'autre et que dans les sites d'étude, les inventaires n'aient pas eu lieu dans les mêmes agrosystèmes, les données sur les espèces forestières ont été transformées en pourcentage. La figure 21 montre que la richesse (S) est similaire d'un site à l'autre. Par contre, pour l'activité-densité, les différences sont importantes. L'agrosystème cultivé conventionnel présente les proportions en espèces forestières les plus faibles. L'agrosystème prairial présente les proportions les plus fortes (2 sites/3). L'agrosystème cultivé biologique présente des proportions intermédiaires. Le taux faible observé en système prairial sur l'Elorn peut être expliqué par des effets « année » (effets climatiques) ou « stochastiques ». Les différences observées incitent à entretenir une diversité de systèmes dans les paysages. Avec un souci de fonctionnalité des paysages pour les espèces forestières, les haies en interface de prairie permanente sont les plus performantes. Les haies des parcelles conduites en agriculture biologique sont également intéressantes. Les politiques incitatives de développement de ce système sont encourageantes ; Une hétérogénéité de composition élevée associée à une hétérogénéité de configuration élevée doit être recherchée (Farhig *et al.*, 2011 ; Aviron *et al.*, 2019).

Cette première analyse nous a amené à traiter les données par agrosystème et par site. Afin de comparer réellement l'effet « système agricole » un traitement des données est réalisé avec les données récoltées sur le bassin versant du Léguer, seul site où les relevés eurent lieu dans les trois systèmes.

4.5.3.1. Structure bocagère et communauté carabiques forestières - les effets de la maille, le grain bocager

La modernisation de l'agriculture, depuis 1950, a eu pour effet l'augmentation de la taille des parcelles, une augmentation des perturbations et une augmentation du taux d'utilisation des produits phytosanitaires. La taille de grain a été élargie et beaucoup d'éléments non cultivés, boisés ou des haies ont été enlevées pour faciliter les cultures. Une des conséquences est la fragmentation et l'homogénéisation des habitats produisant un déclin des tailles de population allant jusqu'à la disparition (Burel *et al.*, 1998) ; pour les carabiques, une perte de richesse spécifique et d'abondance (Heliölä, 2001).

Les haies sur lesquelles les inventaires carabiques sont réalisés ont des valeurs de grain inférieures à 0.6 (extrêmes, $G = 0.151$ au sein de la Réserve Naturelle Régionale de Plounérin en interface de prairie et $G = 0.935$ sur le Grand Bassin de l'Oust en système cultivé biologique).

Les résultats montrent une corrélation entre le peuplement carabique, dans son ensemble, et le grain bocager. Plus précisément, plus le grain devient grossier moins les espèces forestières sont

représentées et à l'inverse plus les espèces liées aux cultures sont abondantes. En se concentrant sur quatre exemples, on observe que les attitudes spécifiques sont différentes en réponse à l'évolution de grain. Des espèces voient leurs effectifs augmenter de manière linéaire avec l'augmentation du grain, c'est le cas de *Poecilus cupreus* ou *Amara consularis*. Inversement, des espèces d'affinité forestière, ont leurs effectifs qui diminuent avec l'augmentation de la valeur de grain (*Poecilus vernalis*) ou maintiennent leur effectifs jusqu'à une certaine valeur puis disparaissent (*Pterosticus madidus*).

Ces observations nous amène à conclure que la répartition des affinités des espèces est confirmée par une approche par taille de grain du paysage et que le grain est susceptible d'être un indicateur de répartition des espèces d'affinité connue et/ou permet de renseigner l'affinité « paysage ouvert/paysage fermé » pour les espèces d'affinité inconnue.

A l'échelle locale, l'augmentation de la finesse de grain se traduit par une augmentation de la fonctionnalité écologique (Baudry *et al.*, 2000) du réseau de haies. Dans les secteurs où le réseau bocager est encore dense ($G < 0.35$) et connecté, les espèces forestières se maintiennent. A contrario, une augmentation de la taille des parcelles et une augmentation des perturbations agricoles, en lien avec les pratiques des systèmes agricoles ont pour effet une diminution de l'abondance en espèces forestières, espèces à faibles capacité de dispersion et/ou sténotopes (= espèce étroitement localisée, peu apte à supporter des variations inhabituelles de son milieu), (Den Boer, 1990 ; Millán de la Peña *et al.*, 2003). Il serait intéressant de compléter le jeu de données carabiques par des inventaires dans des haies situés dans des paysages bocager à grain très fin ($G < 0.2$) et surtout très grossier ($G > 0.55$) pour observer les réactions sur un gradient complet ; l'idéal étant d'inventorier des haies en interface de prairie permanente dans ces paysage à grain très grossier.

Le grain bocager est une unité de mesure intéressante reflétant plus justement l'état du bocage. Par ailleurs, développé initialement pour identifier les effets microclimatiques de la qualité de la maille, elle traduit également le degré d'ouverture du paysage qui impacte tant les peuplements faunistiques et floristiques.

4.5.3.2. Les écopaysages

L'identification des écopaysages selon l'occupation des sols, avec 6 classes définies statistiquement avec une taille de fenêtre de 500 mètres, est une approche descriptive du territoire qui permet la traduction d'une signification écologique avec les modèles « carabes forestiers ». Le paysage décrit comme majoritairement constitué de boisements et de landes accueille plus d'espèces de carabidés forestiers que les autres. A contrario, l'écopaysage le plus cultivé présente un peuplement marqué par une richesse et une abondance en carabes liés aux cultures nettement supérieures.

Un lien existe entre le grain et les écopaysages. La figure 32 montre que les bocages aux grains les plus fins sont dans les écopaysages constitués essentiellement de bois et de landes ou de bois et de prairies. Ce sont ces classes d'écopaysage qui montrent les plus importantes richesses spécifiques forestières. A contrario, les paysages aux grains les plus grossiers sont observés dans les écopaysages cultivés. Ils hébergent peu d'espèces forestières. Cela paraît logique dans la mesure où pour établir la carte des écopaysages ou pour calculer les valeurs de grain bocager, une couche commune de données est utilisée, la couche « boisement » de la BD TOPO de l'IGN.

Les écopaysages peuvent être considéré comme des indicateurs de répartition potentielle des espèces. Cette notion de potentialité est importante car selon les sites (effet important sur le peuplement carabique) et les écopaysages, il est possible de percevoir les potentialités d'accueil des espèces en tenant compte, selon les secteurs, du « pool d'espèces » existant déterminé par les conditions biogéographiques et historiques qui prévalent dans la région (Burel *et al.*, 2019). En termes d'aménagement, les priorités d'actions et les résultats escomptés ne seront donc pas identiques d'un secteur géographique à l'autre. La figure 33 présente la carte des écopaysages du territoire de Lannion Trégor Communauté (taille de fenêtre, 3 km). En terme de gestion du bocage, des actions de

réhabilitation de la maille (restauration des continuités écologiques, reconquête de la perméabilité) sont à envisager dans les écopaysages de cultures ; des actions d'entretien et de conservation de la maille dans les écopaysages de « bois-pré » et « mixte ». Le jeu de données pourrait également être complété par des inventaires dans les écopaysages où les données manquent par exemple dans les secteurs cultivés du nord-est du territoire de LTC où de surcroît les typologies de haies sont différentes du reste du territoire (abondance de talus enherbés, *i.e.* dépourvus de couverture arborée).

4.5.4. Influence des pratiques agricoles sur les communautés carabiques, l'effet « système agricole »

Les pratiques agricoles, au sein des systèmes qu'ils soient cultivés (rotations dans les assolements), de façon conventionnelle ou biologique, ou constitués de prairies permanentes, impactent, outre la physionomie de la parcelle, la manière dont sont gérées les haies adjacentes. L'intensité de cette gestion impactera la qualité de la haie. Par ailleurs, les parcelles dites « conventionnelles » présentent peu ou pas de plantes adventices ou messicoles, sous l'effet des traitements herbicides; le couvert végétal, temporaire, étant assuré par l'espèce cultivée. *A contrario*, une parcelle dite « biologique » présente un couvert végétal également temporaire plus important assuré par les plantes cultivées (céréales - graminées, fabacées,...) souvent implantées en mélange et les plantes accompagnatrices à caractère adventice ou messicole. Les prairies permanentes présentent un couvert pérenne dominé par des graminées semées et/ou spontanées accompagnées de dicotylédones.

Les modes de gestion des parcelles ont une incidence sur les haies adjacentes aux parcelles, leur donnant par voie de conséquence des physionomies identitaires : i, des pieds de haies régulièrement perturbés par des actions mécaniques volontaires ou accidentelles, exposés aux débords liés aux amendements ou aux produits phytosanitaires sont observés en système conventionnel ; ii, des piétinements et des abrouissements par les animaux de rente (bovins, ovins, équins, porcins...), en l'absence de protection en système prairial pâturé ; iii, des actions mécaniques de gestion des adventices en système biologique auront des aspects différents.

Si le bassin versant du Léguer est le site d'étude où les trois systèmes ont fait l'objet d'inventaires, les données sur l'abondance des carabes par système (activité-densité) et leurs comparaisons sont à interpréter avec prudence dans la mesure où les relevés n'ont pas été réalisés la même année. Or, l'effet « année » (météorologie) est reconnu impacter l'activité-densité (Sérée, 2017 ; Baudry et Burel, 2019). Par ailleurs, la localisation des haies en interface de cultures biologiques sont situées à proximité de la mer (moins de 10 km). Le climat y est plus clément qu'à l'intérieur et peut influencer les dates d'émergence des carabidés et leur activité. Nous n'avons pas piégé en continue mais de façon séquencée (une semaine/mois d'avril à juin). Néanmoins, il ressort des traitements les points présentés ci-après.

L'analyse des indices écologiques (tableau 23) montre que l'agrosystème prairial et l'agrosystème biologique présentent les richesses (S) les plus élevées, respectivement 77 et 82 espèces capturées contre 61 en agrosystème cultivé conventionnel. Les écocomplexes prairiaux sont ceux qui présentent l'indice de diversité de Shannon et l'équitabilité de Pielou les plus élevés. Au total, 112 espèces sont capturées dans les 41 haies inventoriées. Comme évoqué auparavant, les agrosystèmes présentent des peuplements différents. En effet, le diagramme de Venn (figure 34) montre que 36 espèces sont communes aux trois systèmes mais que les autres espèces appartiennent à des systèmes spécifiques. Les prairies permanentes ayant 21 espèces qui leur sont propres. Elles partagent avec l'agrosystème biologique 15 espèces. Seules 3 espèces agricoles parmi les 10 espèces les plus abondantes sont partagées par les trois systèmes. Il est intéressant de noter que pour les haies en interface de cultures biologiques, une espèce forestière, *Abax parallelepipedus*, figure parmi les dix plus abondantes et qu'il fut majoritairement capturé sur la ligne D au sein de la parcelle ; l'exubérance de la végétation (culture, messicoles, adventices) dans les parcelles et probablement l'abondance des proies créant des

conditions favorables pour cette espèce lucifuge (Allema *et al.*, 2012). Dans un contexte de perte de fonctionnalités forestières des paysages agricoles (Tscharntke *et al.*, 2005b), ce résultat incite à garder un couvert végétal constant dans les cultures y compris en agrosystème conventionnel.

Parmi les dix espèces les plus abondantes en agrosystème prairiale se trouvent 4 espèces de lisière (tableau 24). La permanence du couvert herbacé ainsi que la qualité des haies sont les facteurs favorisant. Par ailleurs, toutes les haies situées en prairie se trouvent dans des paysages à grain fin ($G < 0.35$).

Les résultats de l'ACC séparent distinctement l'ensemble des peuplements et les espèces forestières. L'effet est significatif. L'agrosystème permet d'expliquer 16.3% de la variance du peuplement et la haie dans son agrosystème permet d'expliquer 11.9%. Le poids de la haie n'est pas anodin. Pour les espèces forestières, l'effet « système agricole » est important puisqu'il explique 20.03% de la variance. La haie dans son agrosystème expliquant 16.6%. « L'hétérogénéité de la mosaïque agricole est un facteur clé déterminant la biodiversité dans la matrice » (Aviron *et al.*, 2019).

L'examen des traits spécifiques permet de percevoir les fonctionnalités des agrosystèmes. Les petites espèces de carabidés (< 6 mm) voient leur proportion dans le peuplement diminuer des systèmes cultivés conventionnels vers les prairies. A contrario, les grandes espèces (> 10 mm) représentent une part supérieure de leur peuplement dans les écosystèmes prairiaux et cultivés biologiques; des traits liés aux systèmes écologiquement moins perturbés. Les espèces macroptères sont significativement supérieures en agrosystème biologique. Ce système qui subit des perturbations fréquentes (récoltes des cultures, travail du sol, etc.), favorise probablement les espèces et les individus aux fortes capacités de dispersion contrairement à l'agrosystème prairial, moins perturbé. La différence avec l'agrosystème conventionnel pourrait s'expliquer par un effet des produits biocides qui n'impactent pas que les espèces « cibles ». Les espèces brachyptères sont significativement plus abondantes en système prairial. La taille et la brachyptérie sont des traits propres aux espèces forestières dont la proportion s'avère supérieure dans ce système.

Les prairies favorisent les espèces forestières. Les systèmes cultivés biologiques en hébergent davantage que les systèmes conventionnels. Ils sont profitables aux espèces macroptères et aux ubiquistes ; des traits fortement corrélés au groupe écologique agricole. Ces résultats sont conformes à la littérature. En effet, les espèces vivant en environnement stable sont de plus grande taille (ou moyenne) et de faibles capacités de dispersion. Au contraire, les espèces en environnement instable sont plus petites et ont de plus grandes capacités de dispersion (Millán de la Peña *et al.*, 2003 ; Butet *et al.*, 2004). Burel et ses collaborateurs (1998) précisent que le vol est lié à la taille de l'espèce et leur potentialité à réagir aux perturbations. Le passage progressif des communautés où les espèces forestières sont bien représentées vers des peuplements dominés par des petites espèces adaptées à des niveaux de perturbation important est le résultat combiné de la régression des habitats forestiers et des changements de pratique de gestion des haies (figure 21 et figure 39). **Les systèmes agricoles déterminent la distribution de certains traits dans la structure de la communauté.**

La courbe d'accumulation (figure 38) correspondant au trois types d'usages agricoles (céréales en agriculture conventionnelle, en agriculture biologique et prairies permanentes) et deux types de haies (haies avec une végétation dense, HBE, et haies avec une végétation arborée et arbustive clairsemée, HME) permet de constater qu'aucun système agricole n'abrite l'ensemble des espèces et que chaque catégorie apporte un lot d'espèces. **L'hétérogénéité des usages et des pratiques participe à la richesse globale d'un site.** Des résultats similaires ont été obtenus sur la zone atelier de Pleine-Fougères. « Ces résultats illustrent les relations différenciées que les espèces ont avec les différents types de structure de végétation des haies, de voisinage (i.e. l'occupation du sol dans la parcelle adjacente) et même de paysage » (Baudry et Jouin *et al.*, 2003). **Chaque système, et chaque typologie de haie, dans le paysage contribue à enrichir la biodiversité des sites. L'hétérogénéité a un effet très positif sur la richesse spécifique globale.**

4.5.5. Effets des micro-habitats, de l'état de la haie et des systèmes agricoles

Au début de l'étude, l'objectif était double : i, faire prendre conscience aux exploitants agricoles de la diversité biologique présente dans leur haie ; ii, démontrer les effets de leur gestion en comparant les peuplements de haies continues et arborées avec ceux de haies sur-gérées avec une discontinuité de la couverture arborée.

4.5.5.1. Comparaison des lignes de captures

Pour percevoir de manière précise l'ensemble du peuplement, quatre lignes de capture ont été installées (lignes A, B, C et D). Au terme de la seconde année d'inventaires, la ligne B (i.e. à flanc de talus) fut abandonnée pour des raisons déjà explicités. Selon les lieux de capture, il est supposé que les peuplements carabiques diffèrent.

Les traitements des données par ACC, puis par analyse de variance, sur l'ensemble du peuplement carabique puis sur les espèces forestières montrent des différences significatives entre les lignes de capture. Les micro-habitats définis par l'emplacement des lignes de capture (A = cœur de haie, C = interface haie/parcelle ou D = parcelle agricole), présentent des peuplements distincts. **La haie diversifie considérablement les cortèges à l'échelle de la parcelle et du paysage. L'hétérogénéité des paysages agricoles est liée aux éléments naturels ou semi-naturels. La haie représente un habitat relictuel sub-optimal pour les espèces « spécialistes » en termes d'exigences écologiques (i.e. associées à des conditions particulières comme les micro-climats, etc.), (Aviron *et al.*, 2019).**

4.5.5.2. Examen des variables qualitatives

Avant d'entreprendre les analyses croisant les données « carabes » avec les variables descriptives du PGDH, une analyse multivariée mixte (AMx) a été réalisée afin de percevoir les relations entre les variables descriptives. La lecture des différents graphes (annexe 8) permet de caractériser les haies de chaque site d'étude. Les effets biogéographiques et historiques des sites ainsi que les modes de gestion appliqués (i.e. systèmes agricoles) expliquent l'état de la haie et les incidences sur les compartiments qui la composent.

4.5.5.3. Effets des micro-habitats : examen des compartiments constituant la haie

Le « bon » état de la haie caractérisé par la présence d'un talus, haut ou bas, un ourlet herbacé d'une largeur supérieure à 1 m, une largeur de haie supérieure à 10 m a un effet significatif sur l'ensemble du peuplement carabique de la haie. Une largeur de haie inférieure à 4 m a une incidence sur l'écocomplexe haie/parcelle. Les résultats résument qu'une pression de gestion modérée exercée sur la haie (i.e. une gestion extensive) est favorable globalement aux espèces carabiques. Une largeur de haie inférieure à 4 m est également favorable à l'abondance traduite par l'activité-densité mais les espèces qui en profitent sont les espèces à affinité agricole ou ubiquistes, dominant largement le peuplement.

Les modes de gestion des haies sont très variés dans les traitements mis œuvre, leurs fréquences et les outils utilisés. Une pression de coupe trop importante provoque un changement brutal de conditions micro-environnementales qui se répercutent sur les peuplements (Baudry et Jouin *et al.*, 2003). Ce qui a été vérifié avec les plantes (Le Cœur, 1996 ; Aligner et Baudry, 2015), les oiseaux (Hinsley et

Bellamy, 2000 ; Amy *et al.*, 2013) ou les micro-mammifères (Ouin, 2000 ; Michel, 2006) et se vérifie ici avec le peuplement carabique.

Pour les espèces forestières, à l'échelle de l'écocomplexe, la largeur de l'ourlet herbacé, dès lors qu'elle dépasse 50 cm, tout comme une largeur de haie supérieure à 10 m, ont un effet significatif positif sur la richesse et l'abondance. D'ordre général, pour être accueillant et fonctionnelle pour les carabes forestiers, la haie doit avoir une certaine largeur. La présence et une largeur supérieure à 1m de l'ourlet herbacé conditionne leur abondance. Ce dernier point est intéressant tant l'ourlet herbacé est déterminant pour de nombreuses espèces. Son intérêt développé au chapitre 3.3.1.2. l'affirme. **Une continuité des étages 3 et 4 inférieure à 25% a un effet significatif défavorable pour l'abondance des carabes forestiers.** Ce point explique qu'il faut que la haie soit très éparse et discontinue pour impacter les espèces forestières. Les haies montrant des continuités arborées imparfaites (*e.g.* classe « 50 à 75% » et « 25 à 50% » accueillent encore des carabes forestiers en abondance. Cette observation est à relativiser car la réponse des espèces aux changements qui s'opèrent dans les paysages n'est le plus souvent pas immédiate. Lors de modifications rapides et/ou intense du paysage (*e.g.* destruction d'une haie), il peut y avoir un décalage temporel entre ces modifications et la réponse des organismes ; le délai de réponse (Burel *et al.*, 2019). Den Boer (1990) et Petit et Burel (1997) ont montré que les effets, allant jusqu'à la disparition de l'espèce, de la dégradation d'un habitat sur des peuplements carabiques peuvent s'observer un certain temps (jusqu'à une trentaine d'année) après l'action dégradante.

4.5.5.4. Effets de la haie au sein des systèmes

Les modifications profondes dont ont fait preuve les paysages agricoles avec la transformation de l'agriculture depuis l'après-guerre est importante. Les effets sont connus : *i*, un agrandissement parcellaire ; *ii*, une réduction des éléments semi-naturels ; *iii*, une fragmentation des habitats pour les espèces ; *iv*, un usage grandissant de produits phytosanitaires...

Les modalités de gestion appliquées aux haies et les effets non intentionnels induits par l'exploitation de la parcelle ont évidemment évolué mais différent selon l'agrosystème. La pression d'entretien y est divergente. D'ordre général, la surface d'emprise de la haie est considéré comme concurrentielle en système cultivé conventionnel. La gestion appliquée tend à réduire au maximum sa largeur quand elle n'est pas supprimée. Son embase, afin d'espérer contrôler la présence et la dissémination des adventices, est régulièrement entretenu mécaniquement et/ou chimiquement. En système biologique, la haie subit quasiment la même pression à la différence que l'usage de produits phytosanitaires de synthèse n'est pas possible. L'entretien mécanique est de mise. La pression exercée sur l'embase de la haie est souvent amoindrie par le fait que la régulation des ravageurs des cultures par les auxiliaires de culture est mieux intégrée. En agrosystème prairial, la recherche de confort pour le troupeau augure à conserver des haies en bon état pour l'abri qu'elle procure. Le piétinement (destruction de l'étage herbacé voire de la litière, allant jusqu'au déchaussement des arbres) et l'abroustissement des arbres et arbustes de la haie sont les atteintes les plus fréquemment observées.

Volontairement, n'ont été présentés que les résultats sur les effets de l'état des différents compartiments de la haie (variables descriptives) sur les espèces forestières.

En système biologique, l'état global de la haie a toute son importance pour la conservation des espèces carabiques forestières dans l'agrosystème. Tous les compartiments jouent un rôle. De

manière détaillée, la présence d'un talus bas ou haut, un ourlet enherbé d'une largeur supérieure minimum de 50cm voir 1m, une largeur de la haie supérieure à 10m et une continuité arborée supérieure à 75% sont les variables qui ont un effet positif sur les espèces forestières. Les continuités des étages 2, 3 et 4 inférieures à 25% ont un effet négatif sur le peuplement.

En système conventionnel, les paramètres qui entrent en considération sont le grain (effet paysage) et la largeur de haie à l'échelle de l'écocomplexe. **La conservation ou la réhabilitation d'un ourlet herbacé en pied de haie est primordial** dans ce système, seule variable ayant un effet significatif positif sur l'abondance des carabes forestiers dans la haie. A cette échelle, à l'instar de ce qui est observé en agrosystème biologique, nous pensions que l'état des différentes variables aurait une influence significative sur le peuplement forestier. Ce ne fut pas le cas. Nous émettons l'hypothèse que les traitements phytosanitaires appliqués dans la parcelle ont « dérégulé » le fonctionnement écologique de l'agrosystème au point que peu d'effets sont relevés. Les résultats obtenus en agrosystème biologique reposent sur les données de deux sites d'étude. Une augmentation de la taille de l'échantillon serait intéressante pour pouvoir comparer efficacement les deux agrosystèmes.

Dans les prairies, la partie basse de la haie, **l'embase (topographie) et la continuité des étages bas, ainsi que la largeur de la haie** sont les trois variables déterminantes pour l'accueil des carabidés forestiers dans la haie. Nous l'évoquons en préambule de ce paragraphe, hormis la largeur de la haie qui a, globalement un effet positif sur les espèces forestières quel que soit le système. Dans les prairies, une vigilance doit être apportée à la protection de l'embase de la haie du troupeau. La présence d'un talus, bas ou haut, est favorable ainsi que la continuité végétative de l'étage 2, de 0.3m à 2m de hauteur. Les dégradations observées sont le piétinement et l'abroustissement des ligneux et/ou semi-ligneux par le bétail. L'implantation et l'entretien d'une clôture efficace est la solution.

La présence d'un ourlet herbacé n'a pas de sens en agrosystème prairial pour les carabidés bénéficiant d'une physiologie végétale leur convenant au point d'utiliser la prairie comme habitat (humidité, moins de lumière, proies abondantes, etc.). L'éloignement du fil de clôture du pied de haie permettant de protéger sa base de la consommation par le troupeau permet de diversifier le peuplement végétal en bord de champs (implantation de dicotylédones forestières ou prairiales selon exposition), (Le Cœur, 1996 ; Aligner et Baudry, 2015). En interface de cultures biologiques, l'effet de la présence d'un ourlet de végétation est également assez confus.

Selon les systèmes, l'état de la haie engendre des effets différents. L'examen de ces différences permet d'orienter le gestionnaire pour la conservation ou la réhabilitation des fonctionnalités pour l'accueil des carabidés forestiers. Il ressort des analyses **qu'une gestion « extensive » de la haie permettant une certaine largeur (i.e. idéalement plus de 10m), où la présence d'un ourlet herbacé est avéré (i.e. largeur supérieure à 50 cm, voir 1 m), où les étages sont présents et continus est indispensables pour permettre le maintien des espèces forestières dans la matrice agricole. Le talus est favorisant. Ces préconisations sont conformes avec une production volumineuse de bois pour alimenter les filières et un stockage de carbone accru attendu dans les exploitations agricoles.**

4.5.6. Quantification de la signification écologique des « scores » du PGDH

Les données des deux groupes biologiques (i.e. les coléoptères carabiques et la flore) étudiés ont permis de valider les critères choisis au sein du module « biodiversité » du PGDH.

De prime abord, à l'échelle de l'écocomplexe « haie/parcelle » ou de la haie, les haies avec un score PGDH élevé ont un effet négatif sur la richesse (S) et l'abondance (AD) de l'ensemble du peuplement. Ce sont les espèces de culture qui dominent considérablement les peuplements qui voient leurs effectifs diminuer ; les 10 espèces dominantes, espèces quasi exclusivement agricoles ou ubiquistes, représentent, par système, de 61 à 82% du peuplement selon les sites et les systèmes

agricoles (annexe 9). L'augmentation des valeurs PGDH a pour effet d'améliorer l'équitabilité J' du peuplement. **Le nombre d'espèces et la quantité de carabes des cultures diminuent alors que les autres catégories et notamment les espèces forestières ou de lisières voient leur nombre d'espèces et leurs abondances augmenter.**

Le résultat démontre que les scores attribués aux haies prédisent l'abondance, traduite par l'activité-densité, des carabes forestiers dans la haie et est conforme à la littérature (Burel, 1989 ; Maudsley, 2000)) ; une haie avec une note faible accueillera en nombre moins de carabes forestiers qu'une haie avec une note élevée. A condition que ces haies soient connectées, le rôle fonctionnel de la haie comme habitat permanent ou temporaire (*i.e.*, rôle de corridor) est assuré.

Avec la flore, l'état de la haie (score PGDH élevé) a un effet négatif sur le nombre d'espèces de « friche » et un effet positif sur la richesse (S) et l'abondance cumulée des espèces forestières. Les tests effectués avec les espèces liées aux prairies ou les espèces de lisière ne sont pas significatifs.

Les espèces de « friches », espèces rudérales ou commensales, parfois considérées comme adventices, sont des espèces héliophiles défavorisées par des haies larges, hautes, continues, sur talus ou avec des ourlets herbacés larges (modalités avec une pondération élevée dans le PGDH). **En revanche, les espèces forestières, sciaphiles, sont favorisées ; une haie avec une note élevée abritera une richesse spécifique et une abondance supérieure et remplira son rôle d'habitat sub-optimal et de corridor**

Les variables descriptives permettant d'attribuer une valeur pondérale à la haie ont été retenues à partir de la bibliographie et de l'expertise des concepteurs pour que la haie assure un habitat permanent ou temporaire ainsi qu'un rôle de corridor de déplacement pour les espèces forestières dans la matrice agricole (Burel et Baudry, 1989; Petit et Burel, 1993; Le Cœur, 1996). **Les variables, leurs modalités et les grilles de notation du PGDH sont validées.**

En croisant les valeurs PGDH, le Grain bocager, les agro-systèmes agricoles et la richesse (S) et l'activité-densité des coléoptères carabiques forestiers, il ressort que des haies notées favorablement dans un paysage bocager à grain fin accueilleront une richesse et une abondance en carabidés forestiers supérieures, d'autant en système prairial. Inversement, des haies notées défavorablement, de surcroît dans un paysage cultivé conventionnel à grain grossier accueilleront les plus faibles richesses spécifiques et des abondances pauvres. Dans un paysage très ouvert (*i.e.* bocage lâche) comme celui de Loudéac (densité bocagère, 42 ml/ha), les observations ont montré que les haies en bon état n'ont plus la capacité d'accueillir les espèces forestières (<2% du peuplement). Sur le territoire de Lamballe, où la densité de haie est de 72 ml/ha (bocage intermédiaire), les haies en bon état de conservation accueillent encore des espèces forestières (4% du peuplement), les haies en mauvais état n'en n'ont plus. Dans un bocage dense comme le Léguer (densité bocagère, 142 ml/ha), les haies discontinues accueillent encore des espèces forestières (10% du peuplement), sans doute sous l'effet du grain fin qui entretient des conditions micro-climatiques favorables et peut-être sous l'effet d'un délai de réponse retardé. En matière de gestion et/ou d'aménagement les objectifs seront différents ; i, dans le premier cas, la priorité sera de reconnecter la maille bocagère (*i.e.* planter des haies) ; ii, dans le second cas, la priorité sera de préserver par la gestion des haies fonctionnelles et renforcer la maille bocagère ; iii, dans le troisième cas, la priorité sera de conserver la maille et les haies fonctionnelles et améliorer l'état des haies « dégradées ».

Les trois conditions « Grain bocager/Système agricole/Etat de haie » déterminent la capacité d'accueil du paysage pour les carabidés forestiers. En paysage défavorable, une haie avec un bon score PGDH, ne permet pas un accueil optimal des espèces forestières (lien avec les continuités écologiques dysfonctionnelles).

5. Conclusions générales

Pour conclure, ce programme d'une durée de quatre ans, a permis d'introduire la biodiversité au cœur des réflexions d'aménagement du territoire. A l'échelle d'un territoire comme celui d'une communauté d'agglomération, il a permis d'élaborer des outils permettant de mieux identifier la fonctionnalité écologique des paysages et de les décrire avec des objectifs de pertinence et d'intéressement pour les aménageurs. On peut ainsi relever que :

- Il a permis de vulgariser une méthode spécifique d'analyse des continuités bocagères (= continuités fonctionnelles) qui identifie les zones de qualité du bocage définies à partir du **grain bocager**. L'unité de mesure prend en compte la densité et la configuration spatiale du réseau. La structure du réseau peut varier avec l'état et le mode de gestion des haies. **L'outil est susceptible d'être un indicateur de répartition des espèces**. Couplé avec les données du Plan de Gestion Durable des haies sur une exploitation, il permet d'être encore plus pertinent en matière d'aménagement en identifiant la « responsabilité » de l'exploitation dans le fonctionnement écologique local.

- Il a permis un déploiement de travaux, adaptés de ceux menés en Région Nouvelle Aquitaine par l'INRA UMR BAGAP et le collectif ACE (Assistance Continuités Ecologiques), pour réaliser la carte des **écopaysages** à l'échelle de la Bretagne. Pour un taxon (i.e. les coléoptères carabiques forestiers), **les écopaysages peuvent également être considérés comme indicateurs de répartition potentielle des espèces**.

L'accès aux données agronomiques, cartographiques y compris satellitaires ou naturalistes est dorénavant facilité par les institutions (IGN, CNRS, INRA, SINP, MNHN, etc.) qui mettent en libre accès des données « sources » précises (e.g. Theia Land, Corine Land Cover, Serena, etc.). Il ouvre des pistes pour des traitements statistiques permettant la création de cartes (écopaysages, modèles d'identification des continuités, etc.), permettant d'éclairer les discussions lors de l'établissement de documents d'urbanismes. Autant d'outils d'aide à la décision. **Lannion Trégor Communauté a amorcé l'intégration de toutes ces notions dans la rédaction du Schéma de Cohérence Territorial (SCOT) et la construction en cours du Plan Local d'Urbanisme intercommunal (PLUi).**

- Il a permis d'**intégrer le module « biodiversité » au Plan de Gestion Durable des Haies (PGDH)**. Cette nouvelle dimension permet de faire connaître la faune et la flore potentielle des exploitations agricoles. La vulgarisation de cette connaissance fait valoir le fait que la haie « n'abrite pas que des espèces nuisibles ». Il permet d'expliquer que la plupart des espèces présentes sont soit neutres soit des auxiliaires précieux pour le fonctionnement de l'exploitation en sus d'assurer la conservation d'espèces du patrimoine naturel. Cet outil, mobilisateur, construit de manière partagée avec les techniciens des structures gestionnaires de bocage et les exploitants agricoles engagés dans les filières de production de bois « énergie » a la prétention d'uniformiser une méthode standardisée et acceptée par les utilisateurs. **Les éléments bibliographiques sont repris dans le « guide de préconisation – Gestion durable des haies »** produit par l'Afac-Agroforesteries qui sera diffusé à tous les agriculteurs engagés et les structures gestionnaires qui les accompagne. La bibliographie réalisée s'enrichit au gré de la connaissance et des publications accessibles.

Pendant la réalisation du « Label haie », l'outil, dans sa globalité, au moment de sa construction en partenariat avec l'AFAC-Agroforesteries et les autres structures porteuses du label a été **plébiscité au**

point d'être retenu par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation pour accompagner le label. A partir de 2020, l'outil va être diffusé par des formations à l'égard des structures gestionnaires. La structure formatrice devant être agréée pour le faire et les personnes qui réaliseront des PGDH devant être habilitées. Il va entrer dans une phase de science participative avec une dynamique de groupe puisque les résultats de la gestion des haies d'une exploitation labellisée seront contrôlés pour partie par les agriculteurs affiliés.

Le 24 octobre 2019, le premier agriculteur a été certifié par le « Label haie » en engageant dans la gestion durable ses 4800 mètres linéaires de haies produisant 40 tonnes de bois déchiqueté par an. Pour l'AFAC-Agroforesteries, « en 2024, l'objectif est d'atteindre 3.500 agriculteurs labellisés, permettant la production annuelle de 175.000 tonnes de bois plaquette labellisées. Les collectivités territoriales engagées pourront afficher la sauvegarde de 35.000 km gérées durablement selon les critères de qualité du label »

L'intégralité des données PGDH recueillies en France seront hébergées au sein de l'IGN, structure centralisatrice (i.e. bancarisation de données stockées et récupérables). Les données permettront également d'alimenter le dispositif national de suivi des bocages animé par l'IGN pour le suivi quantitatif et l'ONCFS (OFB) pour le suivi qualitatif.

- L'étude et l'analyse des peuplements de coléoptères carabiques ont permis de répondre aux hypothèses de départ :

i ; un paysage bocager dense est favorable aux espèces forestières ;

ii, l'agrosystème « haie/parcelle adjacente accueille des communautés carabiques différentes en fonction des systèmes agricoles.

iii, des haies en mauvais état de conservation, sur-entretenu, ne permettent pas l'accueil optimal de carabes forestiers en termes de richesse spécifique et d'abondance.

Pour les paysages, les données ont permis d'identifier des changements de communautés selon la situation des sites d'études et de supposer des effets biogéographiques à approfondir. Les observations sur le territoire du bassin versant de l'Elorn est différent des autres. Cette approche a fait prendre conscience que selon les territoires, les modalités de gestion appliquées n'auront pas les mêmes effets sur les communautés et qu'il faut tenir compte du « pool d'espèces » potentielles de la zone observée. **Les résultats ont confirmé qu'un paysage bocager dense est favorable aux carabidés forestiers. Un grain fin (paysage « fermé ») permettra au paysage de contenir et de préserver des espèces à affinité forestière tandis qu'un grain grossier (paysage « ouvert ») banalisera la composition du peuplement en favorisant les espèces agricoles. Pour les écopaysages, le paysage décrit comme majoritairement constitué de bois et de landes (hétérogénéité importante) accueille plus d'espèces de carabidés forestiers que les autres.** En revanche, un écopaysage avec une prédominance de cultures sera marqué par une richesse et une abondance en carabes liés aux cultures nettement supérieures.

Les agrosystèmes discriminent les peuplements. Selon les pratiques agricoles propres à chaque système, les effets sont différemment impactant, particulièrement pour les espèces forestières. **Des hétérogénéités de composition et de configuration élevées sont à rechercher à l'échelle du paysage** ; chaque système apportant son lot d'espèces « spécialistes » contribuant à enrichir globalement la biodiversité. Sur un même paysage bocager, les systèmes agricoles façonnent les cortèges en termes de richesse spécifique et de composition. Les prairies et les cultures en agriculture biologique favorise un environnement propice aux espèces forestières sensibles aux perturbations *a contrario* de l'agriculture conventionnelle dont les pratiques avantagent une banalisation des

peuplements. Les systèmes biologiques permettent aux espèces végétales cultivées et messicoles d'offrir un couvert de végétation dense et de maintenir une physionomie de végétation favorable aux espèces de carabes forestiers. Ces dernières utilisent l'intérieur des cultures biologiques comme habitat (lieu de reproduction, de nourrissage, d'abris,...) ce qui n'est pas le cas à l'intérieur des cultures conventionnelles. **Le maintien d'un couvert végétal intra-parcellaire dense et la réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires constituent des mesures de gestion favorisant la biodiversité carabique forestière.** Cela confirme l'importance de maintenir un ourlet de végétation à l'interface haies/cultures conventionnelles qui constitue un abri et un habitat essentiel pour les carabes (Dajoz, 2002.)

Cette étude confirme que **les peuplements carabiques des haies peu larges et dont les étages de végétation ne sont pas continus (i.e. n'assurant plus une ambiance forestière micro-climatique intrinsèque) ne remplissent pas des conditions d'accueil favorables aux espèces forestières.** Envisager une gestion différenciée permettant d'augmenter la densité de la végétation arborée est une réponse à apporter.

Les haies en « bon état » (i.e. assurant une ambiance forestière), quant à elles, possèdent un cortège d'espèces spécifiques et notamment d'espèces forestières ou dont le morphotype est similaire (grande taille, aptère et sombre) à condition d'être dans un paysage bocager à grain fin connecté. S'il est défavorable, il sera difficilement compensé par la qualité des haies. Les deux conditions sont nécessaires pour être efficace. La réponse à l'hypothèse initiale est apportée. Des études antérieures présentent des résultats similaires (Burel, 1989 ; Baudry et Burel, 2019). L'analyse des situations doit aider à prioriser les actions d'aménagement (i.e. restauration de la maille et/ou amélioration de la qualité des haies par gestion différenciée).

Toutes les préconisations pour la conservation de la fonctionnalité des paysages bocagers pour l'ensemble de la biodiversité dont les espèces à affinité forestière ou liées aux arbres sont parfaitement conformes à la littérature. **La diminution des éléments semi-naturels fixes du paysage étant dorénavant reconnue comme une des causes majeure du déclin de la biodiversité en espace agricole et des fonctions écosystémiques afférentes.** Une étude très récente (Dainese *et al.*, 2019) rappelle que la simplification des paysages réduit de 50% la régulation naturelle des ravageurs de culture (e.g. les carabes sont des agents de contrôle biologique) et de 30% l'efficacité de la pollinisation. **Les auteurs insistent sur l'intérêt de conserver à la fois une richesse spécifique et une abondance globale importante, de manière additive, pour que l'agro-écosystème fonctionne.** Avec d'autres auteurs (Petit et Lavigne, coord., 2019), ils précisent que la monoculture contribue à une diminution de la diversité des espèces et incitent à diversifier les cultures dans les assolements et à conserver des prairies permanentes. L'hétérogénéité doit être recherchée à toutes les échelles (figure 48) ; *i*, à l'échelle du paysage pour le fonctionnement des agrosystèmes ; *ii*, à l'échelle temporelle (i.e. au cours du temps et des trajectoires de changement et de transformation des paysages) ; *iii*, à l'échelle de la mosaïque agricole (i.e. systèmes différents, dynamique saisonnière, assolements, rotations, etc.) ; *iv*, à l'échelle des éléments semi-naturels ou naturels (i.e. conservation, modes de gestion, périodicité d'entretien, etc.). **La prise en compte des interfaces, à toutes ces échelles étant déterminante et notamment la gestion des « bords de champs »** (Dover, coord. 2019). Ils soulignent la capacité de la biodiversité à contribuer à l'augmentation des rendements sans utilisation massive de pesticides, biocides. **Ils encouragent à rediversifier les paysages, augmenter la proportion d'éléments semi-naturels et lutter contre la fragmentation des habitats (Farhig, 2003) en restaurant des continuités écologiques efficaces pour des échanges métapopulationnels pérennes (Pulliam, 1988 ; Ronce, 2007).**

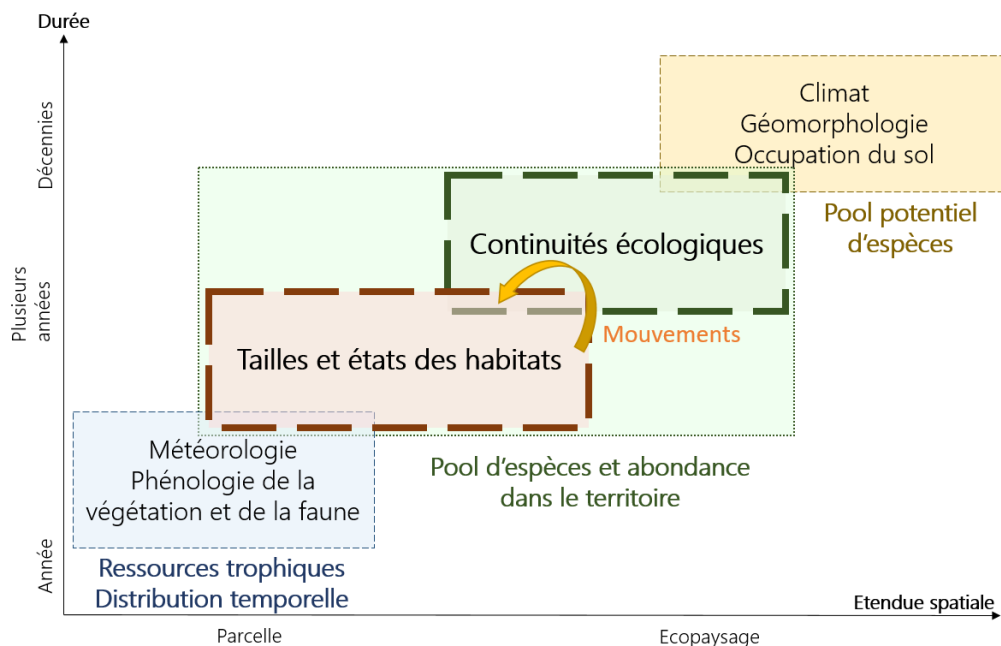


Figure 48 : processus écologiques à différentes échelles d'espace et de temps (Baudry, non publié).

- **Ce programme a aussi une dimension socio-écologique en ayant permis la création d'un réseau de professionnels sensibilisés au fonctionnement écologique des bocages aux trois échelles** (paysage, exploitation agricole, haie) et pour certains formés à l'utilisation des outils produits par notre programme (*i.e.* analyse paysagère avec la cartographie du grain bocager et des écopayages, identification des continuités écologiques avec la modélisation et la cartographie des agrégats d'habitats spécifiques (*e.g.* modèle « carabes » et modèle « myrtil »), l'outil PGDH et les protocoles d'inventaires des coléoptères carabiques).

Pendant les campagnes de collectes des échantillons carabiques, sur les territoires de 5 collectivités territoriales et la Zone Atelier Armorique, les relations fréquentes avec les techniciens référents et leurs collègues (3 à 4 par structure) et leurs stagiaires respectifs (4 étudiants en Master I) ont permis de leur apporter de la connaissance de fond sur les fonctionnements de leur bocage et la découverte de taxons (les carabes et les plantes) méconnus voire pour certains inconnus. A travers des journées thématiques, une partie des résultats obtenus ont pu être vulgarisés auprès des personnels des structures gestionnaires d'espaces (*e.g.* les techniciens/animateurs du programme Breizh Bocage à travers les animations préparées par l'Association régionale des Techniciens de Bassin Versant Bretons, ATBVB, et les adhérents de l'Association régionale des Gestionnaires d'Espaces Naturels Bretons, AGENB, en cours d'intégration au sein de l'Agence Bretonne de la Biodiversité) et des agriculteurs. Il a permis de former 7 étudiants de Master I et II. Ce fonctionnement en réseau est mobilisateur et devrait être efficace pour mieux intégrer la préservation de la biodiversité dans les programmes d'aménagement territoriaux.

Il a aussi permis d'apporter 14389 données sur les coléoptères carabiques au sein de l'Observatoire régional des invertébrés continentaux de Bretagne, porté par le Groupe d'étude des invertébrés armoricains (GRETIA), Vivarmor Nature et Bretagne Vivante **et 3851 données floristiques** référencées au sein de la plate-forme régionale des données naturalistes et du Conservatoire Botanique National de Brest (CBNB). Ces données intégreront le futur SINP Bretagne, en cours d'élaboration.

Enfin, il a permis d'apporter une compétence nouvelle à la structure qui m'emploie, la Fédération Départementale des Chasseurs des Côtes d'Armor. Mon travail de stage a bénéficié de mon insertion dans le programme « Bocage et Biodiversité » du Bassin Versant du Léguer et ce dont je rends compte résulte souvent de ce travail collectif, au moins au niveau de la construction du PGDH et du choix des coléoptères carabiques comme « espèces modèles ». Mon travail a consisté, outre l'apport aux « discussions collectives », à encadrer les étudiants et partenaires pour la partie carabiques, tant pour le recueil de données que pour leur analyse. **Cette dernière compétence étant acquise principalement durant ma formation.**

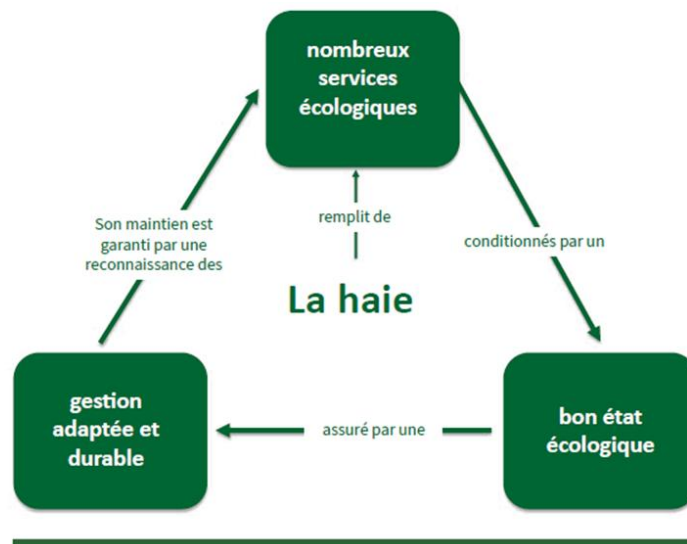


Figure 49 : La gestion durable, la clé pour assurer un bon état écologique de la haie lui permettant de fournir des services écosystémiques, ©Afac-Agroforesteries, 2019.

Pour conclure, il est important de replacer l'arbre au cœur des systèmes agricoles. Engager cette reconquête, pour répondre, à la disparition des 11500 km de haies/an (Afac-Agroforesterie, 2019), c'est contribuer à être en conformité avec la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages qui réclame « l'absence de perte de biodiversité d'ici 2020 » et la Stratégie Nationale Bas Carbone prévoyant « zéro émission nette en 2050 ».

Au-delà, c'est surtout conserver l'identité et l'intégrité de nos territoires bocagers.

Références bibliographiques

- A.C.E.** (Assistance Continuités Ecologiques) – URCAUE Nouvelle Aquitaine, INRA UMR BAGAP, **2017**. Mise en évidence des trames vertes des territoires ruraux. Edition IOTA. 76 p.
- Afac-Agroforesteries**, **2017**. Référentiel national sur la typologie des haies modalités pour une gestion durable. 80 p
- Allema A.B., W.A.H. Rossing, W. Van Der Werf, B.G. Heusinkveld, T. Bukovinszky, E. Steingröver & J.C. Van Lenteren**, **2012**. Effect of light quality on movement of *Pterostichus melanarius* (Coleoptera : Carabidae). *Journal of Applied Entomology*. Volume 136. Numéro 10. 793–800.
- Alignier A. & Baudry J.** **2015**. Changes in management practices over time explain most variation in vegetation of field margins in Brittany, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211 (2015) 164–172.
- Alignier A. & S. Aviron**, **2017**. Time-lagged response of carabid species richness and composition to past management practices and landscape context of semi-natural field margins. *Journal of Environmental Management*. 204 : 282290, doi : 10.1016/j.jenvman.2017.08.054.
- Al Hassan D. et al.**, **2013**. Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators ? *Agricultural and Forest Entomology* 15 (1). 24-33.
- Amy M.**, **2011**. Impact des modes de gestion du bocage de l’Avesnois sur la communauté d’oiseaux nicheurs des haies. Master II Ingénierie de la biodiversité de l’université Paul Césanne Aix Marseille III.
- Amy M, Chevalier N., Eraud C., et Cabaret P.** **2013**. Impact des modes de gestion du bocage de l’Avesnois sur le communauté d’oiseaux nicheurs des haies. *Alauda* n°81. 42 – 62.
- Arnold G. W.**, **1983**. The influence of the ditch and hedgerow structure, length of hedgerow, and area of woodland and garden on bird numbers on farland. *J. appl. Ecol.*, 20, 731-750.
- Aviron S., Burel F., Baudry J., Shermann N.**, **2005**. Carabid assemblages in agricultural landscapes : impact of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. Elsevier. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 108, issue 3, 30. 205 – 2017.
- Aviron S., Aligner A., Dufлот R., Ernoult A., Puech C., Sabatier R.**, **2019** in Petit et Lavigne, coord., 2019. D’une description structurale à la prise en compte d’un paysage agricole fonctionnel. . Edition Quae – Educagri éditions. Pages 47 – 57
- Barber H.S.**, **1931**. Barber Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, Volume 46, S. 259-266, 1931
- Bardel P., Maillard J.L., Picard G.**, **2008**. L’arbre et la haie. Mémoire et avenir du bocage. Presse Universitaire de Rennes (PUR). 192 p.
- Bastien Y. et Gauberville C., coordinateurs**, **2011**. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. CNPF – IDF, Agro Paris Tech, ONF. 608 p.

- Baudry J., 1985.** Utilisation des concepts de *Landscape Ecology* pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages. Université de Rennes I, 497 p.
- Baudry J., 1988.** Structure et fonctionnement écologique des paysages : cas des bocages. *Bull.écol.*, 19. 523-530.
- Baudry J., Jouin A., coord. 2003.** De la haie aux bocages, organisation, dynamique et gestion. INRA éditions, Paris. 435 p.
- Baudry J., Boussard H., Betbeder J., & Mercier A., 2019** in Petit et Lavigne, 2019. Caractériser les paysages agricoles. Edition Quae – Educagri éditions. Pages 59 – 70
- Baur A., Baur B., 1992.** Effect of corridor width on animal dispersal : a simulation study. *Global ecol. Biogeogr.Lett.*, 2, 52-56.
- Benoit C. et al., 2008.** Caractérisation du bocage sur le bassin versant du Gouessant (structure, fonctionnalité, évolution). Rapport Master I GIBV – Université de Rennes I. 44 p.
- Bertrand C., 2015.** L'hétérogénéité spatiale et temporelle des paysages agricoles influence les auxiliaires generalists des cultures et le potentiel de contrôle biologique des ravageurs. Thèse de doctorat. Université de Rennes I.
- Billeter R., Liira J, Bailey D, Bugter R, et al., 2008.** Indicators for biodiversity in agricultural landscape : a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45 (1) : 141 – 150.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1973.** Avifaune et végétation, essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, n°41, 63 – 84
- Boatman N ; D., Blake K. A., Aebischer N. J., Sotherton N. W. 1994.** Factor affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its value as wildlife habitat. In T.A. Watt, G. P. Buckley, Eds *Hedgerow management and nature conservation*. Ashford, Kent, Wye College Press, 33-46.
- Boissinot A., 2009** – Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage sur le peuplement d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Laboratoire de Biogéographie et d'Ecologie des Vertébrés (EPHE/CEFE). 192 p + 11 annexes .
- Boissinot A., Grillet P., Morin-Pinaud S., Besnard A., Lourdais O., 2013.** Influence de la structure du bocage sur les amphibiens et les reptiles, une approche multi-échelles. *Faune Sauvage* n°301 : 41 – 48.
- Boissinot A., Doré F., Grillet P., Swift O., Lourdais O., 2015** - Les Amphibiens et les Reptiles des bocages de l'ouest de la France. Editions Centre d'Etudes Biologiques de Chizé. 129 p.
- Boyer F., Ulrych R., Sellam M., Lejeune V. et al. 2017.** Les auxiliaires des cultures ; biologie, écologie, méthodes d'observation et intérêt agronomique. ACTA éditions. 263 p.
- Brou P., 2017.** Evaluation du potentiel d'accueil des haies en milieu bocager par des espèces indicatrices de milieux et auxiliaires de cultures : cas des carabidés. Rapport de stage de Master I Ecologie Opérationnelle du Rizomm. Université catholique de Lille. 31 p.

- Buord M., David J., Garrin M., Iliou B., Jouannic J., Pasco P.Y., Wiza S., 2017.** Atlas des papillons diurnes de Bretagne. Edition Locus Solus. 321 p.
- Burel F. et Baudry J., 1989.** Herdgerow network patterns and process in France. In I.S. Zonneveld, R.T.T. Forman, Eds *Changing landscape: an ecological perspective*. New-York, Springer Verlag,
- Burel F., 1989.** Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* vol.2, n°4. 215 – 226.
- Burel F., 1990.** Peuplement et structure spatiales des bocages. Les micromammifères bocagers. In : Actes du XIIème colloque francophone de mammalogie de la SFEPM, 15-16 octobre 1988, Nantes, 16-23.
- Burel F., 1991.** Dynamique d'un paysage : réseaux et flux biologiques. Laboratoire d'Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés, université de Rennes I. Thèse de doctorat d'état, 230 p.
- Burel F., Baudry J., 1994.** Reaction of ground beetles to vegetation changes following grassland derelictions. *Acta oecologica.*, 15 (4), 401-415.
- Burel et al., 1998.** Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta oecologica*, 19 (1), 47-60.
- Burel et Baudry, 1999.** Ecologie du paysage – Concepts, methods et applications. Editions Tec et Doc, 359 p.
- Burel F. et Baudry J., 2019** in Dover J.W., coord. 2019. Multi-scale control of carabid assemblages in hedgerow network landscapes. Edited Dover J.W. 292 p.
- Burel F., Butet A. et al., 2004.** Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* n°67. 195 – 204.
- Burel F., Aligner A., Delattre T., Ernoult A., Lecomte J., Vialatte A., 2019** in Petit et Lavigne, coord., 2019. La biodiversité dans des paysages spatialement et temporellement hétérogènes. Edition Quae – Educagri éditions. Pages 27 – 45
- Butet A., Burel F., Michel N., et Delettre Y., 2004.** Bocages et biodiversité. Évolution des assemblages d'espèces sous l'effet de l'intensification de l'agriculture. In Actes du colloque « Bocages & Sociétés », Rennes. Editeur : Presses universitaires de Rennes. 12/2007
- Butet A., Rantier Y., Nabucet J., Ledan D, Beaudoin P. & Andrade T., 2015.** Les mammifères indicateurs de connectivité écologique. L'écureuil roux dans les boisements du PNR du Golfe du Morbihan. Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan – http://www.golfe-morbihan.fr/sites/default/files/fichiers/files/ACTIONS/TVB/ecureuil_indicateur_connectivite_ecologique.pdf
- Chevallier N., Dhuiège G., 2015.** Impact de l'entretien des haies sur l'avifaune en Avesnois : de l'étude locale à la réflexion sur les dispositifs agri-environnementaux. Faune Sauvage n°301 : 36
- Brun J.C., Aubineau J., 1989.** La classification cynégétique des haies : une méthode adaptée aux opérations d'aménagement rural. Bull. Office National de la Chasse. n°135 – Supplément n°54.

Carnino, N., 2009. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Méthode d'évaluation des habitats forestiers. Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts.

Centre technique interprofessionnel des fruits et légumes (Ctifl), 2012. Biodiversité et régulation des ravageurs en arboriculture fruitière. Edition Ctifl. 471 p.

Chambord R., Chabrol L., 2015. Le bocage, habitat de substitution pour les insectes des forêts anciennes : le cas des coléoptères en Limousin. *Faune Sauvage* n°308 : 26 – 28

Charrier S., Petit S. & Burel F., 1997. Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape : a radio-tracing study. Elsevier. *Agriculture, Ecosystems and Environment* n°61. 133 – 144.

Chevalier, R., Gautier, G. et Archaux, F., 2010. Relevés floristiques pour le suivi de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers : éléments de réflexion pour faire les bons choix, *Rev. For. Fr. LXII*, 2, pp. 141–154.

Conseil Scientifique de l'Environnement en Bretagne (CSEB), 2009. Contribution sur la question du bocage en Bretagne

Constant P. & Eybert M.C., 1994. L'avifaune et la haie. *Penn ar Bed*, 153/154, 85-93.

Constant P., Eybert M. C., Maheo R., 1976. Avifaune reproductrice du bocage de l'ouest. In CNRS, INRA, ENSA et université de Rennes Ed. Les bocages. Histoire, écologie, économie, 327-331.

Danchin E., Giraldeau L.A. et Cézilly F., 2012. Ecologie comportementale. Edition Dunod. 627 pages.

Dajoz R., 2002. The *Coleoptera*. Carabids and *tenebrionids* : *ecology and biology*. Edition Tec & Doc. 522 p.

Dainese M., Martin E., Marcelo A., Albrecht M. et al., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 2019;5: eaax0121 16 October 2019. 13 p.

Darinot F., 2019. Dispersion et structure génétique d'une population de rat des moissons (*Micromys minutus*) soumise à des inondations régulières. Thèse de doctorat. Ecole Pratique des hautes études. Paris Sciences et Lettres, *PSL Research University*. 213 p.

Delassus L., 2015. Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Brest : Conservatoire botanique national de Brest. 25 p.

Delattre T., Vernon P., Burel F., 2013. An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol.166. P.102-109.

Den Boer P.J., 1990. The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. *Biological Conservation* 54, 175 – 192

Didier B. et Guyot H., 2012. Des plantes et leurs insectes – OPIE - Editions Quae – 263 p.

Diwo A.S. et Rougon D., 2004. Carabes : auxiliaires des cultures, indicateurs de la biodiversité d'un milieu. Fiche Critt Carabes. 4 p.

- Dover J.W., coord., 2019.** The ecology of hedgerows and field margins. Ed. Dover J.W. 292 pages
- Drénou C., 2016.** L'arbre, au-delà des idées reçues. CNPF. Institut pour le développement forestier. 256 p.
- Duguet R. et Melki F. ed., 2003.** Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection Parthénope. Edition Biotope, Mèze (France). 480 p.
- DREAL, 2010.** ORGFH de Bretagne. Volume 1 « Etat des lieux ». Chapitre 5.2.2. p 47.
- Duflot R., 2013.** Hétérogénéité fonctionnelle et biodiversité: quel est le rôle des interfaces ou lisières dans les paysages agricoles. Thèse de doctorat. Université de Rennes I. 134 p.
- Emberger C., Larrieu L., Gonin P., 2012.** Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Des connaissances à l'origine de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Document technique. Paris : IDF, 56 p.
- Emberger C., Larrieu L., Gonin P. 2016.** Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Paris. Institut du Développement Forestier. 58 p
- Eybert M.C., Mahéo R., 1975.** Effet de l'arasement des talus sur l'avifaune. In : Actions concertées « Bocage de l'Ouest », Compte rendu des travaux INRA, université de Rennes, 21-25
- Fahrig L. et Merriam G., 1985.** Habitat Patch Connectivity and Population Survival. *Ecological* 66, Décembre 1985. 1762 – 1768
- Fahrig L., Baudry J., Botons L., Burel F., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M., Martin J.L., 2011.** Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity. *Ecology Letters*, 14 (2), 110 – 112.
- Forman R.T.T., Galli A.E., Leck C.F., 1976.** Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia* (Berlin), 26. 1 – 8
- Forman R. T. T., Baudry J., 1984.** Hedgerow and hedgerow networks in *Landscape Ecology*. Environ. Manage., 8, 495-510
- Sánchez-Bayo F., Kris A.G., Wyckhuys C., 2019.** Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232 (2019) 8 - 27
- Garbuzov M., Ratnieks F.L.W, 2014.** Ivy: an underappreciated key resource to flower-visiting insects in autumn. *Insect Conservation and Diversity* 7 : 92 – 102
- Gariboldi A. & Ambrogio A., 2018.** Le comportement des oiseaux. Edition Salamandre. 575 p.
- Géroutet P., 1980.** Les passereaux d'Europe. Edition Delachaux et Niestlé. 92 p.
- Gondalsky K. B. et Cividanes F.J., 2008.** Distribution of carabid beetles in agroecosystems across spatial scales. A review. *Baltic Journal of Coleopterology* n° 8(1). 15 – 30.
- Gonin P., Larrieu L., Deconchat M., 2015.** Recherche & Développement sur un outil de gestion forestière : l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). In actes du 15^{ème} congrès forestier mondial, 7-11 sept.2015, Durban, Afrique du Sud.

- Gonzalez D., Kerbiriou C, Jiguet F., 2015.** Effets des haies et de l'intensité des productions agricoles sur les oiseaux et les chiroptères – Apports du programme de science participatives Vigie-Nature. Faune Sauvage n°308 : 17 – 21
- Gonzalez D. et Jiguet F. 2015.** Les Résultats Nationaux Du Programme STOC EPS de 1989 à 2014. *MNHN*. Retrieved (<http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>).
- Granval P., Aliaga A. (1988)** : "Analyse critique de l'état des connaissances sur les prédateurs de lombriciens", *Gibier et Faune Sauvage*, 5, 71-94.
- Gucciardo E., 2017.** Référentiel de biodiversité bocagère: études des communautés de carabes. Rapport de stage de Master I Gestion des habitats et des bassins versants. Université de Rennes I. 22 p.
- Guilpart C., 2016.** Validation d'une méthode d'évaluation du potentiel d'accueil de la haie par des espèces indicatrices de milieu: cas des *carabidae*. Rapport de stage Master II Biodiversité, Ecologie, Evolution – Parcours Ingénierie écologique et services écosystémiques. Université Paris-Saclay. 43 p.
- Gonzalez D, Jiguet F., 2014.** Les résultats nationaux du programme STOC EPS de 1989 à 2013. <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017.** More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS* 12(10): e0185809
- Heliölä J., M. Koivula et J. Niemelä, 2001.** Distribution of carabid beetles (*Coleoptera* : *Carabidae*) across a boreal forest–clearcut ecotone. *Conservation biology*, 15(2), 370-377.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., 2000.** The influence of hedge structure management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* (2000) 60, 33–49
- INPN, 2019.** La biodiversité en France — 100 chiffres expliqués sur les espèces. UMS PatriNat (AFB-CNRS-MNHN), Paris, 48 p.
- IPBES, 2019.** Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- Jelaska, L. S. E., et Durbes P., 2009.** Comparison of the body size and wing form of carabid species (*Coleoptera*: *Carabidae*) between isolated and continuous forest habitats. In *Annales de la Société entomologique de France* (Vol. 45, No. 3, pp. 327-338). Taylor & Francis Group.
- Jézégou M., non daté.** Critères de jugement pour la définition des arbres remarquables du département. Conseil Départemental des Côtes d'Armor. 6 p/
- Kerbiriou C., Julien J.F., Bas Y., Marmet J., Le Viol I., Lorrillière R., Azam C., Gars A. & Loïs G., 2015.** Vigie-Chiro : 9 ans de suivi des tendances des espèces communes. *Symbioses* n°34 et 35 : 1 – 4
- Koivula, M., Kotze D.J., Hiisivuori L. et Rita H., 2003.** Pitfall trap efficiency: do trap size, collecting fluid and vegetation structure matter? *Entomologica Fennica*, 14(1), 1-14.

- Niemelä J., Kotze J., Venn S., Penev L., Stoyanov I., Spence J., Hartley D., 2002.** Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology*. July 2002, Volume 17, Issue 5, pp 387–401
- Kromp B., 1999.** Carabid beetles in sustainable agriculture : a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74 : 187-228.
- Lack P. C., 1988.** Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. *Bird Study*, 35, 133-136.
- Lakhani K. H., 1994.** The importance of field margin attributes to birds. In N. Boatman, Ed. Field margins : integrating agriculture and conservation. *British Crop Protection Council*, Farnham, UK, 77-84.
- La Rochelle A., 1990.** The food of carabid beetles (Coleoptera : Carabidae, including Cicindelinae). *Fabrique Supplement n°5*. Ateliers Graphiques Mark Veilleux Cap Saint Ignace. QC
- Lannion Trégor Agglomération, Communauté de Communes de Belle-Isle en Terre, Communauté de Communes de Beg Ar C'hra, 2006.** Situation et évolution du bocage sur les territoires intercommunaux de Lannion-Trégor, de Beg ar C'hra, et du Pays de Belle-Isle-en-terre : Analyse macro-paysagère et pistes de travail pour la définition d'une politique bocagère. 130 p
- Lebreton J.D., Chessel D., Prodon R. et Yoccoz N., 1987a.** L'analyse des relations espèces-milieu par analyse canonique des correspondances. I. variables de milieu quantitatives. *Acta Oecologia, Oecologia Generalis*, 9, 53 – 67
- Lebreton J.D., Chessel D., Richardot-Coulet M. et Yoccoz N., 1987b.** L'analyse des relations espèces-milieu par analyse canonique des correspondances. I. variables qualitatives de milieu. *Acta Oecologia, Oecologia Generalis*, 9
- Le Cœur D., 1996.** La végétation des éléments linéaires non cultivés des paysages agricoles : identification, à plusieurs échelles spatiales des facteurs de la richesse et de la composition floristique des peuplements. UFR Sciences de la vie, université de Rennes I, thèse de doctorat, 245 p
- Le Dû-Blayo L., Corpetti T., Gouery P. & Bourget E., 2008.** Esquisse cartographique des pédopaysages de Bretagne par télédétection. Rapport LETG - Rennes - Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique. 91 p.
- Le Garff B., coord., avril 2014.** Atlas des amphibiens et des reptiles de Bretagne et de Loire Atlantique. Penn Ar Bed n°216, 217, 218, 200 p.
- Lecq S., 2013.** Importance de la structure des haies, des lisières, et de la disponibilité en abris sur la biodiversité, implications en termes de gestion. Thèse de doctorat – Université de Poitiers, 189 p
- Levins R., 1969.** Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, Volume 15, Issue 3, 1 September 1969, 237–240.
- Lourdais O. Dupoué A., Boissinot A., Grillet P., Guiller G., Morin-Pinaud S., 2015.** La haie : un habitat essentiel à la conservation des reptiles dans les paysages agricoles. *Faune Sauvage n°308* : 35.

- Le Roux et al., 2008.** Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France).
- Loreau M., 1990.** Trophic role of carabid beetle in a forest. An international colloquium of soil zoology. 8. 281 – 286.
- Lormée H., Roux D. et Boutin J.M., 2011.** Le pigeon colombin : que sait-on et que devrait-on savoir pour bien le gérer ? Faune sauvage N°293. 18 – 19.
- Lormée H., 2015.** Importance de l'habitat bocager pour une espèce à enjeu de conservation : la tourterelle des bois. . Faune Sauvage n°308. 22-24.
- Luff M.L., 2007.** The *Carabidae* (ground beetles) of Britain and Ireland (2nd ed, vol 4, part 2), Fiel . *Studies Council*, Shrewsbury, 247 p.
- Maciejewski, L., 2016.** État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 1 : définitions, concepts et éléments d'écologie. Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 82 p.
- Mansion Dominique. 2015.** Les trognes, l'arbre paysan aux mille usages. Edition Ouest France. 143 p.
- Maudsley M.J., 2000.** A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* (2000) 60, 65–76.
- Mauremooto J.R., Wratten S.D., Worner S.P et Fry G.L.A., 1995.** Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, ecosystems & environment*, 52(2-3), 141-148.
- Meek B., Loxton D., Sparks T., Pywell R., Pickett H. et Nowakowski M., 2002.** The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* n°106(2). 259 – 271.
- Mercier A., 2016.** Bocage et télédétection. Rapport de stage Master II Géomatique spécialité télédétection. Université de Rennes II. 235 p.
- Merriam H.G., 1984.** Connectivity: a fundamental characteristic of landscape pattern in Brandt J. and Agger P. *Methodology in landscape ecological research and planning*. Roskilde University Centre. Denmark 1. P 5 – 15.
- Michel N., 2006.** Agriculture et biodiversité : approche pluri-échelle de l'évolution d'une communauté de petits mammifères et de deux rapaces prédateurs le long d'un gradient de paysages agricoles contrastés. Thèse de doctorat – Université de Rennes.
- Michel P. et al., 2008.** Les linéaires paysagers de Bretagne. Résultats de l'enquête complémentaire Teruti-Lucas. DRAFF – Agreste. 79 p.
- Millán de la Peña N., Butet A., Delettre Y., Morant P., Burel F. 2003.** Landscape context and carabid beetles (Coleoptera Carabidae) communities of hedgerows in western France. Ed. Elsevier, *Agriculture, Ecosystems and Environment* n°94. 59-72.
- Momont L., 2019.** Etude des impacts des pratiques de gestion, de la structure et de l'environnement de la haie sur la flore associée en Bretagne : Cas des espèces à affinité forestière. Mémoire de stage de

Master II. Parcours Ecologie de la conservation - Ingénierie écologique : recherche et expertise (ECIRE). 2018-2019. Université Paris-Saclay. 57 p.

Moore N.W., Hooper M. D., Davis B. N. K., 1967. Hedges I: Introduction and reconnaissance studies. *J. appl. Ecol.*, 4, 201-220.

Morin-Pinaud S., 2015. Le bocage et ses enjeux. *Faune Sauvage n°308* : 6 – 10

Nivet C., Bonhême I. et Peyron J.L., 2012. Les indicateurs de biodiversité forestière - Synthèse des réflexions issues du programme de recherche «Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques». Paris, Gip Ecofor - MEDDE, 144 p.

Notteghem P., 2017. IPERBOC, l'indice du potentiel écologique des réseaux bocager. *Revue scientifique Bourgogne Nature (25)*, 95 – 102.

O.N.C., 1983. Rôle de la haie à l'égard de la faune – Propositions d'entretien et de reconstitution des réseaux de haies en faveur du gibier. *Bull. Office National de la Chasse n°71 – Supplément n°12*

Ouin A., Paillat G., Butet A. et Burel F., 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 159–165

Otto H.J., 1998. *Ecologie Forestière*. Ed. Institut du Développement Forestier. 397 p

Papy F. et Baudry J., 2019 in Petit et Lavigne, coord., 2019. *Agriculture et paysage : d'une gestion individuelle de la production vers une gestion collective de la biodiversité fonctionnelle*. Edition Quae – Educagri éditions. 17 – 26.

Paquier F., Daloz A., Billy C., Cygler C., 2018. Agro-écologie et Trame verte et bleue : des synergies à valoriser. Agence française pour la biodiversité. Collection Comprendre pour agir, 12 p.

Paracchini, M.L., Capitani, C., 2011. Implementation of a EU wide indicator for the rural-agrarian landscape. In support of COM (2006) 508 "Development of agri-environmental indicators for monitoring the integration of environmental concerns into the Common Agricultural Policy" EUR 25114 EN. Publications Office of the European Union. 88 p.

Parish T., Lakani K.H., Sparks T. H., 1994. Models relating bird species diversity and abundance to field boundary characteristics. In T.A. Watt, G.P. Buckley, Eds. *Hedgerow management and nature conservation*. Ashford, Kent, Wye College Press, 58-79.

Pech P., 2013. Les milieux rupicoles, les enjeux de la conservation des sols rocheux. Edition Quae. 159 pages

Petit S. & Burel F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems et Environment*. Vol 69, june 1998. 243 – 252

Petit S. & Lavigne C., Coord., 2019. *Paysage, Biodiversité fonctionnelle et santé des plantes*. Edition Quae – Educagri éditions. 237 p.

Pollard E., Hooper M. D., Moore N. W., 1974. *Hedges*. London, W. Collins and Sons, 256 p.

- Pollard E., 1968.** Hedges : III. The effect of removal of the bottom flora of a hawthorn hedgerow on the *Carabidae* of the hedge bottom. *J.appl.Ecol.*, 5, 125-139.
- Pulliam H.,R., 1988.** Sources, sinks and population regulation. *American naturalist* 132. 562 – 661
- Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. et al, 2012 :** Flore Forestière Française – Plaine et Colline. Institut pour le Développement Forestier. 1785 p.
- Roger J.L., Jambon O. et Bouger G., 2014.** Clé de détermination des Carabidés. Paysages agricoles du nord ouest de la France. Ed. INRA. 253 p.
- Ronce O.L., 2007.** How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38 (1), 231 – 253.
- Roume A., 2011.** Quelle est la contribution des milieux semi-naturels à la diversité et à la répartition des assemblages de Carabidae circulants et hivernants dans un paysage rural tempéré ? Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 194 p.
- Roux D., Dej F., Body G. et Eraud C., 2016.** Suivi des populations nicheuses (1996-2016) et hivernantes (2000-2016). Réseau national d’observation “oiseaux de passage”. ONCFS-FNC-FDC. Rapport interne ONCFS. 28 p.
- Rozé F. 1978.** Etude analytique et comparative de la végétation des haies et talus de Bretagne. Thèse de 3^{ème} cycle. Université de Rennes. 195 p.
- Rusch A., Franck P., Plantegenest M., Poggi S., Ricci B., 2019** in Petit et Lavigne, coord. 2019.. Paysages, bioagresseurs, ennemis naturels et niveaux de régulation biologique. Edition Quae – Educagri éditions.111 – 130.
- Saint Girons H., Duguay R., 1976.** Les reptiles du bocage. In CNRS, INRA, ENSA, université de Rennes Ed. Les bocages : histoire, écologie, économie, 347-349.
- Saint Girons H., 1994.** Ecologie et répartition des reptiles. Rôle des haies et talus plantés. *Penn ar Bed*, 153/154, 78-84.
- Saint Girons M.C., 1963.** Les mammifères des talus plantés dans le bocage atlantique. *Penn ar Bed* n°33, 42-47
- Saint Girons M.C., 1965.** Influence des talus plantés sur les populations de petits mammifères d’après les pelotes d’Effraye. *Penn ar Bed* n°89, 96-100
- Saliou P., 2000.** Analyse phytoécologique et fonctionnelle du bocage Breton en vue de sa restauration ou recreation. Thèse de doctorat. Université de Rennes I. 314 p.
- Sarthou V., 2015.** Les auxiliaires des cultures, des alliés bien discrets. *Faune Sauvage* n°301 : 49 – 51
- Sauvion N. et al., 2013.** Interactions insectes-plantes. Edition Quae. 749 p
- Spohn M. et Spohn R., 2018.** Les arbres et leurs hôtes. Ed. Delachaux et Niestlé. 301 p.
- Sérée L., 2017.** Dynamique spatio-temporelle de deux espèces de coléoptères carabiques (*Abax parallelepipedus* et *Pterostichus melanarius*, Coleoptera : Carabidae) en fonction de facteurs climatiques dans un réseau bocager. INRA UMR BAGAP. Rapport de stage Master I. Master 1 PNB (Patrimoine Naturel et Biodiversité). UFR SVE, Université de Rennes 1. 16 p.

- Shalaway S. D., 1985.** Fencerow management for nesting birds in Michigan. *Wildl. Soc. Bull.*, 13, 302-306.
- Simonnet F. (coord.).** Groupe Mammalogique Breton. Atlas des mammifères de Bretagne, 2015 – Ed. Locus Solus – 304 p.
- Solé R., 2017.** Description du peuplement carabique selon l'état de conservation écologique des haies bocagères sur le bassin versant du Léguer (Côtes d'Armor). Rapport de stage Master II Biodiversité, Ecologie, Evolution - Ingénierie en Ecologie et en Gestion de la Biodiversité. Université de Montpellier. 21 p.
- Sotherton, N.W., 1985.** The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering in field boundaries. *Annals of Applied Biologie.* 106, 17–21.
- Thomas C., Parkinson L. et Marshall E., 1998.** Isolating the components of activity density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* n°116. 103-112
- Thomas C.F.G. et al., 2006.** Carabid movement and vegetation density: implications for interpreting pitfall trap data from split-field trials. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 51-61
- Tixier P., Carval D., Kamenova S., Martin J.F., Vinatier F., Rusch A., 2019** in Petit et Lavigne, coord., 2019. Les réseaux d'interactions dans les paysages agricoles. Edition Quae – Educagri éditions. Pages 131 – 144
- Tourneur J.C., Marchandeu C., 1996.** Milieux bocagers et biodiversité – Les vertébrés typiques du grand-ouest. Enjeux de la préservation de cet agro-écosystème. 1^{ère} partie, faune et bocage. Bull.Office National de la Chasse n°207. 22-35
- Tourneur J.C., Marchandeu C., 1996.** Milieux bocagers et biodiversité – Les vertébrés typiques du grand-ouest. Enjeux de la préservation de cet agro-écosystème. 2^{ème} partie, statut, répartition des espèces bocagères et enjeux de la préservation des bocages. Bull.Office National de la Chasse n°208.
- Tscharntke T., T.A. Rand & F.J.J.A. Bianchi, 2005b.** The landscape context of trophic interactions : insect spillover across the crop-noncrop interface. *Annales Zoologici Fennici.* 42 : 421-432.
- UICN France & MNHN (2009).** La Liste rouge des espèces menacées en France - Contexte, enjeux et démarche d'élaboration. Paris, France.
- Vacher J.P. et Geniez M. (coords), 2010.** Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope, Mèze (Collection Parthénope) ; Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 544p
- Vallaury D., André J., Dodelin B., Eynard Machet R., Rambaud D., 2009.** Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes. Editions TEC & DOC – Lavoisier. 405 p.
- Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L., & Baudry J., 2011.** Multiscale Ecological Assessment of Remote Sensing Images. *Landscape Ecology* 26 (8): 1053-69.
- Wheater C.P., 1988.** Predator-Prey size relationship in some Pterostichini (Coleoptera : Carabidae). *Ent.Mon.Mag* 42. 237 – 240.

Sites internet utilisés

DREAL BRETAGNE – nature, paysages, eau et biodiversité [en ligne]. Consulté en septembre 2017. Disponible sur internet : <http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ORGFH-T1-ch5-donnees-faune-sauvage_cle5f7dce.pdf>

DREAL BRETAGNE – nature, paysages, eau et biodiversité [en ligne]. Consulté en septembre 2017. Disponible sur internet : <<http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/orgfh-r159.html>>

Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénium (EM) [en ligne]. Consulté en août 2017. Disponible sur internet : <<http://www.millenniumassessment.org/fr/index.html>>

Fauna Europaea [en ligne]. Consulté en septembre 2017. Disponible sur internet : <https://fauna-eu.org/>

Institut National d'Etudes Démographiques – tout savoir sur la population [en ligne]. Consulté le 3 octobre 2017. Disponible sur internet : <http://www.ined.fr>

Région BRETAGNE – Les politiques/Environnement/Préserver le patrimoine naturel [en ligne]. Consulté en septembre 2017. Disponible sur internet : <http://www.bretagne.bzh/upload/docs/application/pdf/2016-01/schema_regional_de_coherence_ecologique.pdf>

Trame verte et bleue – centre de ressources [en ligne]. Consulté en septembre 2017. Disponible sur internet : <<http://www.trameverteetbleue.fr/>>

Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) [en ligne]. Consulté en août 2017. Disponible sur internet : <<http://uicn.fr/liste-rouge-france/>>

<http://www.ined.fr>. Consulté en Septembre 2019.

Diversité Beta – Indice de Sorensen - (<https://sites.google.com/site/pastoraldz/1-entomofaune-des-steppes/resultats-et-discussion/etude-synecologique/etude-de-la-similarite-entre-les-stations>). Consulté en juillet 2019.

Institut National de Recherche Agronomique UMR BAGAP. Logiciel CHLOE.4. Accès Grain Bocager. <https://www6.rennes.inra.fr/bagap/PRODUCTIONS/Logiciels>. Consulté en Septembre 2019.

Thia Land. Accès données Ecopaysages. <https://www.theia-land.fr/product/carte-occupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>. Consulté le 21 octobre 2019.

Institut National de l'Information Géographique et Forestière. Accès données Ecopaysage, <http://professionnels.ign.fr/donnees>; accès données évolution de la surface forestière en France, <http://education.ign.fr/dossiers/foret-france-metropolitaine>

Annexe 1

Connaissance de la biodiversité liée au complexe bocager et applications pratiques sur le bassin versant du Léguer

1. PARTENAIRES

- Lannion Trégor Communauté (référénts : Catherine MORET – Mélanie BIET)
- Fédération des chasseurs des Côtes d'Armor (référént : David ROLLAND)
- INRA BAGAP (référént : Jacques BAUDRY)

2. CADRE DU PROJET

Ce programme est intégré dans les réflexions pour la mise en œuvre du Schéma Régional de Cohérence Ecologique. Il est soutenu par les services de la Région Bretagne et de la DREAL.

Le financement s'inscrit dans un contrat nature soutenu par le Conseil Régional et les financements européens FEDER Recherche

3. DUREE

Temps de réalisation : 4 ans Période : Octobre 2015 – Décembre 2019

4. OBJECTIFS

Le projet se décompose en 3 axes :

- **Axe 1** : Echelle paysagère

- Création d'une méthode à l'échelle d'un bassin versant pour la prise en compte de la trame verte et bleue dans les documents de planification ; les données « sources » devant être facilement accessibles.

- **Axe 2** : Echelle de l'exploitation agricole

- Elaboration d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion.

Trouver des indicateurs permettant de déterminer la contribution positive et/ou négative (forces et faiblesses) d'une exploitation dans le paysage environnant en termes de biodiversité. Les indicateurs doivent aussi intégrer les éléments du bocage périphérique dans le fonctionnement de l'agro-écosystème.

- **Axe 3** : Echelle de la haie dans la parcelle

- création d'un référentiel participatif sur la biodiversité.

5. BUDGET

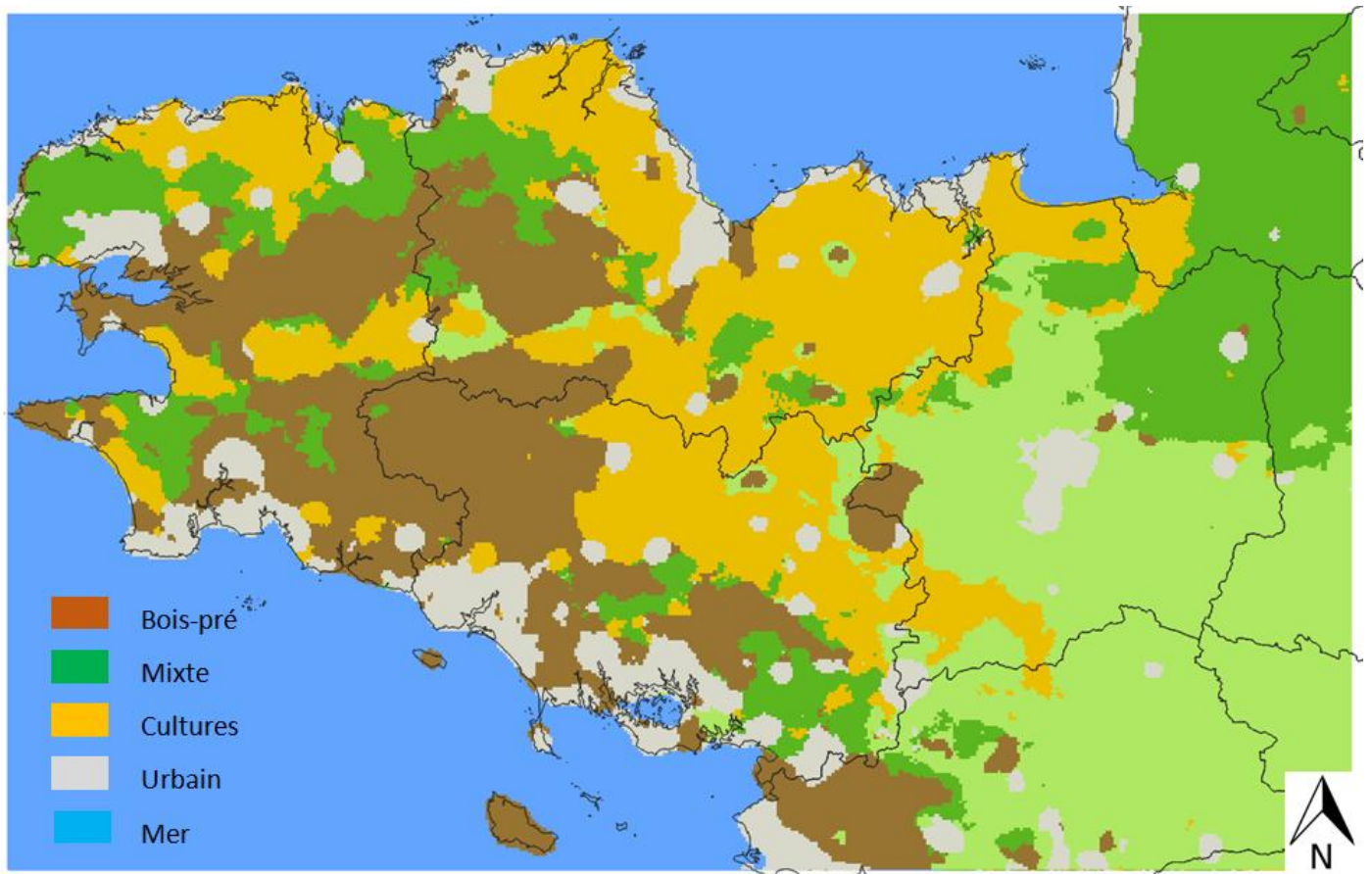
<i>Sources</i>	<i>Montants</i>	<i>Pourcentages</i>
<i>Fond investi par les bénéficiaires</i>	<i>73 403 €</i>	<i>21 %</i>
• <i>LTC</i>	<i>17 664 €</i>	
• <i>FDC 22</i>	<i>15 849 €</i>	
• <i>INRA</i>	<i>39 889 €</i>	
<i>Région Bretagne (Contrat Nature)</i>	<i>106 118 €</i>	<i>31 %</i>
<i>Europe (fond Feder Recherche)</i>	<i>163 577 €</i>	<i>48 %</i>
<i>Total</i>	<i>343 098 €</i>	<i>100 %</i>

6. LIVRABLES (engagement auprès des financeurs)

<i>Actions</i>	<i>Livrables</i>	<i>Publics cibles</i>
<p><u>Axe 1 :</u></p> <p>Création d'une méthode à l'échelle d'un bassin versant pour la prise en compte de la trame verte et bleue dans les documents de planification</p>	<p>* Cahier des charges définissant la méthodologie comprenant les données à acquérir, la méthode d'interprétation et la description des indicateurs ainsi que leur utilisation</p>	<p>Conseil Régional pour l'application opérationnel du SRCE transférable aux collectivités de la région</p>
	<p>* Etat des lieux écologique du bassin versant du Léguer – atlas cartographique des réservoirs de biodiversité et des corridors</p>	<p>SCOT, communes et EPCI du bassin versant du Léguer, SAGE</p> <p>Grand public avec la mise à disposition de connaissance via la base de données régionale du GIP environnement</p>
	<p>* Application dans les documents d'urbanisme du bassin versant du Léguer</p>	<p>SCOT, communes et EPCI du bassin versant du Léguer, SAGE</p>
<p><u>Axe 2 :</u></p> <p>Elaboration d'un outil de diagnostic et d'évaluation de la biodiversité des haies d'une exploitation agricole dans son paysage et des éléments d'amélioration par la gestion</p>	<p>* Création d'une mire d'indicateurs décrivant la biodiversité du bocage d'une exploitation et orientant les actions de gestion à conduire</p>	<p>Agriculteurs : outils de connaissance, de diagnostic et de gestion</p>
	<p>* Adaptation de la méthodologie dans la mise en place des plans de gestion du bocage et comme outil de suivi</p>	<p>Filière bois énergie dans l'objectif de créer un label « gestion durable du bocage »</p>
	<p>* Création d'un outil de diagnostic automatisé et de terrain : cahier des charges méthodologie, outil d'interface nomade, outil de traitement des données et de mise en forme</p>	<p>Techniciens « bocage » : dans la mise en œuvre des stratégies Breizh bocage, plan de gestion du bocage,...</p>
	<p>* Journées techniques et modules de formation</p>	
<p><u>Axe 3 :</u></p> <p>Démonstration de la haie comme abri à faune auxiliaire</p>	<p>* Création d'un référentiel participatif</p>	<p>Agriculteurs : sensibilisation à l'importance d'une gestion en faveur de la biodiversité</p> <p>Grand public : communication sur le rôle du bocage et apport base de données espèces via le GIP environnement</p>
	<p>* Méthodologie</p>	<p>Techniciens « bocage » : reproductibilité sur d'autres territoires</p>

Annexe 2

Carte des écopaysages de la Bretagne à l'échelle 3 km (Baudry et Boussard, 2019, non publié)



Annexe 3

Représentation graphique du grain bocager périphérique à une haie inventoriée



Annexe 4

Déroulement et étapes de réalisation d'un PGDH

L'outil doit apporter à l'agriculteur la connaissance de son réseau de haies (quantité et qualité), l'estimation de ses potentiels en bois (œuvre, énergie,...), les modes de gestion appropriés pour améliorer ses atouts environnementaux, la planification d'une récolte de bois selon l'accroissement existant dépendant des conditions pédo-climatiques, la programmation d'une régénération du linéaire vieillissant, des outils de conseil.

Un plan type de rendu attendu du PGDH (tableau 27 ci dessous) a été élaboré au sein du groupe de travail national d'experts qui réalisent des plans de gestion, animé par l'Assemblée permanente des Chambres d'agriculture (APCA) et l'association Française de l'arbre champêtre et de l'agroforesterie (AFAC-Agroforesteries) dans le cadre du projet « Label Haie ». L'objectif de ce travail est d'homogénéiser les méthodes existantes et d'uniformiser les attendus de ce type d'outils et les indicateurs associés dans les bases de données descriptives. **Le module « biodiversité » présenté dans ce document y figure intégralement.** Un des objectifs est de constituer à l'échelle nationale un référentiel « Plan de gestion durable des haies ».

Tableau 27 : plan du document de restitution remis à l'agriculteur

Plan de Gestion Durable des haies de l'exploitation XXXXXXXX

Partie A : Etat des lieux

- Contexte : l'exploitation et son territoire
- Les haies dans l'exploitation, leur état, la gestion passée et actuelle
- Evaluation du potentiel bois d'œuvre & éléments exceptionnels
- **Intérêt pour la biodiversité**

Partie B : Programme de coupes et travaux

- Définition des objectifs de l'exploitant
- Programme de gestion, renouvellement et entretien des haies : travaux de gestion et priorités, évaluation du prélèvement potentiel (optionnel), Itinéraires techniques, **types d'actions prévues en faveur de la biodiversité**, du climat, amélioration de l'état des haies et aménagement

Partie C : Atlas cartographique

Partie D : Annexes techniques de références

La réalisation d'un plan de gestion se déroule en cinq étapes.

Une préparation au préalable avec l'agriculteur

Lors d'un premier entretien avec l'exploitant où le plan de gestion et ses objectifs lui sont présentés. Sont identifiées les haies dont il a la gestion (en tant que propriétaire ou locataire). Le plan de gestion n'est pas un document opposable juridiquement. Lors de la remise du diagnostic, la réglementation qui s'applique aux haies lui sera rappelée pour qu'il intègre ces points avant d'engager ses interventions. Les éléments qui décrivent et présentent son exploitation sont relevés ainsi que les modalités de gestion actuelles de ses haies et les objectifs qui l'amènent à réaliser un PGDH.

Des supports cartographiques digitalisés

Avant d'engager la phase « relevés de terrain » et pour la faciliter, il est nécessaire de numériser proprement au bureau les haies entourant les parcelles de l'exploitation (Menguy, 2012) et de

différencier celles que l'exploitant a en gestion. Tout ajout de linéaire sur le terrain demandera de retravailler la digitalisation au bureau *a posteriori*.

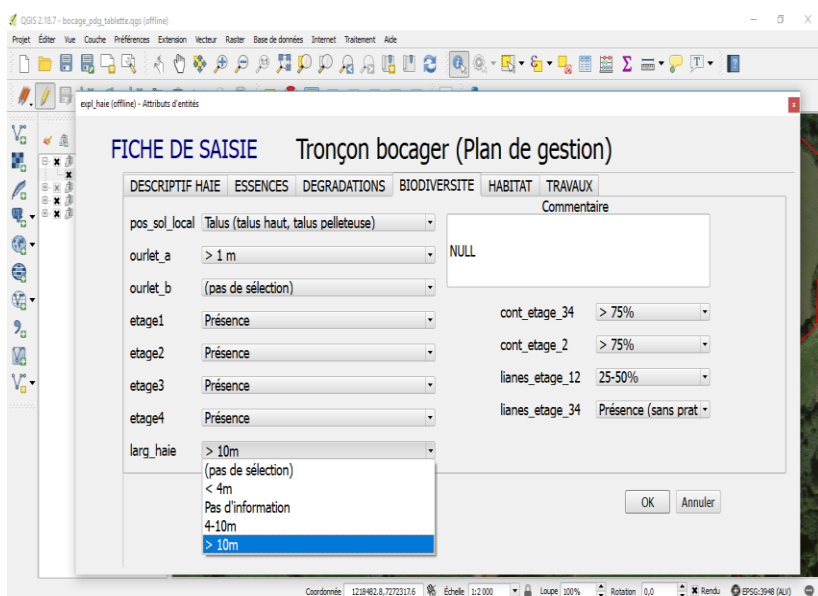
A partir des cartographies à disposition (Scan 25, photo aérienne, milieux naturels) il est possible de pré-informer certains indicateurs descriptifs des haies sur leur environnement (interfaces, situation topographique, orientation par rapport à la pente. Certains sont générés automatiquement comme par exemple les longueurs de tronçons.

Le diagnostic des haies par une prospection sur le terrain

Les informations du PGDH sont saisies sur le terrain grâce à une tablette.

Les éléments qui sont pris en compte dans un PGDH sont : *i*, les haies et les interfaces boisées quand la lisière est bien différenciée en terme de gestion ; *ii*, les petits bosquets (moins de 50 ares) ; *iii*, les éléments construits linéaires comme les talus nus caractéristiques de certains bocages en France.

La typologie utilisée reprend la typologie nationale rédigée par l'AFAC-Agoforesteries (2017).



La saisie se fait de manière simplifiée sur des interfaces thématiques pour la plupart des indicateurs à renseigner (suggestion des réponses *via* des boîtes à cocher et des listes déroulantes). Il suffit de sélectionner la polygone correspondante à la haie se trouvant devant soi générant l'ouverture automatique d'une fenêtre de saisie comprenant les onglets thématiques. Chaque onglet (voir ci-contre) reprend les thèmes du PGDH : descriptions, essences, entretien, biodiversité, travaux de gestion, travaux d'amélioration. Les dix critères « biodiversité » sont

relevés. Le temps estimé pour décrire intégralement une haie, variables sylvicoles et biodiversité, est de 5 minutes, souvent le temps de longer la haie ; l'inventaire exhaustif des essences étant le plus long à réaliser (prospection).

Importation des données et rédaction du rapport de synthèse

Une fois au bureau, les données sont importées automatiquement dans la base PostGIS via une synchronisation. Des indicateurs complémentaires sont calculés automatiquement dans la base. Sur cette base, un rapport est généré automatiquement, avec les graphiques, un atlas cartographique et l'analyse générale des résultats. Le technicien complétera le document par des commentaires adaptés à l'expertise qu'il apporte. Cette phase est encore en cours de développement par le service informatique de Lannion Trégor Communauté.

Restitution et conseil à l'exploitant

Il est important que cet état des lieux soit partagé avec l'exploitant « au pied des haies » au moins sur une partie (reconnaissance des types et des modalités techniques). Ce temps permettra d'envisager l'utilisation de cet outil de gestion et de travailler avec l'agriculteur les suites qu'il souhaite lui donner.

Extraits de restitution du module biodiversité





Pour la mise en forme des données, nous avons envisagé intégrer dans le document de restitution à l'exploitant des diagrammes en radar ou à bulles. L'intérêt était de faire valoir au premier coup d'œil les forces et les faiblesses des compartiments des haies de l'exploitation. Présentés aux exploitants chez qui les tests ont été réalisés et au groupe de travail du « label Haie », ces graphiques ne sont pas apparus pédagogiques et didactiques ! Au fil des présentations, ont été retenus les diagrammes en barres empilées doublés d'un smiley (figure 6 et 10), plus facile d'appropriation !

Le tableau 28, dans lequel figurent les notes par variable descriptive, est conservé par l'opérateur réalisant le PGDH. Il est transformé en une version simplifiée remise à l'exploitant (tableau 29) où ne sont représentés que les smileys, indicateurs visuels permettant de situer l'exploitation en soulignant les critères sur lesquels l'exploitant doit progresser.

Tableau 28 : représentation des notes du PGDH par critères et par cumul pour l'exploitation. Les valeurs sont extraite d'un plan de gestion réalisé sur le bassin versant du Léguer.


Groupes de critères	Critères	Notes	Repère visuel	Moyenne
Morphologie du pied de la haie	C1 - Embase	11.7/15	😊	22/45
	C2 - Ourlet	5.8/15	😐	9.7/20
Gestion du pied de la haie	C3 - Lianes	4.5/15	😞	😐
Morphologie de la haie	C4 – Etage 2	5.3/13	😐	21/45
	C5 – Etages 3 et 4	8.1/13	😐	8.8/20
	C6 – Largeur haie	2.9/9	😞	😐
Essences	C7 - Essences	3.1/5	😐	
	C8 – Essences locales	1.5/5	😞	
Habitats spécifiques	C9 - Micro-habitats	2.5/10	😞	5/20 😞
Moyenne de l'exploitation		45.4/100	= 9/20	😐

Tableau 29 : synthèse des résultats de la description PGDH de l'exploitation – Version remise à l'exploitant.

Groupes de critères	Moyenne
Implantation de la haie	
Structure verticale et horizontale	
Habitats spécifiques	
Moyenne de l'exploitation	


Interprétation des critères – des exemples – et préconisations de gestion

A - Critère 1 : implantation de la haie (talus haut, talus bas, billon, haie à plat).

 L'essentiel des haies sont sur talus haut. Cette présence, héritage du passé, permet, par l'intermédiaire de la surélévation crée de favoriser des micro-habitats et des micro-climats favorables à beaucoup d'espèces. Les plans inclinés facilitent le creusement pour les espèces terricoles à vie hypogée. Exposés au sud, ils offrent des espaces privilégiés pour les taxons thermophiles et héliophiles, des places de thermorégulation (e.g. reptiles, rhopalocères,...), de gîtes (lagomorphes, gallinacés,...)... A l'ombre, le micro-climat favorisera les espèces de flore forestière sciaphiles (e.g. jacinthe des bois, sceau de Salomon, stellaire holostée...).


Les préconisations de gestion afférentes à ce compartiment sont de continuer l'entretien qui est réalisé et les conserver en l'état. La note obtenue augure des périodicité d'intervention sur les flancs peu impactantes avec une fréquence adaptée. L'épaveuse peut être utilisé, une fois par an au maximum, en dehors des périodes de floraison ou de reproduction des espèces, sans décaper la litière et la végétation herbacée. Si des créations de haies sont envisagées sur l'exploitation, prévoir autant que possible une implantation sur talus haut (i.e. hauteur > 0.75 m, largeur > 1 m).

B – critère 2 - présence et largeur de l'ourlet herbeux (m)

 La présence et la qualité des ourlets herbacés sur l'exploitation se situent dans la moyenne. Peu représentés ou d'une faible largeur, ils ne remplissent que moyennement les fonctions attendues. Cet espace linéaire est pourtant déterminant pour la faune liée aux prairies ou de lisière. Judicieusement positionnés, ils servent d'habitat de substitution ou de corridor de déplacement. Naturellement fleuris, toutes les espèces floricoles et granivores (e.g. arthropodes, vertébrés,...) en dépendent. La majorité des auxiliaires de culture (e.g. carabes, syrphes, hyménoptères parasitoïdes, araignées,...) utilisent l'ourlet pour s'y reproduire, s'y alimenter en l'absence de cultures, s'y réfugier au moment des travaux agricoles...

Un ourlet de 50 cm minimum est à créer le long des haies de l'exploitation en écartant les outils du pied de haie (développement naturel en surveillant le développement des adventices) ou en le semant (action préconisée pour contrôler l'implantation des adventices). L'entretien est réalisé une fois par an au maximum en dehors des périodes de floraison et de reproduction de la faune (de mi-septembre à mars). La diminution de la pression d'entretien permettra l'expression de cortèges floristiques graminéens où les plantes vivaces se développeront. Les adventices seront concurrencées.

C – critère 7 – largeur des houppliers

 Les haies de l'exploitation ont une largeur défavorable. Elles n'ont pas le volume et l'emprise nécessaire à l'accueil des espèces forestières. Les cortèges floristiques forestiers qui diversifient la composition des communautés sont très peu abondants voir absents. Les oiseaux sylvestres comme les mésanges, les grimpeaux, la sitelle torchepot ou les pics ainsi que les grives et les pigeons sont négativement impactés. Des auxiliaires précieux comme les carabes forestiers, consommateurs de limaces, sont très peu abondant voir absent. Les haies ne remplissent plus de manière optimale l'accueil de la diversité forestière du bocage.

Soulager la pression d'entretien ; laisser les arbres et arbustes se développer est l'action à mener prioritairement en stoppant l'utilisation d'un outil comme le lamier. Utilisé tous les ans, il empêche la floraison des arbustes. L'intervention, avec une périodicité à définir selon les typologies des haies et les essences, est à ensisager à la tronçonneuse et au moyen d'une nacelle. Un des objectifs majeur du PGDH est de produire du bois !

Ces trois exemples illustrent la démarche et traduisent les objectifs du PGDH. Optimiser la production de bois en tenant compte des singularités territoriales tout en conciliant la préservation de la faune et flore.

Annexe 5

Liste des espèces capturées au cours de l'étude, abréviations utilisées sur les figures et écotypes.

Id_espèce	Nom latin	Ecotype	Id_espèce	Nom latin	Ecotype
ABPA	<i>Abax parallelepipedus</i>	Forêt	HATA	<i>Harpalus tardus</i>	Lisière
ABPS	<i>Abax parallelus</i>	Indéterminé	LATE	<i>Laemostenus terricola</i>	Lisière
ACDU	<i>Acupalpus dubius</i>	Indéterminé	LEFE	<i>Leistus ferrugineus</i>	Ubiquiste
ACEL	<i>Acupalpus elegans</i>	Indéterminé	LEUR	<i>Leistus rufomarginatus</i>	Indéterminé
ACME	<i>Acupalpus meridianus</i>	Agricole	LEFU	<i>Leistus fulvibarbis</i>	Lisière
AGAF	<i>Agonum afrum</i>	Lisière	LIAS	<i>Limodromus assimilis</i>	Forêt
AGLU	<i>Agonum lugens</i>	Indéterminé	LOPI	<i>Loricera pilicornis</i>	Agricole
AGMU	<i>Agonum muelleri</i>	Ubiquiste	MELA	<i>Metallina lampros</i>	Agricole
AGNG	<i>Agonum nigrum</i>	Forêt	MEPR	<i>Metallina properans</i>	Agricole
AGSE	<i>Agonum sexpunctatum</i>	Indéterminé	MIMA	<i>Microlestes maurus</i>	Indéterminé
AGVI	<i>Agonum viduum</i>	Indéterminé	MIMI	<i>Microlestes minutulus</i>	Indéterminé
AMAN	<i>Amara anthobia</i>	Indéterminé	NEBR	<i>Nebria brevicollis</i>	Agricole
AMAE	<i>Amara aenea</i>	Ubiquiste	NBSA	<i>Nebria salina</i>	Agricole
AMAU	<i>Amara aulica</i>	Indéterminé	NOBI	<i>Notiophilus biguttatus</i>	Ubiquiste
AMBI	<i>Amara bifrons</i>	Indéterminé	NOPA	<i>Notiophilus palustris</i>	Ubiquiste
AMCO	<i>Amara communis</i>	Indéterminé	NOQU	<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	Agricole
AMCS	<i>Amara consularis</i>	Indéterminé	NORU	<i>Notiophilus rufipes</i>	Forêt
AMCR	<i>Amara convexior</i>	Indéterminé	OCHA	<i>Ocys harpoloides</i>	Ubiquiste
AMEU	<i>Amara eurynota</i>	Indéterminé	OLRO	<i>Olisthopus rotundatus</i>	Indéterminé
AMFA	<i>Amara familiaris</i>	Ubiquiste	OOHE	<i>Oodes helopoïdes</i>	Forêt
AMLU	<i>Amara lunicollis</i>	Ubiquiste	OPPU	<i>Ophonus gr. puncticeps</i>	Lisière
AMMO	<i>Amara montivaga</i>	Indéterminé	OPLA	<i>Ophonus laticollis</i>	Indéterminé
AMOV	<i>Amara ovata</i>	Ubiquiste	OPSU	<i>Ophonus subquadratus</i>	Indéterminé
AMPL	<i>Amara plebeja</i>	Ubiquiste	OXOB	<i>Oxypselaphus obscurus</i>	Indéterminé
AMSI	<i>Amara similata</i>	Ubiquiste	PABI	<i>Panagaeus bipustulatus</i>	Lisière
AMTR	<i>Amara tricuspidata</i>	Indéterminé	PALI	<i>Paradromius linearis</i>	Indéterminé
ANDO	<i>Anchomenus dorsalis</i>	Ubiquiste	PAAL	<i>Paranchus albipes</i>	Indéterminé
ANBI	<i>Anisodactylus binotatus</i>	Lisière	PABS	<i>Paratachys bistriatus</i>	Indéterminé
ASFL	<i>Asaphidion flavipes</i>	Ubiquiste	PAMA	<i>Parophonus maculicornis</i>	Indéterminé
BABU	<i>Badister bullatus</i>	Ubiquiste	PELO	<i>Pedius longicollis</i>	Indéterminé
BAPE	<i>Badister peltatus</i>	Indéterminé	PHBI	<i>Philochthus biguttatus</i>	Ubiquiste
BASO	<i>Badister sodalis</i>	Indéterminé	PHIR	<i>Philochthus irricolor</i>	Ubiquiste
BAUN	<i>Badister unipustulatus</i>	Ubiquiste	PHLU	<i>Philochthus lunulatus</i>	Indéterminé
BEQU	<i>Bembidion</i>	Agricole	PHMA	<i>Philochthus mannerheimii</i>	Indéterminé
BETE	<i>Bembidion tetracolum</i>	Agricole	PHOB	<i>Phyla obtusa</i>	Agricole
BRCR	<i>Brachinus crepitans</i>	Indéterminé	PLLI	<i>Platynus livens</i>	Indéterminé
BREX	<i>Brachinus explodens</i>	Indéterminé	PTCU	<i>Poecilus cupreus</i>	Agricole
BRSC	<i>Brachinus sclopeta</i>	Agricole	PTKU	<i>Poecilus kugelanni</i>	Indéterminé
BRHA	<i>Bradycellus harpalinus</i>	Indéterminé	PTVE	<i>Poecilus vernalis</i>	Lisière
BRVE	<i>Bradycellus verbasci</i>	Indéterminé	PTVR	<i>Poecilus versicolor</i>	Lisière
CAER	<i>Calathus eratus</i>	Indéterminé	POBI	<i>Porotachys bisulcatus</i>	Indéterminé
CAFU	<i>Calathus fuscipes</i>	Lisière	PSRU	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Ubiquiste
CAME	<i>Calathus gr.</i>	Indéterminé	PTAN	<i>Pterostichus anthracinus</i>	Indéterminé
CALU	<i>Calathus luctuosus</i>	Indéterminé	PTCR	<i>Pterostichus cristatus</i>	Indéterminé
CARO	<i>Calathus rotundicollis</i>	Indéterminé	PTDI	<i>Pterostichus diligens</i>	Indéterminé
CAAU	<i>Carabus auratus</i>	Lisière	PTMA	<i>Pterostichus madidus</i>	Lisière

CAAS	<i>Carabus auronitens</i>	Forêt	PTME	<i>Pterostichus melanarius</i>	Agricole
CACO	<i>Carabus coriaceus</i>	Forêt	PTMS	<i>Pterostichus</i>	Indéterminé
CAGR	<i>Carabus granulatus</i>	Lisière	PTNI	<i>Pterostichus niger</i>	Forêt
CAIN	<i>Carabus intricatus</i>	Forêt	PTNG	<i>Pterostichus nigrata</i>	Indéterminé
CANE	<i>Carabus nemoralis</i>	Lisière	PTOV	<i>Pterostichus ovoideus</i>	Indéterminé
CAPR	<i>Carabus problematicus</i>	Forêt	PTST	<i>Pterostichus strenuus</i>	Lisière
CAPU	<i>Carabus violaceus</i>	Lisière	PTVN	<i>Pterostichus vernalis</i>	Agricole
CHNI	<i>Chlaenius nigricornis</i>	Indéterminé	SCOB	<i>Scybalicus obscuroguttatus</i>	Indéterminé
CLFO	<i>Clivina fossor</i>	Indéterminé	SESI	<i>Semiphonus signaticornis</i>	Indéterminé
CYCA	<i>Cychrus caraboïdes</i>	Indéterminé	STSK	<i>Stenolophus skrimshiranus</i>	Indéterminé
DEAT	<i>Demetrias atricapillus</i>	Indéterminé	STTE	<i>Stenolophus teutonius</i>	Indéterminé
DIGE	<i>Diachromus germanus</i>	Indéterminé	STPU	<i>Stomis pumicatus</i>	Indéterminé
DRQU	<i>Dromius quadrimaculatus</i>	Indéterminé	SYFO	<i>Syntomus foveatus</i>	Indéterminé
DRDE	<i>Drypta dentata</i>	Agricole	SYOB	<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	Ubiquiste
ELRI	<i>Elaphrus riparius</i>	Forêt	SYTR	<i>Syntomus truncatellus</i>	Indéterminé
HAAF	<i>Harpalus affinis</i>	Ubiquiste	SYVI	<i>Synuchus vivalis</i>	Lisière
HAAT	<i>Harpalus atratus</i>	Indéterminé	TRMI	<i>Trechoblemus micros</i>	Indéterminé
HAAS	<i>Harpalus attenuatus</i>	Indéterminé	TRQU	<i>Trechus quadristriatus</i>	Indéterminé
HAFL	<i>Harpalus flavescens</i>	Indéterminé	TROB	<i>Trechus obtusus</i>	Indéterminé
HALA	<i>Harpalus latus</i>	Indéterminé	TRRU	<i>Trechus rubens</i>	Indéterminé
HARU	<i>Harpalus rubripes</i>	Ubiquiste	ZATE	<i>Zabrus tenebrioides</i>	Agricole
HASM	<i>Harpalus smaragdinus</i>	Indéterminé			

Annexe 6

Liste des espèces inféodées à un site par système agricole établie par la méthode « Indicator value ». En rose, agrosystème cultivé conventionnel ; en violet, agrosystème cultivé biologique ; en vert, agrosystème prairial

Espèces	Léguer	Elorn	Oust Aval	Lamballe	Loudéac	P.Fougères	Indval	Ecotype
<i>Carabus auronitens</i>	x						0.338***	Forestier
<i>Leistus fulvibarbis</i>	x						0.327***	Lisière
<i>Trechus rubens</i>	x						0.402***	Indéterminé
<i>Syntomus foveatus</i>	x						0.338***	Indéterminé
<i>Amara Familiaris</i>	x						0.334***	Ubiquiste
<i>Calathus gr.melanocephalus</i>	x						0.239**	Ubiquiste
<i>Acupalpus dubius</i>	x						0.162*	Ubiquiste
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>		x					0.564***	Agricole
<i>Notiophilus rufipes</i>		x					0.343***	Forestier
<i>Panageus bipustulatus</i>		x					0.388***	Lisière
<i>Poecilus versicolor</i>		x					0.159*	Lisière
<i>Agonum viduum</i>		x					0.766***	Indéterminé
<i>Parophonus maculicornis</i>		x					0.613***	Indéterminé
<i>Microlestes maurus</i>		x					0.548***	Indéterminé
<i>Ophonus subquadratus</i>		x					0.435***	Indéterminé
<i>Stomis pumicatus</i>		x					0.414***	Indéterminé
<i>Paradromius linearis</i>		x					0.407***	Indéterminé
<i>Syntomus truncatellus</i>		x					0.316***	Indéterminé
<i>Pedius longicollis</i>		x					0.279***	Indéterminé
<i>Philochtus mannerheimii</i>		x					0.258***	Indéterminé
<i>Amara eurynota</i>		x					0.236**	Indéterminé
<i>Diachromus germanus</i>		x					0.233***	Indéterminé
<i>Amara communis</i>		x					0.224***	Indéterminé
<i>Amara montivaga</i>		x					0.211**	Indéterminé
<i>Philochthus biguttatus</i>		x					0.612***	Ubiquiste
<i>Amara lunicollis</i>		x					0.510***	Ubiquiste
<i>Philochthus irricolor</i>		x					0.365***	Ubiquiste
<i>Harpalus latus</i>				x			0.16*	Indéterminé
<i>Microlestes minutulus</i>					x		0.427***	Indéterminé
<i>Pterostichus anthracinus</i>					x		0.192**	Indéterminé
<i>Amara plebeja</i>					x		0.294***	Ubiquiste
<i>Brachinus sclopetata</i>						x	0.233**	Agricole
<i>Carabus problematicus</i>						x	0.149*	Forestier
<i>Anisodactylus binotatus</i>						x	0.292***	Lisière
<i>Notiophilus palustris</i>						x	0.192*	Lisière
<i>Agonum muelleri</i>						x	0.501***	Ubiquiste
<i>Amara similata</i>						x	0.314***	Ubiquiste
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	x						0.294*	Agricole
<i>Pterostichus melanarius</i>	x						0.453**	Agricole

<i>Demetrias atricapillus</i>	x						0.417***	Agricole
<i>Metallina lampros</i>	x						0.666***	Agricole
<i>Bembidion tetracolum</i>	x						0.408**	Agricole
<i>Abax parallelepipedus</i>	x						0.624***	Forestier
<i>Pterostichus strenuus</i>	x						0.377**	Lisière
<i>Carabus violaceus purpur.</i>	x						0.337*	Lisière
<i>Poecilus versicolor</i>	x						0.304*	Lisière
<i>Acupalpus dubius</i>	x						0501***	Indéterminé
<i>Trechus quadristriatus</i>	x						0.437*	Indéterminé
<i>Trechus rubens</i>	x						0.427**	Indéterminé
<i>Amara communis</i>	x						0.297*	Indéterminé
<i>Stomis pumicatus</i>	x						0.311*	Indéterminé
<i>Poecilus kugelanni</i>	x						0.315*	Indéterminé
<i>Agonum muelleri</i>	x						0.682***	Ubiquiste
<i>Asaphidion flavipes</i>	x						0.498**	Ubiquiste
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	x						0.598***	Ubiquiste
<i>Nebria salina</i>			x				0.397*	Agricole
<i>Notiophilus rufipes</i>			x				0.288*	Forestier
<i>Carabus nemoralis</i>			x				0.374*	Lisière
<i>Amara similata</i>			x				0.287*	Ubiquiste
<i>Pterostichus melanarius</i>	x						0.426***	Agricole
<i>Metallina properans</i>	x						0.279*	Agricole
<i>Carabus auronitens</i>	x						0.401***	Forestier
<i>Pterostichus strenus</i>	x						0.445***	Lisière
<i>Poecilus vernalis</i>	x						0.372**	Lisière
<i>Poecilus versicolor</i>	x						0.318*	Lisière
<i>Pterostichus nigrita</i>	x						0.357**	Indéterminé
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	x						0.298**	Indéterminé
<i>Abax parallelepipedus</i>	x						0.4**	Forestier
<i>Carabus intricatus</i>	x						0.311*	Forestier
<i>Nothiophilus quadripunctatus</i>		x					0.477***	Agricole
<i>Parophonus maculicornis</i>		x					0.735***	Indéterminé
<i>Agonum viduum</i>		x					0.609***	Indéterminé
<i>Stomis pumicatus</i>		x					0.532***	Indéterminé
<i>Philochtus mannerheimii</i>		x					0.447***	Indéterminé
<i>Ophonus subquadratus</i>		x					0.443***	Indéterminé
<i>Pedius longicollis</i>		x					0.352**	Indéterminé
<i>Philochtus biguttatus</i>		x					0.494***	Ubiquiste
<i>Amara aena</i>		x					0.458***	Ubiquiste
<i>Microlestes maurus</i>		x					0.432***	Indéterminé
<i>Philichthus irricolor</i>		x					0.342**	Ubiquiste
<i>Nebria salina</i>			x				0.317**	Agricole
<i>Anchomenus dorsalis</i>			x				0.487***	Ubiquiste
<i>Amara similata</i>			x				0.493***	Ubiquiste
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>			x				0.415***	Ubiquiste
<i>Carabus nemoralis</i>			x				0.395**	Lisière

Annexe 7

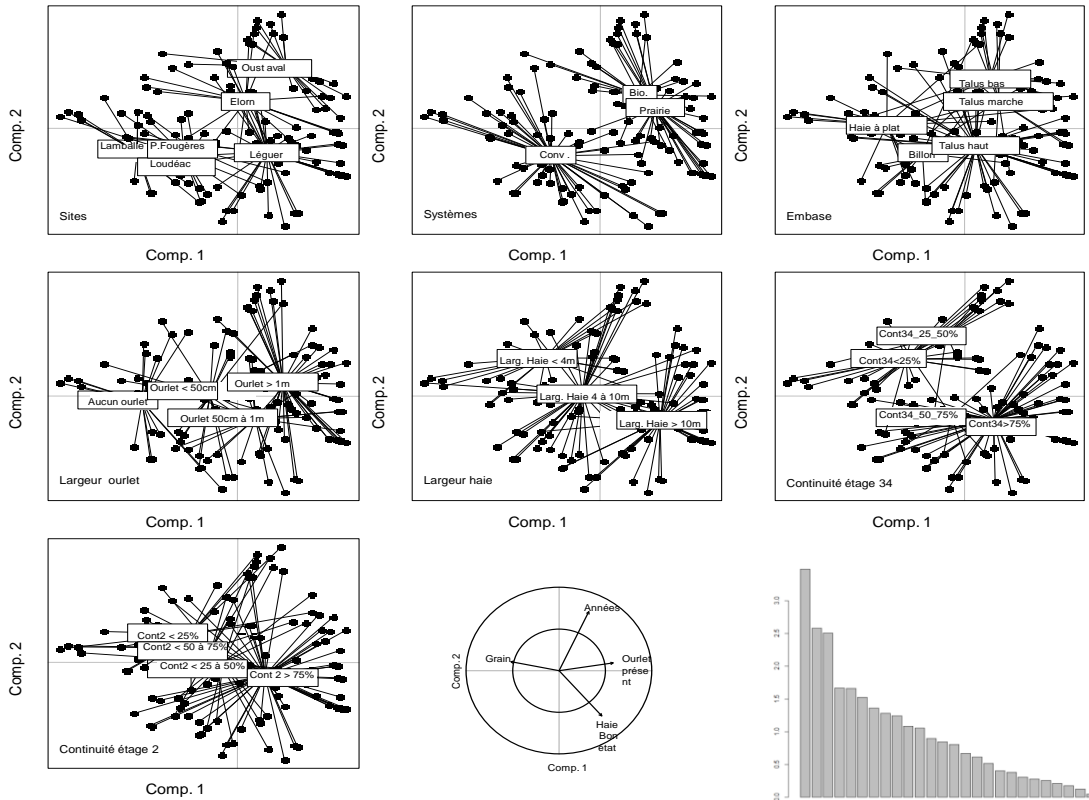
Liste des espèces inféodées à un système agricole sur le bassin versant du Léguer établie par la méthode « Indicator value » (Indval).

Espèces	S.conventionnel	S.biologique	S.prairial	Indval	Ecotype
<i>Metallina properans</i>	x			0.925***	Agricole
<i>Acupalpus meridianus</i>	x			0.713**	Agricole
<i>Nebria salina</i>	x			0.763**	Agricole
<i>Phyla obtusa</i>	x			0.839*	Agricole
<i>Notiophilus rufipes</i>	x			0.480*	Forestier
<i>Calathus gr.melanocephalus</i>	x			0.582*	Indeterminé
<i>Leistus fulvibarbis</i>	x			0.793***	Lisière
<i>Amara familiaris</i>	x			0.846**	Ubiquiste
<i>Amara similata</i>	x			0.605*	Ubiquiste
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>		x		0.577**	Agricole
<i>Stomis pumicatus</i>		x		0.816***	Indeterminé
<i>Poecilus kugelanni</i>		x		0.707***	Indeterminé
<i>Pterostichus vernalis</i>		x		0.718**	Lisière
<i>Ophonus gr.puncticeps</i>		x		0.693**	Lisière
<i>Notiophilus palustris</i>		x		0.715***	Ubiquiste
<i>Poecilus vernalis</i>			x	0.791***	Agricole
<i>Pterostichus nigrita</i>			x	0.707**	Indeterminé
<i>Pterostichus anthracinus</i>			x	0.559**	Indeterminé
<i>Carabus granulatus</i>			x	0.612**	Lisière
<i>Loricera pilicornis</i>	x	x		0.949***	Agricole
<i>Demetrias atricapilus</i>	x	x		0.767*	Agricole
<i>Trechus rubens</i>	x	x		0.849***	Indeterminé
<i>Trechus quadristriatus</i>	x	x		0.797**	Indeterminé
<i>Syntomus foveatus</i>	x	x		0.663*	Indeterminé
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	x	x		0.923**	Ubiquiste
<i>Anchomenus dorsalis</i>	x	x		0.905***	Ubiquiste
<i>Agonum muelleri</i>	x	x		0.872***	Ubiquiste
<i>Asaphidion flavipes</i>	x	x		0.843***	Ubiquiste
<i>Syntomus obscuruguttatus</i>	x	x		0.721**	Ubiquiste
<i>Carabus auronitens</i>	x		x	0.643*	Forestier
<i>Agonum afrum</i>	x		x	0.719*	Lisière

Annexe 8

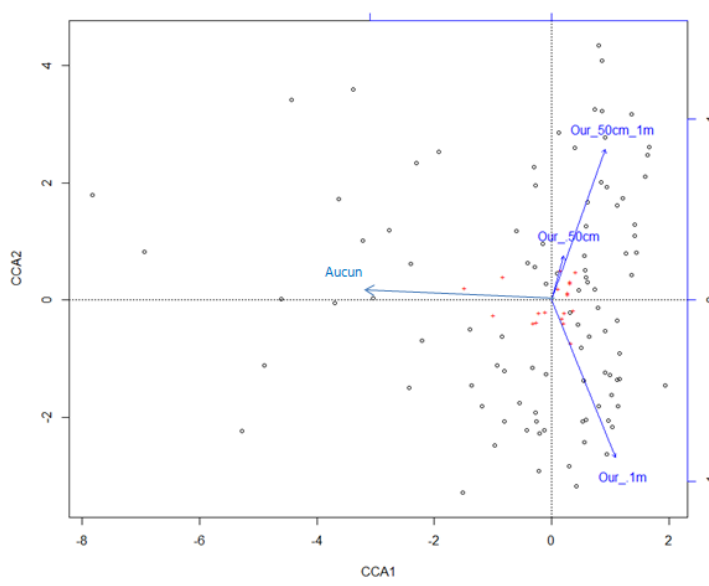
Cercle de corrélation des variables quantitatives

et graphes des variables qualitatives issues de l'analyse mixte AMix

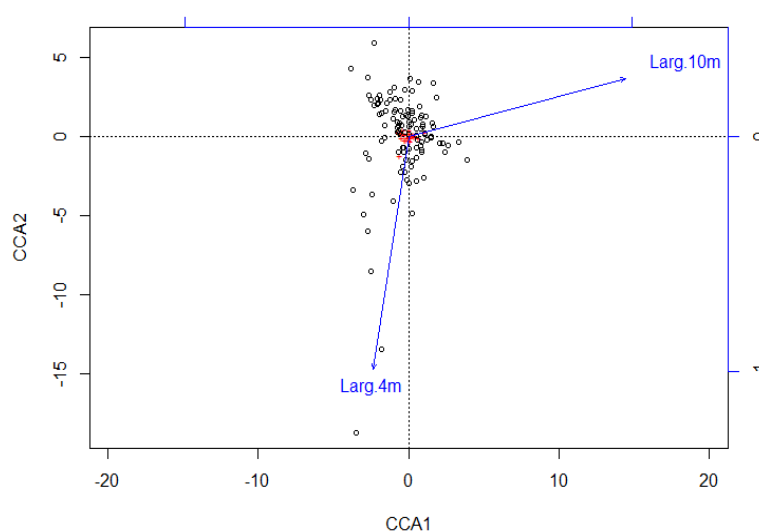


Annexe 11

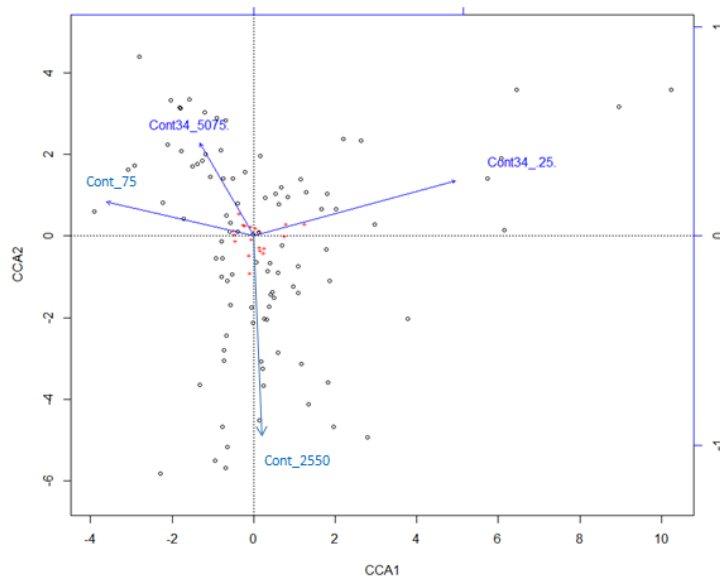
Tests ACC mettant en relation l'ensemble des peuplements carabiques forestiers (sites) des écocomplexes (lignes A,C et D et des haies (lignes A et C), tous agrosystèmes confondus, avec les variables descriptives de la haie (critères PGDH)



Graph 1 : représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données des **peuplements carabiques forestiers de la haie (lignes A, C) de tous les systèmes agricoles cumulés sur la variable « largeur de l'ourlet »**. Le modèle est significatif ($p = 0.004$). Les variables « Our_50cm_1m = ourlet d'une largeur de 50 cm à 1 m » ($p = 0.001$) et « Our_1m = ourlet d'une largeur >1m » ($p = 0.041$) sont significatives (effet positif). Légende : voir figure 18)



Graph 2 : représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données des **peuplements carabiques forestiers en écoComplexe (lignes A, C et D) de tous les systèmes agricoles cumulés sur la variable « largeur de la haie »**. Le modèle est significatif au seuil de 10% ($p = 0.054$). La variable « Larg.10m = largeur de la haie >10m » est significative ($p = 0.009$), (effet positif). Légende : voir figure 18).

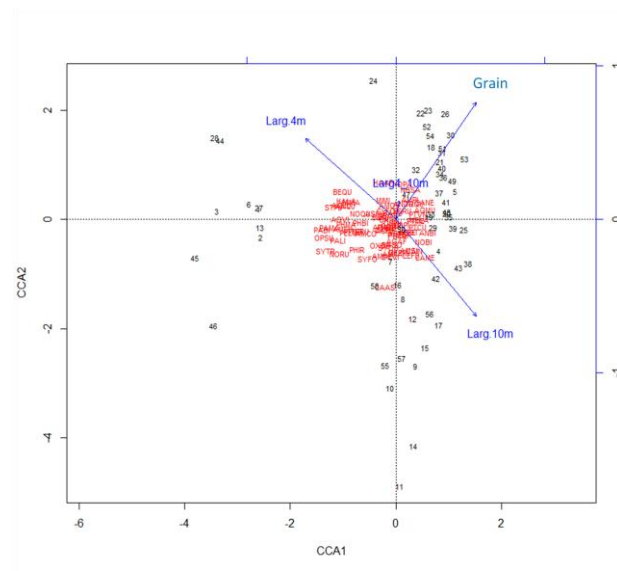


Graph 3 : représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données des **peuplements carabiques forestiers de la haie (lignes A, C) de tous les systèmes agricoles cumulés** sur la variable « Continuité des étages 3 et 4 ». Le modèle est significatif ($p = 0.081$) au seuil de 10%. La variable « Cont34_25 = Continuité des étages 3 et 4 < 25% », ($p = 0.049$) est significative (effet négatif). Légende : voir figure 18)

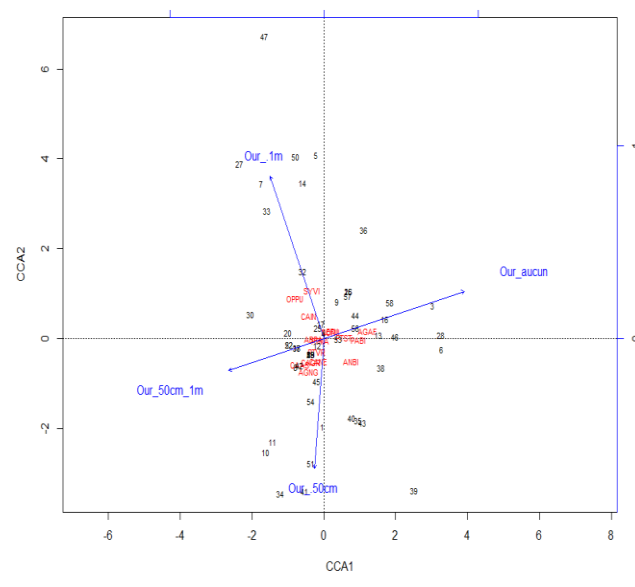
Annexe 12

Tests ACC mettant en relation les peuplements carabiques (sites) des écocomplexes (lignes A,C et D et des haies (lignes A et C), par système agricole, avec les variables descriptives de la haie (critères PGDH

En agrosystème conventionnel

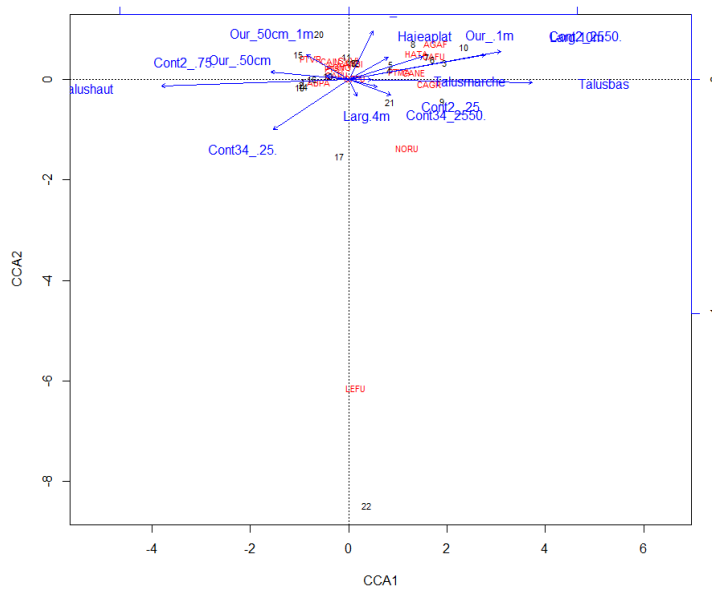


Graph 1 : représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données de l'ensemble du peuplement de l'écocomplexe (lignes A, C et D), en agrosystème conventionnel sur les variables « Grain bocager + Largeur de haie ». Le modèle est significatif ($p = 0.032$). Les variables « Grain bocager », ($p = 0.03$) et « Larg.10m = Largeur de haie > 10m », ($p = 0.008$) sont significatives. Légende : voir figure 18)



Graph 2 : représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données de l'ensemble du peuplement de la haie (lignes A et C), en agrosystème conventionnel sur la variable « Largeur de l'ourlet ». Le modèle est significatif ($p = 0.03$). La variable « Our_50cm_1m = Largeur d'ourlet entre 50 cm et 1 m », ($p = 0.046$) est significative. Légende : voir figure 18)

En agrosystème biologique



Graph 3 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données du peuplement forestier de l'éco-complexe (lignes A, C et D), en agrosystème biologique sur les variables « Embase + Largeur de l'ourlet + Continuité de l'étage 2 + Continuité des étages 3 et 4 ». Le modèle est significatif ($p = 0.04$). Les variables « talus bas », ($p = 0.001$), « Our_50cm_1m = Largeur de l'ourlet entre 50cm et 1m », ($p = 0.003$) et « Cont34_75 = Continuité des étages 3 et 4 > 75% », ($p = 0.027$) sont significatives. Légende : voir figure 18)

Annexe 13

Liste des espèces herbacées et d'arbrisseaux identifiées dans les étages 1 et 2 (Momont, 2019)

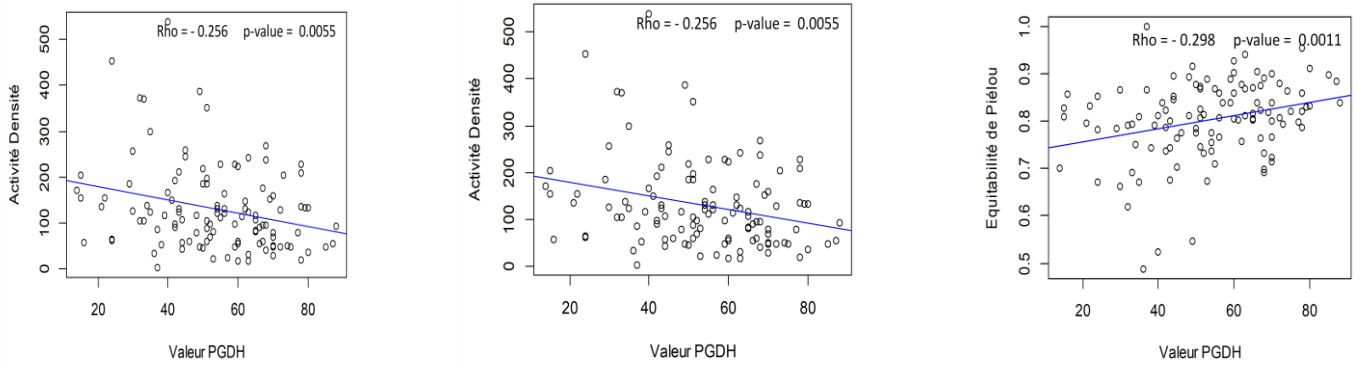
nom latin	nom vernaculaire	code	groupe	nom latin	nom vernaculaire	code	groupe
<i>Achillea millefolium</i>	Achillée millefeuille	Ach.mil	prairial	<i>Jasione montana</i>	Jasione des montagnes	Jas.mon	lisiere
<i>Aethusa cynapium</i>	Petite ciguë	Aet.cyn	friche	<i>Juncus acutiflorus</i>	Jonc à tépales aigus	Jun.acu	zone humide
<i>Agrostis canina</i>	Agrostide des chiens	Agr.can	prairial	<i>Juncus bufonius</i>	Jonc des crapauds	Jun.buf	friche
<i>Agrostis capillaris</i>	Agrostide commune	Agr.cap	prairial	<i>Juncus effusus</i>	Jonc épars	Jun.eff	zone humide
<i>Agrostis gigantea</i>	Agrostide géante	Agr.gig	lisiere	<i>Juncus x kernreichgeltii</i>	Jonc de Kernreichgeltii	Jun.ker	zone humide
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agrostide stolonifère	Agr.sto	prairial	<i>Kickxia elatine</i>	Linaire élatine	Kic.ela	friche
<i>Agrostis x murbeckii</i>	Agrostide de Murbeck	Agr.mur	prairial	<i>Lactuca virosa</i>	Laitue vireuse	Lac.vir	friche
<i>Aira caryophylla</i>	Canche caryophyllée	Air.car	prairial	<i>Lamium galeobdolon</i>	Lamier jaune	Lam.gal	forestier
<i>Ajuga reptans</i>	Bugle rampante	Aju.rep	forestier	<i>Lamium purpureum</i>	Lamier pourpre	Lam.pur	friche
<i>Allium ursinum</i>	Ail des ours	All.urs	forestier	<i>Lapsana communis</i>	Lampsane commune	Lap.com	friche
<i>Anemone nemorosa</i>	Anémone sylvie	Ane.nem	lisiere	<i>Lathyrus pratensis</i>	Gesse des prés	Lat.pra	lisiere
<i>Angelica sylvestris</i>	Angélique des bois	Ang.syl	forestier	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Marguerite	Leu.vul	prairial
<i>Anisantha diandra</i>	Brome à deux étamines	Ani.dia	friche	<i>Linaria repens</i>	Linaire rampante	Lin.rep	friche
<i>Anisantha sterilis</i>	Brome stérile	Ani.ste	friche	<i>Lipandra polysperma</i>	Chenopodium polyspermum	Lip.pol	friche
<i>Anthemis cotula</i>	Anthémis fétide	Ant.cot	friche	<i>Lolium multiflorum</i>	Ray-grass d'Italie	Lol.mul	friche
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Flouve odorante	Ant.odo	prairial	<i>Lolium perenne</i>	Ray-grass anglais	Lol.per	prairial
<i>Aphanes arvensis</i>	Alchémille des champs	Aph.arv	friche	<i>Lolium x boucheanum</i>	Ray-grass hybride	Lol.bou	prairial
<i>Aphanes microcarpa</i>	Alchémille oubliée	Aph.mic	friche	<i>Lonicera periclymenum</i>	Chèvrefeuille des bois	Lon.per	lisiere
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Arabette des dames	Ara.tha	friche	<i>Lotus pedunculatus</i>	Lotier des marais	Lot.ped	zone humide
<i>Argentina anserina</i>	Potentille ansérine	Arg.ans	prairial	<i>Luzula campestris</i>	Luzule champêtre	Luz.cam	prairial
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Fromental	Arr.ela	prairial	<i>Luzula multiflora</i>	Luzule multiflore	Luz.mul	prairial
<i>Arum italicum</i>	Arum d'Italie	Aru.ita	forestier	<i>Lysimachia arvensis</i>	Mouron rouge	Lys.arv	friche
<i>Arum maculatum</i>	Arum tacheté	Aru.mac	forestier	<i>Lysimachia nemorum</i>	Lysimaque des bois	Lys.nem	forestier
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	Asplénium noir	Asp.adi	rocher	<i>Malva moschata</i>	Mauve musquée	Mal.mos	prairial
<i>Asplenium scolopendrium</i>	Scolopendre	Asp.sco	forestier	<i>Mercurialis annua</i>	Mercuriale annuelle	Mer.ann	friche
<i>Athyrium filix-femina</i>	Fougère femelle	Ath.fil	forestier	<i>Mercurialis perennis</i>	Mercuriale pérenne	Mer.per	forestier
<i>Atriplex patula</i>	Arroche étalée	Atr.pat	friche	<i>Moehringia trinervia</i>	Méringie trinerviée	Moe.tri	forestier
<i>Avena barbata</i>	Avoine pubescente	Ave.bar	friche	<i>Molinia caerulea</i>	Molinie bleue	Mol.cae	lande
<i>Avena fatua</i>	Folle avoine	Ave.fat	friche	<i>Myosotis arvensis</i>	Myosotis des champs	Myo.arv	friche
<i>Avena sativa</i>	Avoine cultivée	Ave.sat	friche	<i>Myosotis discolor</i>	Myosotis bicolore	Myo.dis	lisiere
<i>Barbarea intermedia</i>	Barbarée intermédiaire	Bar.int	friche	<i>Oenanthe crocata</i>	Oenanthe safranée	Oen.cro	zone humide
<i>Barbarea verna</i>	Cresson de terre	Bar.ver	friche	<i>Orchis mascula</i>	Orchis mâle	Orc.mas	forestier
<i>Bellis perennis</i>	Pâquerette	Bel.per	prairial	<i>Osmunda regalis</i>	Osmonde royale	Osm.reg	zone humide
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Brachypode des bois	Bra.syl	forestier	<i>Oxalis corniculata</i>	Oxalide corniculée	Oxa.cor	friche
<i>Brassica napus</i>	Colza	Bra.nap	friche	<i>Oxalis sp</i>	Oxalide	Oxa.sp	friche
<i>Briza minor</i>	Petite amourette	Bri.min	friche	<i>Oxalis stricta</i>	Oxalide d'Europe	Oxa.str	friche
<i>Bromus hordeaceus</i>	Brome mou	Bro.hor	prairial	<i>Papaver rhoeas</i>	Coquelicot	Pap.rho	friche
<i>Bromus secalinus</i>	Brome faux-seigle	Bro.sec	friche	<i>Persicaria hydropiper</i>	Renouée Poivre d'eau	Per.hyd	zone humide
<i>Bryonia cretica</i>	Bryone dioïque	Bry.cre	lisiere	<i>Persicaria lapathifolia</i>	Renouée à feuilles d'oseille	Per.lap	friche
<i>Calluna vulgaris</i>	Callune	Cal.vul	lande	<i>Persicaria maculosa</i>	Renouée persicaire	Per.mac	friche
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Capselle bourse-à-pasteur	Cap.bur	friche	<i>Persicaria sp</i>	Renouée	Per.sp	friche

nom latin	nom vernaculaire	code	groupe	nom latin	nom vernaculaire	code	groupe
<i>Cardamine hirsuta</i>	Cardamine hirsute	Car.hir	friche	<i>Plantago lanceolata</i>	Plantain lancéolé	Pla.lan	prairial
<i>Carex binervis</i>	Laïche à deux nervures	Car.bin	lande	<i>Plantago major</i>	Grand plantain	Pla.maj	friche
<i>Carex pairae</i>	Laïche de Paira	Car.pai	lisiere	<i>Poa annua</i>	Pâturin annuel	Poa.ann	friche
<i>Carex pilulifera</i>	Laïche à pilules	Car.pil	prairial	<i>Poa trivialis</i>	Pâturin commun	Poa.tri	prairial
<i>Centaurea decipiens</i>	Centaurée tardive	Cen.dec	prairial	<i>Polygonatum multiflorum</i>	Sceau de Salomon multiflore	Pol.mul	forestier
<i>Cerastium fontanum</i>	Céraïste commun	Cer.fon	prairial	<i>Polygonum aviculare</i>	Renouée des oiseaux	Pol.avi	friche
<i>Cerastium glomeratum</i>	Céraïste aggloméré	Cer.glo	friche	<i>Polypodium interjectum</i>	Polypode intermédiaire	Pol.int	lisiere
<i>Ceratocapnos claviculata</i>	Corydalis grimpant	Cer.cla	rocher	<i>Polypodium vulgare</i>	Polypode commun	Pol.vul	forestier
<i>Ceratochloa cathartica</i>	Brome cathartique	Cer.cat	friche	<i>Polystichum setiferum</i>	Polystic à frondes soyeuses	Pol.set	forestier
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Cerfeuil penché	Cha.tem	forestier	<i>Potentilla erecta</i>	Potentille dressée	Pot.ere	prairial
<i>Chamomilla recutita</i>	Camomille sauvage	Cha.rec	friche	<i>Potentilla reptans</i>	Potentille rampante	Pot.rep	prairial
<i>Chenopodium album</i>	Chénopode blanc	Che.alb	friche	<i>Potentilla sterilis</i>	Potentille faux fraisier	Pot.ste	lisiere
<i>Cirsium arvense</i>	Cirse des champs	Cir.arv	friche	<i>Potentilla x suberecta</i>	Potentille subdressée	Pot.sub	prairial
<i>Cirsium palustre</i>	Cirse des marais	Cir.pal	prairial	<i>Primula vulgaris</i>	Primevère commune	Pri.vul	forestier
<i>Cirsium vulgare</i>	Cirse commun	Cir.vul	friche	<i>Prunella vulgaris</i>	Brunelle commune	Pru.vul	prairial
<i>Clinopodium vulgare</i>	Clinopodium vulgare	Cli.vul	lisiere	<i>Pteridium aquilinum</i>	Fougère-aigle	Pte.aqu	lisiere
<i>Coincya cheiranthos</i>	Chou giroflé	Coi.che	friche	<i>Ranunculus acris</i>	Renoncule âcre	Ran.acr	prairial
<i>Conopodium majus</i>	Conopode dénudé	Con.maj	lisiere	<i>Ranunculus repens</i>	Renoncule rampante	Ran.rep	friche
<i>Convolvulus arvensis</i>	Liseron des champs	Con.arv	friche	<i>Raphanus raphanistrum</i>	Ravenelle	Rap.rap	friche
<i>Convolvulus sepium</i>	Liseron des haies	Con.sep	prairial	<i>Rubus sp</i>	Ronce	Rub.sp	lisiere
<i>Crepis capillaris</i>	Crépe de capillaire	Cre.cap	friche	<i>Rumex acetosa</i>	Oseille commune	Rum.ace	prairial
<i>Cruciata laevipes</i>	Gaillet croisette	Cru.lae	lisiere	<i>Rumex conglomeratus</i>	Oseille agglomérée	Rum.con	prairial
<i>Cynosurus cristatus</i>	Crételle des prés	Cyn.cri	prairial	<i>Rumex crispus</i>	Oseille crépue	Rum.cri	prairial
<i>Cytisus scoparius</i>	Genêt à balais	Cyt.sco	lande	<i>Rumex obtusifolius</i>	Patience à feuilles obtuses	Rum.obt	friche
<i>Dactylis glomerata</i>	Dactyle aggloméré	Dac.glo	prairial	<i>Rumex sanguineus</i>	Oseille sanguine	Rum.san	forestier
<i>Danthonia decumbens</i>	Danthonie retombante	Dan.dec	prairial	<i>Rumex x pratensis</i>	Oseille des champs	Rum.pra	friche
<i>Daucus carota</i>	Carotte sauvage	Dau.car	friche	<i>Rumex x ruheri</i>	Rumex hybride	Rum.ruh	forestier
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Canche cespiteuse	Des.ces	prairial	<i>Ruscus aculeatus</i>	Fragon faux houx	Rus.acu	forestier
<i>Digitalis purpurea</i>	Digitale pourpre	Dig.pur	lisiere	<i>Schedonorus arundinaceus</i>	Fétuque élevée	Sch.aru	prairial
<i>Dioscorea communis</i>	Tamier commun	Dio.com	lisiere	<i>Scorzonera humilis</i>	Scorsonère des prés	Sco.hum	zone humide
<i>Dryopteris dilatata</i>	Dryoptéris dilaté	Dry.dil	forestier	<i>Scrophularia auriculata</i>	Scrofulaire à oreillettes	Scr.aur	zone humide
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Fougère mâle	Dry.fil	forestier	<i>Scrophularia nodosa</i>	Scrofulaire noueuse	Scr.nod	zone humide
<i>Elymus repens</i>	Chiendent officinal	Ely.rep	friche	<i>Scrophularia scorodonia</i>	Scrofulaire à feuilles de germandrée	Scr.sco	lisiere
<i>Epilobium ciliatum</i>	Épilobe cilié	Epi.cil	friche	<i>Senecio sylvaticus</i>	Séneçon des bois	Sen.syl	lisiere
<i>Epilobium hirsutum</i>	Épilobe à grandes fleurs	Epi.hir	lisiere	<i>Senecio vulgaris</i>	Séneçon commun	Sen.vul	friche
<i>Epilobium lanceolatum</i>	Épilobe lancéolé	Epi.lan	lisiere	<i>Sherardia arvensis</i>	Rubéole	She.arv	friche
<i>Epilobium montanum</i>	Épilobe des montagnes	Epi.mon	forestier	<i>Silene dioica</i>	Compagnon rouge	Sil.dio	lisiere
<i>Epilobium obscurum</i>	Épilobe foncé	Epi.obs	lisiere	<i>Silene latifolia</i>	Compagnon blanc	Sil.lat	friche
<i>Epilobium parviflorum</i>	Épilobe à petites fleurs	Epi.par	prairial	<i>Sinapis arvensis</i>	Moutarde des champs	Sin.arv	friche
<i>Epilobium sp</i>	Épilobe sp	Epi.sp	na	<i>Sisymbrium officinale</i>	Sisymbre officinal	Sis.off	friche
<i>Epilobium tetragonum</i>	Épilobe de Lamy	Epi.tet	prairial	<i>Solanum dulcamara</i>	Morelle douce-amère	Sol.dul	zone humide
<i>Epipactis helleborine</i>	Épipactis à larges feuilles	Epi.hel	lisiere	<i>Solanum nigrum</i>	Morelle noire	Sol.nig	friche
							...→

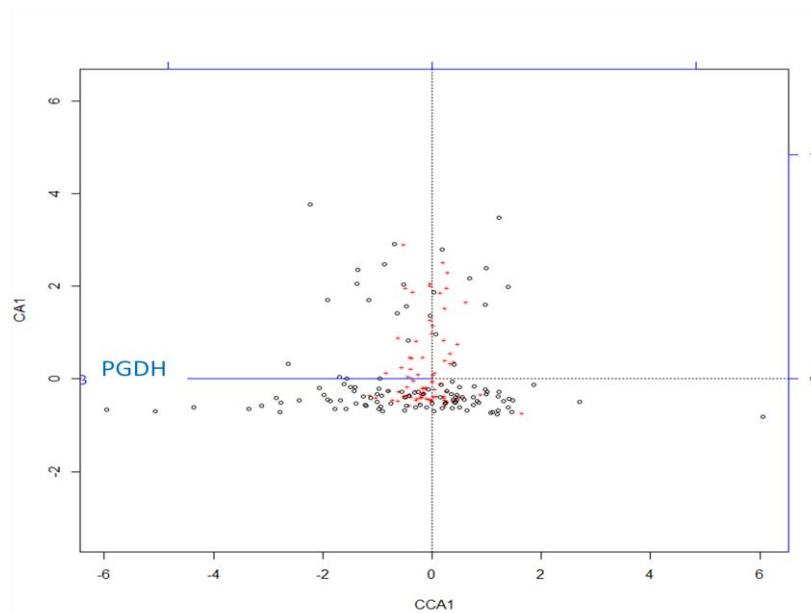
nom latin	nom vernaculaire	code	groupe	nom latin	nom vernaculaire	code	groupe
<i>Equisetum arvense</i>	Prêle des champs	Equ.arv	friche	<i>Sonchus arvensis</i>	Laiteron des champs	Son.arv	friche
<i>Erica cinerea</i>	Bruyère cendrée	Eri.cin	lande	<i>Sonchus asper</i>	Laiteron piquant	Son.asp	friche
<i>Erigeron floribundus</i>	Vergerette à fleurs nombreuses	Eri.flo	friche	<i>Sonchus oleraceus</i>	Laiteron maraîcher	Son.ole	friche
<i>Ervilia hirsuta</i>	Vesce hirsute	Erv.hir	friche	<i>Sonchus x hybridus</i>	Laiteron hybride	Son.hyb	friche
<i>Ervum tetraspermum</i>	Vesce à quatre graines	Erv.tet	friche	<i>Stachys arvensis</i>	Épiaire des champs	Sta.arv	friche
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eupatoire à feuilles de chanvre	Eup.can	lisiere	<i>Stachys officinalis</i>	Épiaire officinale	Sta.off	lisiere
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Euphorbe des bois	Eup.amy	forestier	<i>Stachys palustris</i>	Épiaire des marais	Sta.pal	zone humide
<i>Euphorbia peplus</i>	Ésule ronde	Eup.pep	friche	<i>Stachys sylvatica</i>	Épiaire des bois	Sta.syl	forestier
<i>Fallopia convolvulus</i>	Renouée faux liseron	Fal.con	friche	<i>Stachys x ambigua</i>	Épiaire ambiguë	Sta.amb	lisiere
<i>Festuca rubra</i>	Fétuque rouge	Fes.rub	prairial	<i>Stellaria graminea</i>	Stellaire graminée	Ste.gra	prairial
<i>Festuca sp</i>	Fétuque sp	Fes.sp	prairial	<i>Stellaria holostea</i>	Stellaire holostée	Ste.hol	lisiere
<i>Ficaria verna</i>	Ficaire	Fic.ver	forestier	<i>Stellaria media</i>	Stellaire intermédiaire	Ste.med	friche
<i>Filipendula ulmaria</i>	Reine-des-prés	Fil.ulm	lisiere	<i>Struthiopteris spicant</i>	Blechnum en épi	Str.spi	forestier
<i>Fumaria muralis</i>	Fumeterre des murailles	Fum.mur	friche	<i>Taraxacum sp</i>	Pissenlit	Tar.sp	prairial
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Galéopside à tige carrée	Gal.tet	lisiere	<i>Teucrium scorodonia</i>	Germandrée scorodoine	Teu.sco	lisiere
<i>Galium aparine</i>	Gaillet gratteron	Gal.apa	friche	<i>Torilis arvensis</i>	Torilis des champs	Tor.arv	lisiere
<i>Galium mollugo</i>	Caille-lait blanc	Gal.mol	lisiere	<i>Torilis japonica</i>	Torilis faux-cerfeuil	Tor.jap	lisiere
<i>Galium palustre</i>	Gaillet des marais	Gal.pal	zone humide	<i>Trifolium dubium</i>	Trèfle douteux	Tri.dub	prairial
<i>Galium saxatile</i>	Gaillet du Harz	Gal.sax	lande	<i>Trifolium incarnatum</i>	Trèfle incarnat	Tri.inc	friche
<i>Geranium dissectum</i>	Géranium à feuilles découpées	Ger.dis	friche	<i>Trifolium pratense</i>	Trèfle des prés	Tri.pra	prairial
<i>Geranium robertianum</i>	Géranium Herbe à Robert	Ger.rob	lisiere	<i>Trifolium repens</i>	Trèfle blanc	Tri.rep	prairial
<i>Geum urbanum</i>	Benoîte commune	Geu.urb	forestier	<i>Trifolium resupinatum</i>	Trèfle de Perse	Tri.res	friche
<i>Glebionis segetum</i>	Chrysanthème des blès	Gle.seg	friche	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Matricaria perforata	Tri.ino	friche
<i>Glechoma hederacea</i>	Lierre terrestre	Gle.hed	lisiere	<i>Triticum aestivum</i>	Blé tendre	Tri.aes	friche
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Gnaphale des mares	Gna.uli	lisiere	<i>Ulex europaeus</i>	Ajonc d'Europe	Ule.eur	lande
<i>Hedera helix</i>	Lierre grimpant	Hed.hel	forestier	<i>Ulex gallii</i>	Ajonc de Le Gall	Ule.gal	lande
<i>Helminthotheca echioides</i>	Picride fausse vipérine	Hel.ech	friche	<i>Umbilicus rupestris</i>	Nombriil de Vénus	Umb.rup	rocher
<i>Heraclium sphondylium</i>	Grande Berce	Her.sph	prairial	<i>Urtica dioica</i>	Grande ortie	Urt.dio	lisiere
<i>Holcus lanatus</i>	Houlque laineuse	Hol.lan	prairial	<i>Valeriana locusta</i>	Mâche	Val.loc	friche
<i>Holcus mollis</i>	Houlque molle	Hol.mol	forestier	<i>Veronica arvensis</i>	Véronique des champs	Ver.arv	friche
<i>Holcus x hybridus</i>	Houlque hybride	Hol.hyb	lisiere	<i>Veronica chamaedrys</i>	Véronique petit-chêne	Ver.cha	lisiere
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Jacinthe des bois	Hya.non	forestier	<i>Veronica hederifolia</i>	Véronique à feuilles de lierre	Ver.hed	lisiere
<i>Hypericum humifusum</i>	Millepertuis couché	Hyp.hum	friche	<i>Veronica persica</i>	Véronique de Perse	Ver.per	friche
<i>Hypericum perforatum</i>	Millepertuis perforé	Hyp.per	friche	<i>Veronica serpyllifolia</i>	Véronique à feuilles de serpolet	Ver.ser	prairial
<i>Hypericum pulchrum</i>	Millepertuis élégant	Hyp.pul	lisiere	<i>Vicia angustifolia</i>	Vesce commune	Vic.ang	friche
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Millepertuis à quatre ailes	Hyp.tet	zone humide	<i>Vicia cracca</i>	Vesce de Cracovie	Vic.cra	friche
<i>Hypochaeris radicata</i>	Porcelle enracinée	Hyp.rad	friche	<i>Vicia sativa</i>	Vesce commune	Vic.sat	friche
<i>Ilex aquifolium</i>	Houx	Ile.aqu	forestier	<i>Vicia segetalis</i>	Vesce des moissons	Vic.seg	friche
<i>Iris foetidissima</i>	Iris fétide	Iri.foe	lisiere	<i>Viola arvensis</i>	Pensée des champs	Vio.arv	friche
<i>Jacobaea vulgaris</i>	Séneçon de Jacob	Jac.vul	friche	<i>Viola riviniana</i>	Violette de Rivinus	Vio.riv	lisiere

Annexe 14

Tests de corrélation sur les indices de composition entre les valeurs PGDH et l'ensemble du peuplement carabique à l'échelle de l'écocomplexe (lignes A, C et D)



Grappe 1 : Graphes des corrélations (test de corrélation de Spearman) entre la richesse spécifique, l'activité-densité et l'équitabilité de l'ensemble du peuplement carabique dans les écocomplexes (lignes A, C et D) et les valeurs PGDH des 113 haies inventoriées.



Grappe 2 : Représentation graphique dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACC qui contraint la matrice des données de l'ensemble du peuplement de la haie (lignes A et C) sur les valeurs PGDH. Légende : voir figure 18)

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Mémoire présenté par David ROLLAND

pour l'obtention du Diplôme « Sciences de la Vie et de la Terre »

Évaluation de la biodiversité des paysages bocagers et validation d'outils de diagnostic

Le déclin mondial des espèces particulièrement dans les espaces agricoles est la conséquence de multiples facteurs. La destruction et la fragmentation des habitats naturels sont reconnues pour être les principales causes de raréfaction de nombreuses espèces. Les territoires bocagers et les haies qui les composent, en tant qu'habitats et corridors de déplacement, diversifient les compositions floristiques et faunistiques. Elles permettent aux espèces forestières ou liées à l'arbre ou à la présence d'ombre et d'un peu d'humidité d'exister dans la matrice agricole. Afin d'évaluer les conséquences des modalités d'entretien et de la gestion sylvicole sur les espèces et afin de répondre à l'exploitation croissante des arbres bocagers pour alimenter la filière de production de bois « énergie », la Communauté d'Agglomération de Lannion, la Fédération des Chasseurs des Côtes d'Armor et l'INRA UMR BAGAP de Rennes se sont associés pour mener un programme régional d'une durée de 4 ans. Il a pour objectif de : (i), donner un caractère durable au plan de gestion des haies établi sur les exploitations agricoles en y intégrant un module « biodiversité » ; (ii), évaluer la fonctionnalité des bocages pour les espèces forestières, en tenant compte des systèmes agricoles et de la qualité des haies ; (iii), valider des outils de diagnostic paysager développés pour traduire la fonctionnalité écologique des bocages. Le taxon, bio-indicateur, utilisé pour mener ces analyses est celui des *Carabidae* (*Coleoptera*). L'échantillonnage s'est réalisé sur six territoires bretons dont le bassin versant du Léguer dans les Côtes d'Armor (22), initiateur de la démarche.

Les résultats obtenus ont permis de valider le Plan de Gestion Durable des Haies (PGDH) en utilisant neuf critères permettant, de manière indirecte, d'évaluer la capacité d'accueil des haies d'une exploitation. L'analyse des changements de composition des peuplements carabiques en fonction du paysage bocager, des systèmes agricoles (systèmes cultivés conventionnels ou biologiques ou système prairial) et de l'état de la haie (maintien d'une « ambiance forestière » ou non) a permis d'arriver aux conclusions suivantes: (i) la composition spécifique des carabes habitant les haies est, en grande partie structurée par les sites et les systèmes agricoles; (ii), le grain bocager (unité de mesure) structure les communautés carabiques et détermine les capacités d'accueil des espèces forestières dans les haies ; (iii), le maintien d'une « ambiance forestière » intrinsèque à la haie est favorable aux espèces qui en dépendent. Les trois conditions (Paysage, agrosystème, haie) sont complémentaires. Leurs diversités créent de l'hétérogénéité qui diversifie les peuplements.

L'ensemble de ces conclusions permet d'élaborer des préconisations de gestion durable du bocage et de la haie.

Mots clés : Paysages bocagers, Haies, Continuités écologiques, Capacité d'accueil, Biodiversité, Carabidés forestiers, Plan de Gestion Durable des Haies, Analyse Canonique des Correspondances.