

Université
Catholique
de Lille



Laboratoire
Écologie
et Biodiversité

École Doctorale
Sciences
de la Matière
du Rayonnement
et de
l'Environnement

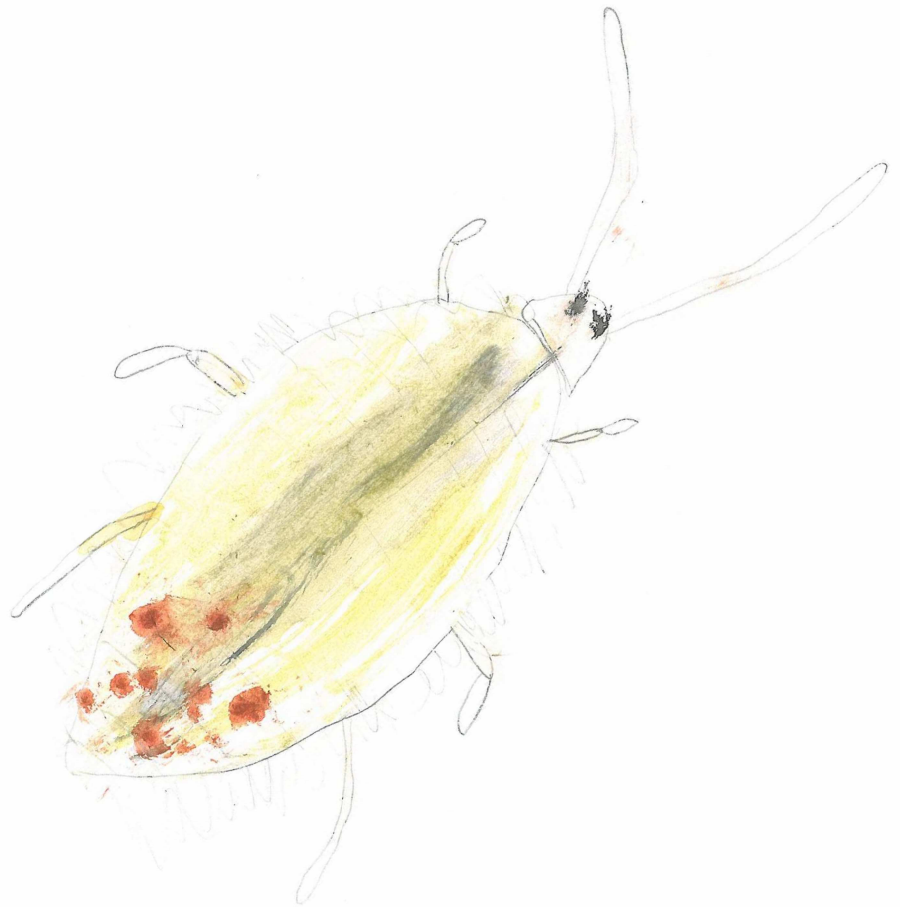


Thèse de Doctorat

Spécialité : Géosciences, Écologie, Paléontologie, Océanographie
présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'Université de Lille

Benoît VANHEE

Collemboles et terrils : la biodiversité post-industrielle



Thèse dirigée par
Alain LEPRETRE, Université de Lille I

Soutenue le 3 décembre 2015 devant le jury composé de :

Louis DEHARVENG, *Examineur*
Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris
Cédric DEVIGNE, *Co-Encadrant*
Université Catholique, Lille
André NEL, *Rapporteur*
Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris
Céline PERNIN, *Co-Encadrant*
Université de Lille I
Jean François PONGE, *Rapporteur*
Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris

Dessin de couverture : Entomobrya lanuginosa (Nicolet 1841) © Zoé Detervid—Vanhée

Résumé :

Collemboles et terrils, la biodiversité post-industrielle

Les terrils sont les témoins du passé industriel du bassin minier de la région Nord Pas de Calais. Ces amas de déchets de l'industrie minière ressemblent à des îles de schistes et de grés dans un océan limono-argileux. Le sol du terril présente une rupture paysagère et pédologique dans l'environnement du bassin minier. Non requalifiés, ces terrils offrent un modèle de colonisation naturelle pour la faune, la flore et la fonge. Nous avons choisi les communautés de collemboles comme modèle d'appropriation d'un biotope nouveau par la mésofaune du sol. Après avoir mis en évidence un processus d'assemblage de la communauté par niche écologique et non par dispersion stochastique, nous avons proposé un scénario adapté de la théorie des filtres pour la colonisation des terrils. Nous proposons une présentation des communautés de collemboles selon la méthode synusiale et mis en évidence 4 associations de milieux « naturels » dans le bassin minier : une association des milieux boisés *Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae*, une association de bocages *Frieseo truncatae Dicyrtometum fusci*, une association de prairies *Isotomo viridis Isotomuretum prasini* et une association de sols cultivés *Isotomo viridis Lepidocyrtetum cyanei*. La première phase de colonisation fait intervenir le groupe des espèces initiales fugitives sur les schistes nus. Cette première étape permet à des espèces rares dans l'environnement et des espèces exotiques de coloniser ces milieux hostiles. Une espèce nouvelle pour la science a été découverte et le statut d'une espèce endémique des Carpathes est remis en question. La deuxième étape intervient après un début de végétalisation et la communauté sur les terrils en friche présente des similitudes avec le bocage environnant. La troisième étape intervient sur des milieux boisés sur sols en cours de pédogénèse et fait intervenir des espèces locales de milieux similaires. L'abandon du terril conduit inévitablement à une banalisation des milieux. A la suite de cette étude de prospection, nous proposons aux maîtres d'ouvrages gestionnaires de terrils de maintenir cette mosaïque de milieux afin de préserver des espèces remarquables.

Abstract:

Springtails and coal tips, the post-industrial biodiversity

Coal tips are the indicators of the industrial past of the coal mining field of the Nord-Pas de Calais Region. This heap of waste of the coal mining look like islands of schists and sandstones in a limono-clayed ocean. The soil of the coal tip presents a landscaped and pedological break in the environment of the field. Besause of no reclamation, these coal tips offer a model of natural colonization for the fauna, the flora and the fonge. We chose sprintails communities as model of appropriation of a new biotope by the soil's mesofauna. Having highlighted a process of niche assembly perspective and not a dispersal assembly perspective, we proposed a scenario adapted from the theory of filters for the colonization of coal tips. We propose a synusial presentation of springtail's communities and describe 4 combinations of naturals field in the coal field, a combination of woodland *Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae*, a combination of bocage landscape *Frieseo truncatae Dicyrtometum fuscii*, a combination of meadow *Isotomo viridis Isotomuretum prasini* and a combination of agricultural crop *Isotomo viridis Lepidocyrtetum cyanei*. The first colonization phase with concern the naked schists. This first step allows rare species in the environment and exotic species to colonize these hostile area. A new species for science was discovered and the status of an endemic species of the The Carpathians is questioned. The second stage intervenes after the beginning of natural revegetation and the community on the uncultivated coal tips shows similarity with the surrounding bocage. The third stage on afforested soils in court of pedogenesis brings in local species of similar vegetal cover. The abandonment of the coal tip drives inevitably to an homogenization of the area. Following this prospecting study, we recommand to the administrators of coal tips maintaining this mosaic of living environments to protect remarkable species

Avec tous mes remerciements

Vous, le lecteur qui lisez ces remerciements, ce sera peut être la seule chose que vous lirez, mais ne culpabilisez pas : nous l'avons tous fait. Vous lisez ces remerciements pour trois raisons éventuelles : soit vous y recherchez votre nom, et si je l'ai oublié par mégarde, veuillez me pardonner cette affreuse méprise ; soit vous y recherchez le nom d'une connaissance, et si vous la trouvez, sachez que cette personne mérite la meilleure considération ; ou enfin, vous recherchez de l'humanité dans cette thèse scientifique, et vous ne vous trompez pas car cette thèse est avant tout une belle aventure humaine.

Tout a commencé le mois d'avril 2011 dans le bureau d'un collecteur de mouches averti, Benoit Bourel, qui a décidé, avec Cédric Devigne, de me faire confiance. A l'issue de cet entretien, j'aurais tout accepté pour rester dans ce laboratoire, où l'ambiance parvient à concilier travail et respect d'autrui, ce qui est devenu rare dans le modèle économique actuel. Le point d'orgue de cette aventure, dans ma carrière et dans ma vie, c'est cette thèse qui, contrairement à celle de jeunes ambitieux qui débutent dans la vie active, est pour moi un aboutissement.

En tout premier lieu, cette thèse a pu être réalisée grâce au soutien financier de la Métropole Européenne de Lille. Je tiens à remercier Anne Lambrecht, Responsable ESR, et Florence Duthoit, Chargée de mission au service Recherche, Université pour le soutien de la recherche en faveur du rayonnement de la métropole lilloise.

Merci à Annemarie Kokosy, Jean-Charles Cailliez et Nicolas Vaillant pour m'avoir permis d'accéder à ce financement.

Merci aussi à Stéphanie Meerpoel de la DREAL pour avoir soutenu notre dossier ce qui nous a permis d'améliorer l'équipement et compléter nos analyses.

1307, oui 1307 sacs à pommes de terre ont été découpés, pliés, agraphés ou collés, remplis avec 10,1 gr de litière puis recollés, étiquetés et pesés, et tout cela en 2 mois, et vous savez par qui ? Par l'ensemble des enseignants et personnels de l'ex faculté des sciences et technologies de l'université catholique qui y ont consacré leurs pauses méridiennes. Jamais, au dire des anciens cadres, un travail aussi ingrat n'a nécessité autant de personnes aussi qualifiées. Pascal Woisel, Sophie et Fabrice Cavillon, Isabelle Liagre, Nathalie Georges, Benoit Hubert, Jean-François Rabau, Frédéric Guilbert, Coralie Talma, Alain-Jérôme Riquet, Christine Creton, Laurence Ledoux, Virginie Longuépée, Carole Debruyne-Hainaut, Florie Delcour, Lysiane Devoye, Caroline Bourel, Sébastien Maillet, Pierre Broly, Sophie Chassat, Sadia Benamrouz. Tous ont mis la main à la pâte et dans la bonne humeur, sans oublier Pascal Dourlens qui n'a pas rechigné à me prêter un matériel précieux (si si je vais finir par te rendre la balance) et Pascal Deville, brillant inventeur de la machine à coller les sacs ... Puis le terrain : merci à l'équipe des espaces verts de la mairie de Loos-en-Gohelle pour son assistance au dépôt des sacs. Merci à Guillaume Lemoine pour l'accord de l'établissement public foncier, à Bruno Cossement pour celui du conseil général du Pas de Calais, et à Christophe Hildebrand pour celui du conseil général du Nord. Merci à Philippe Julve et Matthias Vitte pour le cours

de phytosociologie in situ. Désolé de vous avoir fait subir mon incapacité à enjamber les clôtures et les buissons de ces lieux les plus impraticables, sans problème pour les deux naturalistes hors pairs que vous êtes. La coopération du Centre Permanents d'Initiatives pour l'Environnement « Chaine des Terrils » a été indéfectible, grâce à la motivation de Stéphane Desremaux, Vincent Cohez et de l'humble et efficace Bruno Derolez. Sans vous, ce projet n'aurait jamais pu débiter aussi efficacement, l'expérience serait devenu une sinécure. Un grand merci à Jean Martin Heck de Eden 62 qui a pu pallier dans l'urgence à une carence de matériel avec une efficacité redoutable.

Merci à Francis Douay et Sylvain Demuynck pour avoir accepté de participer au comité d'accompagnement, ainsi que de m'avoir éclairé sur des questions liées aux sols.

Merci à vous, Alain Leprêtre, pour m'avoir inspiré, en 1991, l'envie de devenir entomologiste et avoir accepté de m'accompagner pendant ces 3 années en me diffusant votre savoir et votre intelligence. Non je n'arriverai jamais à trier plus de 40.000 individus en quelques mois, mais je n'ai pas encore dit mon dernier mot.

Merci à toi Céline Pernin, sans toi je ne me serai peut être jamais remis aux collemboles, si tu ne m'avais pas proposé cette collaboration en 2011 ...

Merci à toi Louis Deharveng, je m'étais retiré en 1996 sans un mot de remerciement pour tout ce que tu avais fait pour moi mais tu t'es engagé à m'aider derechef sans me juger, et je ne me serai jamais engagé dans ce projet sans ton aval, sans oublier Anne Bedos, dont la discrétion n'a d'égale que la sagesse.

Merci à toi Jean-François Ponge, quand je t'ai contacté en me présentant comme un collembologiste amateur, ta disponibilité et ton érudition m'ont vivement touché, à l'image de ce nombre impressionnant de publications (je ne les ai pas encore toutes lues !) que tu rédiges à destination de tous les publics. J'espère que ton appréciation de ce modeste travail sera à la hauteur de l'aide précieuse que tu m'as dispensée sans compter.

Et, puisque je suis chez les collembologistes, je ne manquerai pas de mentionner Charles Gers, Mikaël Potapov, Raphaël Jordana, Enrique Baquero, Frans Janssens, David Russel et Laszlo Danyi qui n'ont pas hésité à me consacrer du temps.

Merci aussi à Didier Plat et Nicolas Péru de l'université de Lyon pour m'avoir assisté, par altruisme et sans me connaître, dans l'utilisation du logiciel « R ». Merci à Eric Marcon et Etienne Rampal pour leurs cours « privés » sur la modélisation. Je me suis promis de tous vous rencontrer un jour et de collaborer avec les maigres moyens de débutant en ma possession.

André Nel, quand je me suis brulé les ailes ce sombre jour de septembre en 1996, tu es venu me soutenir alors que les autres détournaient les yeux pour éviter de voir mon désarroi ; ce souvenir est resté gravé dans ma mémoire. Tu es un chercheur brillant dont l'extraordinaire érudition n'a d'égale qu'un humanisme profond. Je te remercie d'avoir accepté l'évaluation de ce modeste travail.

Pierre Mouchon, je ne voulais pas te prendre en stage voilà déjà deux ans de cela, je pensais que cela me ferai perdre du temps Je ne regrette pas que tu sois parvenu à me convaincre du contraire, ton assistance pour les échantillons de sol et ta présence le samedi matin m'ont été des plus précieuses et, connaissant tes qualités, tu réussiras ta vie professionnelle quel que soit le projet qui t'anime.

Laetitia Devigne, je sais que se mettre tardivement à une discipline aussi pointue est difficile : tu m'as époustoufflé par la rapidité de ton apprentissage, je sais qu'avec ton courage et ta motivation, tu vas rapidement atteindre le niveau d'expert. Quand tu reviendras au laboratoire, je mettrai la musique de film avec laquelle je t'ai saoulé tant de fois déjà ...

Cédric, ah Cédric, quand tu m'as proposé, dans cette voiture de retour de Guines, de me lancer dans une thèse ... J'aurais mieux fait de me taire Non non, je plaisante : jamais, non jamais quelqu'un ne m'a fait autant confiance comme cela (maintenant tu t'en mords les doigts hein !). Qui peut dire qu'il a pu choisir son sujet de thèse, avec le soutien qu'il faut pour que ça se passe le mieux possible. Combien de doctorants ont pu bénéficier d'une aide constante et privilégiée, sur le terrain, dans les manipulations, dans les analyses, dans la rédaction On reconnaît la valeur d'un homme à ses actes, tu n'as jamais failli, travailler avec toi est le plus enrichissant des métiers, et ton amitié m'est extrêmement précieuse. Après une expérience professionnelle très diversifiée (chaotique serait peut être un meilleur adjectif), je n'envisage pas travailler sous la direction de quelqu'un d'autre.

A mes amis qui me pardonnent cet isolement dans le travail, avec une pensée particulière pour Olivier Grosselet dont la réflexion sur la notion de taxinomie se retrouve dans ce document A toute ma famille, mes parents qui m'ont appris les vraies valeurs de la vie, mes sœurs Chrystèle et Sandrine qui se sont toujours montrées disponibles malgré mon égoïsme de circonstance, mes beaux Frères Gilles et Hamid et ma belle sœur Dorothee, mes neveux et nièces qui ont mis toute leur assistance à mon service, je vous présente toute ma gratitude. Merci à Philippe Bootz qui restera toujours mon guide dans les bons comme dans les mauvais moments. Oui je n'oublie pas.

A ma compagne Barbara, à mes filles, Maya et Zoé, pour qui je n'ai jamais été très disponible, et avec qui je me suis rarement montré sous mon meilleur jour pendant ces trois années un peu intensives pour un jeunot de 43 ans. Malgré cela, vous ne vous êtes jamais plaintes, votre stoïcisme n'a d'égal que l'amour que je vous porte. Je suis un entomologiste, et je vous prie de me pardonner cet écart. Je suis de ceux qui préfèrent la contemplation d'une mouche ou d'un collembole à l'acquisition de la fortune. Et cela, je peux me le permettre grâce à vous. Car vous avez accepté cette condition à laquelle je vous soumetts, et je suis très fier de vous avoir si près de moi.

Une pensée particulière pour mon frère Dominique, et pour Jean Augem. Tous les deux avaient fait le choix de vivre dans le bassin minier, et tous les deux sont partis si vite, sans que je puisse leur dire au-revoir. En crapahutant sur le terriil, j'ose espérer qu'ils auront pu me voir de la-haut ...

Quelque soit le lieu où l'on vit et le lieu d'où l'on vient, il est toujours possible de monter d'une façon ou d'une autre. Moi, c'était sur l'un des plus grands terrils pour y observer les plus petites bêtes qu'il soit, et j'en suis redescendu avec de nouvelles convictions. A tous les habitants du Pas de Calais, qui y croient encore ou qui finiront par y croire, je dédie ce travail sur les cathédrales de la civilisation ouvrière dont vous êtes les derniers représentants. Témoins de la fin d'une époque, il y naît un mélange exquis de faune et de flore qui prédestine des jours meilleurs. Comme de jolies plantes sur un tas de cailloux, les plus belles des réussites prennent naissances dans les plus sombres des situations ...

Glossaire des mots techniques et des acronymes

A

ACP : Analyse en Composantes Principale
AFES : Association Française pour l'Etude des Sols
ANOSIM : Analyse de similarité par comparaison de variance
anoxique : sans oxygène
anthropique : d'origine humaine
anthropisé : transformé par l'homme
APPB : Arrêté Préfectoral de Protection du Biotope, document opposable au tiers

B

ballast : remblai de gravier pour consolider la position des rails de voie ferrée
barytine : minéral de sulfate de baryum
BB : Bois du terril de Bruay la Buisnière
bétulaie : boisement avec le bouleau comme essence majoritaire ; se dénomme boulaie en Belgique
biocénose : organisation vivante au sein d'un biotope
biomonitoring : qualification d'un milieu par l'inventaire de ses occupants
biotope : lieu de vie avec des variables abiotiques uniformes

C

C/N : Rapport entre la quantité de matières organiques et la quantité d'azote total. *cf. page 37*
catharomètre : appareil de mesure de la quantité d'un gaz par utilisation de sa conductibilité thermique.
cavalier : voie de chemin de fer utilisée pour le transport du charbon ou des déchets de mine.
chronoséquence : succession de peuplements en fonction du temps
collophore : organe tubulaire sous la face ventrale des collemboles.
CPIE CdT : Centre permanent d'initiatives pour l'environnement de la chaîne des terrils.

D

DPSIR : Schéma de modélisation selon la succession Forces motrices/Pressions/Etat/Impact/Réponse de politique publique

E

ETERN : Projet de collaboration entre le LGcGE et l'association CPIE Chaîne des terrils pour anticiper les catastrophes liés à la fréquentation des terrils
euclidienne : se dit des mesures quantitatives qui suivent des constantes linéaires
espèce eu-édaphique : cantonnée dans le sol profond
espèce euryèce : avec une grande valence écologique

F

fumerolles : dégagement de gaz à haute température dans des fissures de zone de combustion

furca : appendice saltatoire caractéristique de la plupart des collemboles

H

espèce hémi-édaphique : qui ne vit ni dans le sol, ni à la surface du sol ; par défaut qui vit dans la litière

humification : ensemble de processus qui conduit à la production d'humus

humus : résultat de la réduction de la litière après assimilation des matières organiques digestes.

hydromoder : humus qui se forme sur les sols saturés en eau

HYPRES : base de données sur les propriétés hydrauliques des sols européens

I

IUSS : union internationale pour les sciences du sol

L

lavoirs : bassins utilisés pour la séparation du charbon résiduel du schiste par densimétrie

LBB : bois du terril de Libercourt

LBH : friche du terril de Libercourt

LBN : schistes nus sur le terril de Libercourt

LGB : bois du terril de Loos en Gohelle

LGC : station combustion sur le terril de Loos en Gohelle

LGH : friche sur le terril de Loos en Gohelle

LGN : schistes nus sur le terril de Loos en Gohelle

LGCgE : laboratoire génie civil et géo-environnement

lithophile : qui vit dans un biotope rocheux

LMCU : Lille métropole communauté urbaine : devenue métropole européenne de Lille

M

magnétite : minéral formé d'oxyde de fer

mandibulaires : appareils masticateurs supérieurs

maxillaires : appareils masticateurs inférieurs

mésophylophile : de milieu plutôt humides

méthode Dumas : méthode de dosage du carbone et de l'azote total

MNHN : muséum national d'histoire naturelle

moder : catégorie d'humus peu décomposé

monophylie : origine commune dans l'évolution

mycorhizer : introduction d'un mycélium de chanignon symbiotique pour favoriser la croissance d'une plante.

N

niche : milieu spécifique à une communauté. *cf. page 23*

NMDS : outil de présentation de l'ordination non métrique d'une analyse multifactorielle

O

ONU : Organisation des Nations Unis

P

PCoA : Analyse en coordonnées principales. Variante de l'ACP pour des valeurs discrètes

pédogénèse : mécanisme de production d'un sol

pédologique : qui a trait au sol

PLU : Plan Local d'Urbanisme, document communal opposable au tiers

POS : Plan d'Occupation des Sols. Ancienne version du PLU

putrescible : qui peut se décomposer

pyrite : minéral de bisulfure de fer

R

requalification : procédure de modification d'un milieu dégradé en milieu restauré pour un autre usage

S

sabulicole : qui vit dans le sable

Schlamm : poussière de particules de schistes de taille inférieure à 0,1 mm.

SCOT : Schéma de cohérence Territorial : document de planification de l'aménagement du territoire pour la production des PLU communaux

spectrométrie : analyse d'un objet à partir de l'absorption des longueurs d'onde spécifiques de ses constituants

espèce sténoèce : à valence écologique très étroite

synécologique : relatif à l'écologie des communautés

synzoéciphyte : association d'un animal à une végétation

T

test de Shapiro-Wilk : test de la normalité d'une distribution

texture : composition en limons, argiles et sables

thermophile : adapté à une température plus élevée

U

ubiquiste : répartition à très grande échelle

UICN : Union Internationale pour la conservation de la nature

UNESCO : Organisation des Nations unies pour l'éducation : la science et la culture

test de Wilcoxon : test non paramétrique de comparaison de distributions discrètes

Z

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Floristique et Faunistique

Table des matières

Introduction générale.....	16
1. Développement Industriel.....	17
1.1. Histoire de la mine	17
1.2. Transformation des paysages.....	19
1.3. Les terrils comme opportunités écologiques... ..	22
2. Développement d'un milieu artificiel.....	23
3. Développement de la biodiversité	24
3.1. La végétation	24
3.2. La fonge	25
3.3. La faune	25
4. Contexte et enjeu / présentation du plan.....	26
4.1. Biodiversité et politiques publiques.....	26
4.2. Amélioration des méthodologies d'études	27
4.3 L'écosystème sol enfin considéré.....	28
4.4 Les collemboles comme élément d'appréciation de la qualité du sol	28
5. Objectif de la thèse.....	30
Chap. I Un monde nouveau à l'échelle du sol.....	32
1. Introduction : Le terril est un technosol au milieu des anthrosols.....	32
1.1 Le contexte initial : l'environnement originel	32
1.2 La formation d'un sol nouveau	32
1.3 La combustion affecte le biotope	33
2. Matériel et méthode : analyse des sols des terrils.....	35
2.1 Les campagnes de prélèvement	36
2.2 Analyse de la texture	37
2.4 Analyse de données de qualité du sol.....	39
3. Résultats de l'étude des sols	40
3.1 Texture des sols.....	40
3.2. Résultats de l'analyse chimique	42
4. Discussion sur l'analyse des sols	45
Chapitre II La fragmentation de la litière	47
1 L'humification comme processus principal de formation du sol du terril	47
2 Observer la dégradation de la litière.....	48
3 ... réalisée en partie par la faune du sol.....	Erreur ! Signet non défini.

4	...par la méthode des sacs de litière.....	49
5	Conception d'un modèle de sac de litière.....	49
6	Le choix des stations.....	50
6.1	La Station BB : Bétulaie du terril T11 de Bruay la Buissière	Erreur ! Signet non défini.
6.2	Le site de Loos en Gohelle (T74).....	52
6.3	Site du terril T115 de Libercourt (stations LB*).....	56
6.4	Les relevés des sacs de litière des terrils.....	58
6.5	Modélisation des résultats	59
6.6.	Les collemboles de la litière	60
7	Résultats de la dégradation de la litière.....	60
7.1	Résultats exploitables.....	60
7.2.	Résultats difficilement exploitables	67
8.	Discussion sur la dégradation de la litière.....	71
9.	Les successions dans la communauté des collemboles durant la dégradation de la litière.	71
9.1.	De la litière des bois et des collemboles des forêts	71
9.2.	Des collemboles des milieux ouverts de terrils dans la litière de bouleau	78
9.3.	Les collemboles dans la litière des stations nues.....	81
9.4.	La particularité des zones de combustion.....	85
9.5.	La colonisation de la litière et le modèle neutraliste de dynamique de population.....	86
Chapitre III Les communautés de collemboles sous influence		91
Introduction : une biocénose atypique		91
1.	Application de l'écologie des communautés aux collemboles.....	91
1.1.	De la niche à l'association	93
1.2.	La communauté déconnectée des conditions environnementales	95
1.3.	Les filtres à l'origine de l'assemblage des espèces.....	96
1.4.	Les collemboles de la Région Nord-Pas de Calais.....	97
1.5.	Les espèces de collemboles dans une succession de colonisation	98
1.6.	Originalité des collemboles des terrils.....	99
2.	Matériel et méthodes : analyse des communautés des terrils.....	100
2.1.	L'origine de la base de données	100
2.2.	Protocole pour l'étude des Collemboles.....	103
2.3.	Choix des méthodes d'interprétation	103
2.4.	Protocole analytique entomocénotique des communautés de collemboles	106
2.5.	Tester statistiquement les résultats observés.....	109
3.	Résultats de l'étude des assemblages de Collemboles	109
3.1	Résultats de la méthode inductive.....	110

3.2. Classification des communautés naturelles par déduction.....	113
3.3 Les assemblages sur les terrils	121
4. Similitude entre les associations des terrils et de l'environnement périphérique	128
Conclusion	132
Bibliographie.....	139
Tableaux et figures	161
Annexe 1 : Charleroi de Verlaine.....	166
Annexe 2 : Liste des espèces remarquables des terrils du Nord Pas de Calais.	167

L'histoire, je le crains, ne nous permet guère de prévoir, mais, associée à l'indépendance d'esprit, elle peut nous aider à mieux voir.
P. Valéry. *Variété* IV 1938.

Introduction générale

Il est communément admis que les décharges sont liées à la société de consommation, mais elles prennent naissance, dès le XIX^{ème} siècle, avec la société de production. Dans les régions industrielles comme celle du Nord-Pas de Calais, les terrils sont les premières décharges de matières inertes, issues de l'exploitation minière en profondeur du charbon. Ce déchet est essentiellement du schiste issu d'un processus de compaction d'argile mélangé à de la matière organique en milieu anoxique depuis plusieurs millions d'années. Accumulés sur d'immenses surfaces, ces déchets ne semblent pas aussi inertes qu'il n'y paraît, puisque des réactions physico-chimiques y sévissent et impactent l'environnement. Un début de pédogénèse apparaît, et une terre fine est produite en lien avec l'implantation d'une biocénose. Dans la nature, il est rare de pouvoir observer des phénomènes de colonisation d'un environnement par des espèces et seuls les îles et les volcans éteints permettent des observations de l'installation de la vie sur des milieux nouveaux. Aussi, les terrils sont des milieux exceptionnels pour étudier la colonisation. Selon les théories en vigueur en écologie des communautés, cette colonisation se fait à partir de l'environnement proche. Toutefois, depuis les années cinquante, nous savons qu'une partie de la végétation qui s'y installe est exotique, parfois d'origine lointaine. Une synthèse sur la végétation (Petit 1980) témoigne de l'importance de cette originalité avec la création de nouvelles associations phytosociologiques dont la plupart sont inféodées aux terrils. Les études faunistiques et fongiques confirment que les terrils sont de véritables îlots d'un biotope exceptionnel à l'échelle de la Région. Cette originalité est liée à la rupture pédologique provoquée par l'épandage d'une roche qui n'existe pas en surface dans la nature, et qui provoque une limitation à la dispersion de la biocénose locale favorable à l'immigration d'espèces exotiques. Nous compléterons ce diagnostic par l'étude des collembolés de la communauté du sol. Cette étude permet de relever un certain nombre de questions touchant tout autant l'écologie du sol en milieu stérile que le devenir d'une friche industrielle abandonnée à la nature. Les terrils sont-ils favorables à des espèces locales ? Permettent-ils l'installation d'espèces exotiques ? Il semblerait que la dynamique d'un terril abandonné conduit à une banalisation de sa flore. Nous souhaitons vérifier si cette dynamique est similaire pour la faune. Une réflexion sur la nécessité de préserver les biotopes les plus originaux des terrils est proposée, notamment sur l'opportunité de ces derniers refuges régionaux pour les espèces rares.

1. Développement Industriel

1.1. Histoire de la mine

Historiquement, avant de devenir la ressource énergétique de la France, le bassin minier du Nord-Pas de Calais a longtemps représenté la limite marécageuse sud-est de l'ancienne frontière stratégique du Comté des Flandres. En raison d'un recouvrement fluviatile important et des intrusions marines du quaternaire, le sol est essentiellement composé de formations à limons et alluvions quaternaires recouvrant un sous-sol crayeux ou argileux. Sa qualification de plat pays résulte de l'absence de relief et de l'alternance de vastes plaines céréalières et de petites zones marécageuses résiduelles d'un bassin sédimentaire sillonné de rivières et de canaux (Meilliez 2008). Ce paysage, à forte valeur agricole et sans contrainte de relief, va permettre l'installation d'une dense population humaine. Pour nourrir cette population, les forêts primaires ont été défrichées et exploitées probablement avant l'invasion romaine (Fossier 1964). Avec les moines, missionnés par le royaume à partir du XIV^{ème} siècle comme « ingénieurs de l'aménagement », le drainage et le défrichage vont s'accroître. Dès le XVIII^{ème} siècle, la plupart des surfaces forestières a été surexploitée pour le défrichage agricole, les forges artisanales, les charpentes des villes et la construction des navires (Corvol 2004). Pour le chauffage et l'artisanat, une nouvelle source d'énergie est recherchée activement. La découverte du charbon, dans la région, date de 1717 et la capacité de son exploitation commence à partir de 1734 (Dollé 1985). Le pouvoir calorifique de la houille, associé au progrès technologique apporté par le siècle des lumières et la communication de ces progrès par l'encyclopédie de Diderot va accentuer brutalement les améliorations techniques, provoquant la révolution industrielle française. L'accès souterrain à ces veines productrices profondes de 400 à 700 m (Lemoine 2013) nécessitait le franchissement du *toit* et des *murs* de grès et de schistes qui se sont formés durant la même époque géologique que la précieuse ressource énergétique fossile (Dormoy 1867). Ce n'est pas tant l'accès à la ressource qui pose problème aux pionniers de l'exploitation du charbon mais plutôt la présence d'eau à faible profondeur. En effet, si, la couche de charbon affleure en Belgique, où elle est exploitée depuis le XII-XIII^{ème} siècle dans le Hainaut impérial, notamment du côté de Mons (Dollé 1985), elle est difficilement accessible dans le nord de la France en raison des couches aquifères de marne bleue qui la recouvre (Morand 1777). Au défi de ces difficultés techniques, le charbon va devenir une nécessité avec l'entrée de l'Europe dans l'ère moderne. Durant l'exploitation du charbon, la région devint un enjeu stratégique majeur. L'aménagement du territoire, pour faire circuler la précieuse ressource, devient une priorité pour l'industrie militaire française depuis le règne de Napoléon Bonaparte jusqu'à la première guerre mondiale.

Le développement industriel, lié à l'exploitation du charbon, va prendre une ampleur exceptionnelle avec l'accueil d'une population de un million deux-cent mille habitants, soit 31% de la population régionale à la fin des années 1980 (Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais, 2015). Durant près de trois cent ans d'histoire, les mineurs (dont le nombre atteindra

deux cent vingt mille hommes au plus fort de l'exploitation) vont creuser manuellement 100000 km de galeries à partir de 824 puits, pour extirper un volume compris entre 857 millions de m³ (Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais, 2012) et 2 milliards de m³ (Meilliez 2008) de roche du sous-sol. Cette activité provoquera, sur certains sites, un affaissement de 20 m en dessous du niveau de la mer (Meilliez 2008), menaçant près de 6000 ha et plus de 100000 habitations d'inondation (Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais, 2015). En 1990, les dernières gaillettes de charbon sont remontées de la mine à Oignies, clôturant ainsi plus de deux siècles d'utilisation de cette source d'énergie dans l'industrie nationale (Dumont et Debrabant 2010). Le souvenir de cette histoire industrielle s'observe en parcourant les paysages géographique et culturel régionaux.

Encart 1. Et ailleurs ?



Figure 1 Localisation des exploitations de charbonnages de France (1946 – 1990)
Source : Guillard 1993

Figure 2 Localisation des exploitations de charbonnages de France (1946 – 1990)
Source : Guillard 1993

Là où l'exploitation du charbon ou d'une autre ressource minière nécessite le creusement de galeries, des terrils apparaissent. En France, le Sud et l'Est sont tout aussi concernés comme le bassin houiller de la Grand-Combe dans les Cévennes, le bassin de Saint-Etienne dans la Loire, et le bassin houiller de la Sarre et de la Lorraine (Figure 1 Localisation des exploitations de charbonnages de France (1946 – 1990) Source : Guillard 1993

Figure 2). A l'échelle du monde, l'une des régions les plus marquées par la présence de terrils est le bassin minier du Donbass, en Ukraine, où ils prennent le nom de « terikon » qui signifie « cône de terre », terme adopté en Russie suite à la collaboration d'ingénieurs des mines français (Thiery et al. 2013). La ville de Donetsk possède à elle seule 130 terrils et dans les années 1930, des immeubles de 3 étages ont été ensevelis par l'effondrement d'un terril (Thiery et al. 2013). Le désastre d'Aberfan au Pays de Galles en 1966 va sonner le glas de la plupart des terrils du Royaume-Uni. Un glissement de terrain va ensevelir des habitants du village ainsi que 116 écoliers, âgés de 7 à 10 ans et 5 enseignants (BBC 1966). L'Angleterre va considérer ses

terrils comme des nuisances et va s'atteler à un programme de résorption ou de stabilisation (Gordon 1970). Les glissements de terrain et les explosions causés par des poches de gaz présentent un danger non négligeable. Dans le bassin minier du Nord-Pas de Calais, l'explosion du terril de Calonne-Ricouart, dans la nuit du 26 août 1975, a tué six personnes, détruit quarante-sept maisons et couvert 3 ha de cendres (Oliveira (de) 1975). En Pennsylvanie, les terrils abandonnés sont considérés comme nuisibles et dangereux, essentiellement à cause de la pollution de l'eau par les résidus d'hydrocarbures qu'ils engendrent (Walker 1999). Aux États-Unis, les sociétés minières ne sont plus autorisées à laisser des terrils en surface depuis la « Surface Mining Control and Reclamation Act », adoptée en 1977.

Il existe aussi d'autres terrils que ceux issus de l'exploitation du charbon. La plupart de ces autres terrils sont fortement pollués en fonction du type de minerai à l'origine de leur conception. Il en est ainsi pour le terril de Metaleurop à Noyelles-Godault, issu de la fonderie de plomb et de zinc, ou pour les terrils de chrome et de phosphogypse de la friche Kuhlmann à Wattrelos. Il existe aussi des terrils issus de l'exploitation de la potasse qui contaminent les eaux souterraines en sels. Certains terrils sont

reconnus pour être extrêmement nocifs à l'environnement malgré les tentatives de stabilisation, comme les terrils d'uranium en Australie et en Afrique du sud (Riley 1995).

1.2. Transformation des paysages

Le bassin minier est une vaste région de 1200 km² qui s'étend en arc de cercle sur deux départements, le Nord et le Pas de Calais (Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais 2009) et va au-delà de la frontière en Belgique sur un axe Sambre-Meuse. L'histoire moderne de l'industrie a façonné cet espace limité au Sud-Ouest par les collines de l'Artois et au Nord-Est par le plateau du Mélandois (Delattre et al. 1973). L'ensemble du bassin minier appartient aux parties nord du bassin de Paris et sud du bassin de Bruxelles, séparées par l'anticlinal faillé de l'Artois d'axe Nord-Ouest/Sud-Est (Figure 4). Dans la Région, les villes minières principales sont Valenciennes à l'est, Douai et Lens au centre, et Béthune à l'ouest.

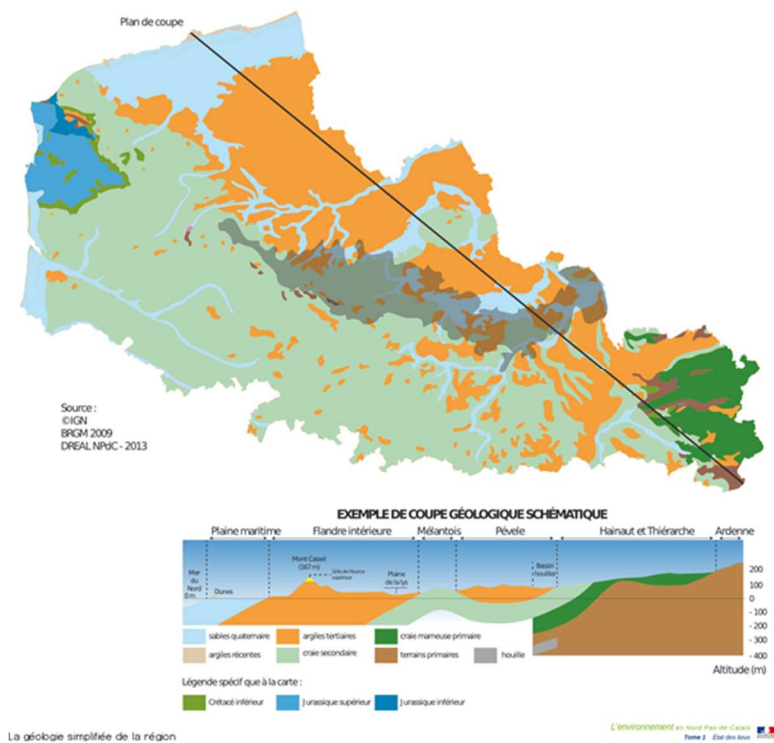


Figure 3: coupe géologique schématique dans la région Nord Pas de Calais avec représentation du bassin minier en grisé (source DREAL 2015)

Ce qui surprend tous les itinérants qui empruntent pour la première fois l'autoroute A1 qui traverse la région Nord-Pas de Calais, ce sont les immenses reliefs noirs teintés de couleurs végétales de saison qui la bordent entre Libercourt et Hénin-Beaumont (Vercheval-Vervoort 1978). Ces reliefs ne sont pas des formations géologiques spontanées mais des productions artificielles issues de l'industrie minière, nommées « terrils », qui modèlent le paysage de la Région Nord-Pas de Calais.

Afin de creuser les galeries nécessaires à l'accès à la ressource, des déchets de schistes étaient remontés et rejetés en surface, épandus à proximité du puits d'extraction sous forme de « terrasse » ou de « terril plat » quand l'accumulation forme un plateau. Pour les terrils de ce

type, le plus long de France est le terril de Pinchonvalles avec une longueur de 1,750 km pour 69,9 ha de surface et une hauteur culminant à 119 m et se trouve sur la commune d'Avion. Puis, peu à peu, le manque de terrains disponibles va contraindre les concessionnaires à rejeter les résidus de l'exploitation minière à des distances plus lointaines, notamment en utilisant les voies de chemin de fer posées sur des ballasts constitués avec ces résidus. Ces ballasts de schistes inspireront le poète Verlaine (1902) dans son poème « Charleroi » (Annexe 1 : Charleroi de Verlaine). Par manque de place, les amas de schistes sont donc de plus en plus loin des fosses mais ils sont également de plus en plus hauts. Le terril prend alors l'aspect d'un cône qui prend le nom de *verse* (Delattre et al. 1973). C'est en raison de l'omniprésence à l'horizon de ces immenses pyramides que l'image collective du terril pour la plupart des habitants de la Région est un cône. Ce sont les terrils les plus hauts avec des différences de milieux très marquées. Les roches étaient acheminées jusqu'à l'extrémité de la pointe par camions (terrill T108 d'Estevelles), tapis roulants (terrill T107 de Carvin) ou wagonnets (terrill T115 de Libercourt). À Libercourt, un système de téléphérique amenait ces roches dans des wagonnets au-dessus des habitations des villages avoisinants jusqu'au sommet du terril. Le déversement ne se faisait jamais de manière homogène sur les pentes et on retrouve souvent un profil de terril irrégulier. Ce modelage micro-topographique induisant une grande variété d'expositions et de pentes est important pour l'installation d'une végétation sur ces sols meubles (Petit 1980).

En raison de son passé industriel ayant nécessité l'accueil de populations d'origine lointaine, essentiellement d'Europe de l'Est et du Sud et du Maghreb, le bassin minier peut également être considéré comme un « terroir culturel ». En raison d'une expérience traditionnelle de viticulture sur schiste dans la Meuse (Legros 1948), des expériences de valorisation des terrils belges (Piérart 1977; Telle 1979) vont être menées avec l'implantation de vignes sur terrils dans la région du Borinage (Martens 1979). Les recommandations pour ce type de valorisation par le dernier auteur seront d'ailleurs reprises dans la région Nord-Pas de Calais avec l'expérience récente sur le terril T9 d'Haillicourt (Rubichon 2014). Ces projets recherchent en priorité une reconnaissance culturelle plutôt qu'un débouché commercial, bien que les crus du borinage aient acquis ses adeptes. Avec la reconnaissance par l'UNESCO de l'ensemble du bassin minier du Nord-Pas de Calais comme patrimoine mondial de l'humanité en juin 2012, les terrils peuvent devenir un haut lieu du tourisme (Briand et al. 2007; Hélin 2009). L'ouverture au public de la plupart des terrils peut présenter un risque tant pour les visiteurs que pour les habitations parfois très proches. Le Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement « Chaîne des terrils », en association avec l'équipe « Gestion intégrée des ressources en eau – géochimie » du Laboratoire Génie Civil et géoEnvironnement anticipe ce danger sur le territoire du Nord de la France avec un programme d'étude du risque de glissement de terrain sur des terrils ouverts au tourisme : « ETERN (Evolution TERRils en Nord-Pas de Calais) », soutenu par le fond « chercheur citoyen » de la Région Nord-Pas de Calais.

Si ces terrils marquent les paysages écologiques et sociaux pour une période indéfinissable, ils sont surtout le témoin de deux siècles d'histoire, d'une époque, d'une vision industrielle de

masse où le sens de la démesure se disputait avec la frénésie d'un développement où rien ne semblait pouvoir s'arrêter et pour lequel l'environnement n'avait alors que peu d'importance.

1.3. Les terrils comme opportunités écologiques...

L'industrie a fortement marqué le paysage de l'ensemble de la Région Nord-Pas de Calais. Lorsque l'éloignement de ces déchets par transport était possible, les terres agricoles ont été épargnées et les schistes ont été rejetés dans les rares espaces encore boisés ou marécageux inexploitable pour l'agriculture. On peut donc interpréter le terril sous deux angles. **Le premier est de le considérer comme une décharge.** Amas de déchets de l'industrie minière, c'est un élément de l'environnement qui doit disparaître au bénéfice de l'extension de l'environnement périphérique. Ainsi résorbée, la surface libérée est rendue accessible à l'agriculture ou à tout autre projet d'aménagement. **Le deuxième angle, au contraire, est une considération de sa différence non pas comme une contrainte mais comme opportunité de diversification écologique.** Le terril devient alors lieu de création d'un biotope original qui apporte de la diversité dans le paysage. Toutefois, des conditions sont nécessaires pour cette requalification, comme l'installation d'un écosystème et la reconnaissance de celui-ci comme une valeur ajoutée à l'échelle régionale. La résorption ou la requalification des terrils au titre de la politique de valorisation des friches industrielles fait l'objet d'une politique ordonnée sous la maîtrise d'ouvrage de l'établissement public foncier (EPF) avec l'intégration récente d'une composante écologique pour favoriser la biodiversité (Lemoine 2005).

Encart 2. Prononce-t-on un terril-e ou un terri ?

La dénomination de « crassier » peut parfois être adoptée dans d'autres régions de France. Terril vient du Wallon « Tèris », « amas de terres et de pierres qu'on a extraites en exploitant une mine » (Thiery et al. 2013). Une légende urbaine explique que le mot s'est vu ajouter un L en 1906, lorsqu'on a évoqué dans la presse la catastrophe des Mines de Courrières. Des journalistes parisiens avaient en effet demandé à des habitants du bassin comment le mot s'écrivait. On leur avait répondu : « comme fusil » (Drelon et Andrzejewski 2008).

Dans le cas général, tous les mots se terminant par « il » précédé d'une consonne se prononce [il] : il en va ainsi pour « Brésil », « exil », « avril ». Mais comme la langue française aime la complexité, un certain nombre de mots font exception à la règle par la prononciation en [i] : « coutil », « fusil », « gentil », « outil ». Finalement, le terril appartient aux mots pour lesquels on rencontre les deux prononciations : le baril, le fenil, le fournil, le frasil, le goupil, le groisil, le nombril, le persil, le sourcil et le terril (Fouché 1959). A noter que terril se prononce « terr[il] » à l'est de la ville de Charleroi en Belgique et « terr[i] » à l'ouest (Anonyme 2005).

2. Développement d'un milieu artificiel

Encart 3. Le lavage des schistes

Certains des schistes abattus en même temps que le minerai étaient soumis à une séparation densimétrique, pour récupérer le charbon résiduel, dans des « lavoirs » où ils étaient plongés dans un liquide contenant de la barytine ou de la magnétite à la densité spécifique (Verbaere 1987). Parfois, de vieux schistes vont être récupérés sur les terrils pour subir ce recyclage, comme dans le cas du terril T12 de Bruay la Buissière, aussi dénommé terril du « bois des dames ». Ces « terres de lavoirs » se distinguent des terres de fosse par une taille homogène des résidus à l'échelle du caillou de quelques centimètres. Les fines particules de schistes de moins de 0,1 mm, dénommés « Schlamm », séparées du charbon par le lavoir, sont filtrées puis épandues dans des bacs sur les terrils : les « bacs à schlamm » (Ladoucette de 1996) que l'on observe sur certains terrils de la région comme le terrils T3 de Ruitz

Les terrils, qu'ils soient constitués des rejets du sous-sol ou des produits issus du lavage des schistes, soumettent le paysage à un nouveau sol, ce qui va provoquer une rupture pédologique qui se rajoute à la rupture topographique (Lemoine 2013) car les biotopes qu'il présente se distinguent sur plusieurs aspects.

La pédogénèse est la formation d'un sol par l'action de facteurs physiques et biologiques sur un substrat, essentiellement l'érosion. Les deux facteurs les plus importants qui agissent sur la pédogénèse sont, dans l'ordre décroissant, le climat (Birkeland 1984) et le type de roche mère ou de substrat (Brewer 1954). Sous le climat tempéré humide de la Région Nord-Pas de Calais, la formation d'un mètre de sol sur un substrat non calcaire nécessite environ 20000 ans (Chesworth 1992). La formation d'un sol à partir de schistes peut être réalisée sur une échelle de temps beaucoup plus courte, puisqu'on assiste à un phénomène de début de pédogénèse sur quelques années en fonction des conditions climatiques et de la compaction du substrat initial (Sarsby 1998). Toutefois, si on considère que l'intensité de la décomposition des roches dépend de la nature chimique du matériau initial, on peut s'attendre à des différences dans la pédogénèse puisque la composition minéralogique des schistes houillers est différente d'un terril à l'autre (Attaie Bourhan 1970 cité par Petit 1980). La constitution d'un sol vivant dépend de l'interaction de la fraction minérale avec la fraction organique. Cette fraction organique se retrouve en surface sous la forme d'humus. La composition de cette partie superficielle est liée à la succession végétale et au climat. Il est possible d'observer la dynamique qualitative et quantitative de la dégradation de la litière en fonction de la strate végétale (Chenu et Bruand 1998 ; Jabiol et al. 2007). D'autres facteurs agissent sur cette fraction organique, notamment la composition chimique et aqueuse du substrat (Lavelle et Spain 2001 ; Zanella et al. 2011) et de la pédofaune du sol (Hutson 1980 ; Luxton 1982 ; Lavelle et al. 1997 ; Ponge 1999 ; Coleman et Whitman 2005 ; Huhta 2007 ; Hågvar et al. 2009). Les successions végétales sont bien représentées sur les terrils qui sont, de fait de bons objets d'études de la pédogénèse ou, plus précisément, des processus d'humification... Milieux nouveaux, les processus de maturation du sol sont intenses, mais curieusement, il ya peu de données disponibles.

3. Développement de la biodiversité

Contrairement aux idées reçues, les friches industrielles fortement perturbées peuvent présenter des sites d'intérêt patrimonial. Les terrils sont des milieux artificiels présentant un ensemble de variables environnementales, distinctes des paramètres habituels du biotope originel. Ces variables vont agir comme un filtre sur les communautés végétales, fongiques et animales et permettre ainsi l'installation d'une biocénose originale. De nombreux facteurs influent sur la biodiversité que l'on peut trouver sur les terrils (Petit et Leprêtre 1987), des facteurs intrinsèques comme les aménagements ou la composition physico-chimique et des facteurs externes comme la présence d'un corridor. Sur ces biotopes distincts du milieu naturel, de nouvelles espèces sont recensées, soit parce qu'elles avaient disparu (Lemoine 2012a) soit parce que la citation est nouvelle pour la localité (Parent 1970; Petit 1972; Lécuro et Courtecuisse 1998 ; Delhaye et al. 2011; Lemoine 2012b). Ces milieux artificiels possèdent des caractéristiques qui en font des milieux originaux dans la région et abritant des communautés particulières. Par exemple, les zones de combustion, présents sur certains terrils, sont liées à la présence de houille résiduelle sur les schistes rejetés lorsque les techniques ne permettaient pas encore de valoriser ces déchets (Limacher 1963; Masalehdani et Paquette 2013 ; Thiery et al. 2013).

Contrairement aux terrils des autres pays d'Europe, les terrils de la Région Nord-Pas de Calais présentent l'avantage de ne pas toujours avoir été soumis à un plan de stabilisation, et ce relatif abandon a été favorable à l'installation d'une végétation originale pouvant être qualifiée de patrimoniale (Duhamel et al. 2005). L'installation de la vie sur un terril doit s'adapter aux nouvelles conditions abiotiques imposées, et nous pouvons nous interroger sur l'originalité de la composition de sa biocénose, notamment de celle qui vit dans le sol. La vie s'installe donc sur ces structures anthropogènes, et cette renaturation spontanée représente parfois les seuls points de nature dans un bassin minier fortement urbanisé.

3.1. La végétation

Les premiers travaux connus sur le caractère thermophile et acidophile des habitants des terrils concernent la botanique. Il s'agit des travaux sur l'impact de la combustion ou des traitements des résidus sur l'acidité du sol et les conséquences sur la végétation en Angleterre (Hall 1957), en Belgique (Debehault 1968) et en France (Petit 1972). De nombreux travaux sur les facteurs de colonisation des terrils par les plantes ont été effectués en Pologne (*e.g.* Woch et al. 2013) et aux Etats-Unis (*e.g.* Holl 2002).

Lorsque les cailloux extraits du tri des résidus de la mine sont épandus sur le terril, la surface devient un éboulis colonisé par des pieds éparses de plantes lithophiles (Van Ufford 1909) pour former une des associations les plus originales dans la Région : *Resedo-Rumicetum scutati* (Petit 1980) avec des touffes d'oseilles en écusson dans les plis du ruissellement des schistes. Il s'ensuit une série d'étapes de la colonisation à la stabilisation d'un couvert végétal. Petit, en 1980, définit deux modes différents de dynamiques de colonisation en fonction de la stabilité, la texture, la fertilité et le pH du substrat. **La série herbacée** avec une phase initiale

de pelouse rase sur substrat non acide, et **la série arborée** avec une phase initiale arbustive sur substrat stérile au pH inférieur à 5. Les sols les plus anciens sont ceux qui accueillent une plus grande diversité de plantes, en raison de l'influence de l'importance de la chronoséquence de la pédogénèse sur la multiplication des interactions plantes/sols (Laliberté et al. 2013). Toutefois, dans le cas des terrils, la succession du cortège phytosociologique est rapide (Petit 1980) et la série climacique aboutie s'accompagne de modifications physiques et chimiques du sol peu propices au maintien des taxons initiaux de colonisation. De plus, l'instabilité du substrat sur ces reliefs artificiels agit sur les capacités d'humification de l'écosystème du sol du terril. Ainsi, certains vieux terrils comme le T174, Sabatier sud, à Raismes, âgé d'un siècle, sont encore exempts de couverture végétale malgré leur abandon depuis plus de trente-sept ans.

3.2. La fonge

Les terrils sont des lieux d'accueil pour des espèces thermophiles de champignons. *Pisolithus tinctorius*, espèce acidophile et thermophile, a été découverte par Havrenne sur un terril belge de la Meuse en 1947 (Piérart 2007). Ce champignon est capable de mycorhizer de très nombreuses espèces végétales (Dixon et al. 1981; Alvarez et Trappe 1983 ; Parker et al. 1986 ; Delwaulle et al. 1987 ; Ho 1987; Pope 1988 ; Abourouh 1992 ; Diaz et Honrubia 2011); son origine demeure incertaine mais il pourrait provenir, selon Piérart (2007), des régions désertiques de l'hémisphère Sud comme l'Australie. Dans la catégorie des espèces exceptionnelles, l'espèce subméditerranéenne *Astraeus hygrometricus*, comme le Pisolithes, se trouve en Belgique aussi sur les terrils mais sur des substrats neutres (pH 6 à 7,5) et dans des bétulaies arrivées à maturité. Ces deux champignons sont inféodés au bassin minier (Gavériaux 2002). Gavériaux, en 1998, recense quelques 250 espèces de champignons sur le terril de Pinchonvalles à Avion (62) tandis que Lécuru et Courtecuisse, la même année, recensent sur le seul terril sainte Marie à Auberchicourt (59) 395 espèces de champignons dont vingt espèces nouvelles pour la Région Nord Pas-de-Calais, parmi lesquelles quatre espèces présentent un intérêt à l'échelle nationale (Annexe 2 : Liste des espèces remarquables des terrils du Nord Pas de Calais.).

3.3. La faune

Comme la flore et la fonge, les faunes épigées des terrils de la Région et de Belgique sont originales et distinctes du milieu environnant, que ce soit pour les oiseaux (Caron 1986), Les mollusques (Leclercq 1954), les hyménoptères vespiformes (Petit et Leprêtre 1987; Barbier, Rasmont et Wahis 1990), Les coléoptères carabidae (Baguette et Devahif 1988 ; Dufrêne et Anrys 1988 ; Dufrêne et al. 1990), les lépidoptères hétérocères, les arachnides, Les odonates et les mammifères (Hauteclair et al. 2007), Les lépidoptères diurnes, les orthoptères et les coléoptères coccinellidae (Derume et al. 2007 ; Cohez et Derolez 2007) et les hyménoptères chalcidiens (Vago 2008). Ce recensement s'enrichit chaque année de quelques taxons remarquables supplémentaires (Cohez et Derolez 2007). Des différences de textures entre stations semblent jouer un rôle important sur les communautés entomologiques, notamment pour les hyménoptères fouisseurs (Barbier et al. 1990). Une classification des terrils du Nord-

Pas de Calais et de Belgique en fonction de leur intérêt écologique est réalisée par le Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement « Chaine des terrils » et des associations belges dans le cadre du projet Interreg IV APBM (Agir pour la connaissance, l'évaluation, l'interprétation et la gestion du Patrimoine naturel et culturel du Bassin Minier franco-wallon). Cette classification est réalisée à partir de la richesse spécifique de chaque terril pour les taxons dont les experts partagent la compétence : oiseaux, amphibiens, reptiles, orthoptères et coléoptères coccinellidae.

4. Contexte et enjeu / présentation du plan

La notion de la protection de la nature est très ancienne puisque, dès le XIX^{ème} siècle, les premières inquiétudes apparaissent avec la disparition des baleines (Fresso 2012). Toutefois, les inquiétudes sur les conséquences de l'industrialisation provoquent une réaction sociale dans les années 70, avec des conséquences politiques notables à partir des années 90.

4.1. Biodiversité et politiques publiques

En 1990, je viens d'obtenir mon baccalauréat à Roubaix, ville sinistrée économiquement et socialement par plus de 30 ans de déprise industrielle, les dernières gaillettes de charbon sont remontées de la mine à Oignies, clôturant ainsi plus de deux siècles de l'utilisation de cette source d'énergie dans l'industrie nationale (Dumont et Debrabant 2010). Deux ans plus tard, en 1992, alors que je révise ma géologie pour valider l'obtention de mon Diplôme d'Etudes Universitaires Générales en Sciences de la Vie et de la Terre à Lille, les trois principales chaînes de la télévision française présentent les chefs d'états se réunissant pour la Conférence de Rio. La biodiversité devient alors un enjeu international. Le sommet de Rio confie aux pouvoirs publics nationaux et locaux la mise en place des plans d'action pour la biodiversité et la réalisation d'inventaires. A cette époque, il n'existe pas de recensement de la totalité des espèces de la planète, le mode de calcul dépendant essentiellement de la région concernée (May et Beverton 1990; May 1992; May 1994) mais il est estimé qu'environ la moitié des espèces de mammifères, d'oiseaux et de reptiles aura disparu dans les 300-400 années à venir (Mace 1995). Statistiquement, l'évolution permet l'apparition moyenne dans le monde de trois espèces par an (Sepkoski 1998) tandis que le taux d'extinction s'évalue à trois espèces par heure (Wilson 1992). La biodiversité subit un tel déclin que certains n'hésitent pas à évoquer une sixième grande extinction (Wilson 1988 ; Barnosky et al. 2011). La popularité de cette inquiétude est alimentée par des représentants charismatiques de la communauté scientifique (Reeve et Lenoir 2003; Bourguignon et Bourguignon 2008) et par la communauté médiatique (Arthus-Bertrand et al. 2003; Hulot 2004). Toutefois, la sensibilisation du public n'a aucune influence sur les résultats présentés par les indicateurs de performance de la préservation de la biodiversité (Fresso 2012), et ce n'est pas tant l'ampleur de l'érosion que son accélération qui inquiète les experts (UICN et MNHN 2014). Aussi, en France, des stratégies nationales sont mises en place à partir de 2004, avec des succès assez mitigés. Les premiers plans d'action sont plutôt orientés vers une sanctuarisation de sites remarquables. Un consensus semble émerger sur la nécessité de préserver les espaces les plus réduits où s'expriment des endémismes fragiles (Kier et al. 2009). Les résultats des politiques

structurelles ne donnent pas de bons résultats si l'on se réfère aux indicateurs en application (UICN et MNHN 2014). Ces échecs se retrouvent tant à l'échelle mondiale (Baillie et al. 2004) qu'aux échelles locales (Observatoire Régional de la Biodiversité 2010). Selon les experts, l'origine de l'érosion de la biodiversité est liée à l'action concomitante de cinq facteurs : l'urbanisation, la surexploitation, les pollutions, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et le dérèglement climatique (Brosseau 2015). Ces cinq facteurs sont liés à la croissance industrielle mondiale et on pourrait lier la disparition des espèces au développement de l'industrie. A l'échelle locale, la fermeture des usines et des mines, avec la diminution du rejet de dioxyde de carbone dans l'atmosphère ou la diminution du rejet de polluants dans l'eau de surface, aurait pu favoriser une augmentation de la qualité des milieux naturels et par conséquent de la biodiversité. Cela ne semble pas être le cas. On peut donc s'interroger sur la valeur des hypothèses des experts sur les causes de l'érosion de la biodiversité. La stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 intègre davantage une dimension dynamique avec l'émergence de la notion de continuités écologiques (François et al. 2010) sous l'impulsion des résultats des travaux des scientifiques. Toutefois, face aux échecs des politiques publiques, il est envisagé de confier la préservation du patrimoine naturel aux entreprises privées. En effet, la valeur marchande des services écosystémiques et l'augmentation de la valeur intrinsèque d'une ressource en raréfaction intéresse les acteurs du marché de la spéculation (Feydel et Delestrac 2015). Une nouvelle ère s'ouvre avec la préservation du patrimoine non pas comme valeur intrinsèque dématérialisée, mais comme ressource à assurer dans la totalité de ses composantes pour faire un pari économique sur l'avenir.

4.2. Amélioration des méthodologies d'études

Outre l'amélioration de la prise en compte de la biodiversité dans les politiques publiques, ce qui est remarquable comme changements depuis vingt-cinq ans, depuis la fin de mes études à Toulouse, ce sont les modifications des concepts de diversité et l'interprétation des origines de cette richesse. Devant l'échec des politiques structurelles pour préserver la biodiversité, les scientifiques vont se concentrer sur les mécanismes qui maintiennent la richesse spécifique des communautés naturelles. L'intérêt croissant pour la biodiversité a induit le développement de nombreuses techniques de mesure, incluant des modèles innovants de dynamique d'appropriation de niche (Tokeshi 1990). Ce progrès s'appuie sur l'amélioration statistique des méthodes d'estimation de richesse spécifique (Magurran 2003; Marcon 2012) ou de mesure de la diversité taxinomique. Des protocoles d'échantillonnage ont été formalisés comme les Indices Biologiques Globaux Normalisés, la Qualité Biologique des Sols, le Suivi Temporel des Oiseaux Communs ou encore le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Genin et al. 2003, Gardi et al. 2003, Thomson et al. 2008, Bispo et al. 2009) tandis que les méthodes d'analyse se sont affinées (Marcon 2012; De Cáceres et al. 2012). Le changement le plus significatif est l'accès à des ordinateurs plus performants, décuplant les puissances de calcul et le nombre de modèles complexes. L'avènement du réseau Internet multiplie les capacités d'inventaire par le développement de la science participative et l'accès aux données collectées

et mises à disposition. Outre l'accès à la connaissance, cette technologie a révolutionné la science de la mesure de la diversité. La puissance de calcul a permis de tester des modèles dynamiques complexes et des analyses de répartition des espèces plus accessibles (Magurran 2003 ; Etienne 2007).

4.3 L'écosystème sol enfin considéré

À sa soixante-huitième session, l'Assemblée générale de l'ONU a déclaré l'année 2015 « Année internationale des sols » (FAO 2013). La crise écologique frappe cette structure vitale pour la production de notre nourriture, l'épuration de nos déchets, la production de nos antidotes, l'équilibrage du climat et la préservation de la ressource en eau (Dupraz et Pech 2007). En accord avec la définition la plus consensuelle, la qualité d'un sol est évaluée par sa capacité à « fonctionner comme un système vivant au service d'un usage pour soutenir la productivité biologique, maintenir la qualité de l'eau et de l'air, et promouvoir la santé des plantes, des animaux et des êtres humains » (Doran 1994). Ce fonctionnement autonome lui donne la valeur d'un écosystème (Ponge 2015) dont la préservation nécessite le maintien des processus biotiques (Lavelle et Spain 2001). Dans le cas des terrils, les sols sont particuliers et un terril peut présenter l'ensemble d'une série climacique, depuis le groupe pionnier jusqu'à la forêt. Les deux facteurs combinés d'un sol artificiel et de la présence de l'ensemble de la chronoséquence phytosociologique permettent la colonisation d'une pédofaune originale et diversifiée. Son analyse apporterait des connaissances pertinentes et complètes à propos du lien entre la formation de la couche d'humus et la faune associée, ainsi que sur la possibilité d'une adaptation aux conditions extrêmes.

4.4 Les collemboles comme élément d'appréciation de la qualité du sol

La notion de « bon état écologique » telle qu'elle est présentée dans la loi sur l'eau de 1992 est une notion relative qui fait appel à l'appréciation du maître d'ouvrage. La recherche d'indicateurs au sein des communautés des milieux que l'on souhaite évaluer reste toutefois la méthode principale d'évaluation.

4.4.1 *Etat écologique d'un sol*

Quatre indicateurs biologiques peuvent être utilisés pour évaluer et comparer le niveau de perturbation d'un sol : l'activité microbienne, les nématodes, la macrofaune (arthropodes et vers de terre) et la mésofaune (acariens et collemboles) (Bispo et al. 2009 ; Gardi et al. 2009). Pour la mésofaune, la diversité et la densité des arthropodes sont des indicateurs pour l'évaluation de l'état écologique d'un sol, avec des méthodes standardisées de prélèvement (ISO 2006). Comme il est affirmé précédemment, le sol du terril est une niche écologique originale et les collemboles constituent une communauté explicite parmi d'autres taxons comme indicateurs de fonctionnement de l'écosystème. Pour la majorité des auteurs, la diversité, la composition et l'abondance de cette faune fournissent un indicateur de l'activité biologique du sol qui permet de qualifier la qualité de la litière (Ponge et al. 1986 , Pernin 2003). Il n'existe pas, à notre connaissance, d'étude spécifique de la faune du sol des terrils

en Europe à l'exception de quelques études naturalistes de comparaison des conséquences de différentes méthodes de requalification (Davis, 1963; Lawrence et Khaloyan 1977; Moore et Luxton 1986 ; Materna 1999). Les travaux qui se rapprochent le plus de notre thème de recherche sont les travaux de l'équipe du Pr. Dunger sur les mines à ciel ouvert dans le sud-est de l'Allemagne (Dunger et Voigtländer 1990; Dunger 1991a; Dunger et al. 2001; Dunger et al. 2002; Dunger et Voigtländer 2005).

4.4.2. *Les collemboles*

A l'issu d'un débat important sur l'évolution des arthropodes (Nardi et al. 2003), la monophylie des collemboles avec les insectes au sein des hexapoda est admise (Timmermans et al. 2008). Les caractères apparents partagés sont les six pattes, la paire d'antennes, les articles maxillaires et mandibulaires et tout un ensemble de synapomorphies qui distingue ce taxon des autres arthropodes (Bitsch et Bitsch 1998, 2000 ; Bitsch 2001 ; Bitsch et Bitsch 2004). Ce qui distingue le taxon, c'est la présence du tube ventral, le collophore, et la possession, parfois à l'état résiduel voire disparue, d'un organe de saut nommé furca. L'ancêtre des collemboles est sorti très tôt de l'eau, probablement avant le dévonien (Haas et al. 2003). Appartenant ainsi aux premiers arthropodes terrestres qui ont colonisé le continent, les collemboles sont présents dans tous les milieux, des plus froids (Sømme 1981 ; Stevens et al. 2006) aux plus chauds, des plus élevés (Sømme 1981 ; Cassagnau 1990, 1996) aux plus profonds (Jordana et al. 2012). Dans le sol, deux écosystèmes sont exploités par les collemboles : la litière et le sol profond (Lavelle et Spain 2001). En fonction de la niche exploitée, les collemboles développent des adaptations morphologiques que l'on peut regrouper selon trois adjectifs : eu-édaphique pour les adaptations au sol profond, épigé (ou épi-édaphique) pour la vie en surface, et héli-édaphique pour les espèces de l'horizon du sol intermédiaire (Gisin 1943). Avec des espèces ubiquistes ou très spécialisées, les analyses sur les communautés de collemboles produisent de bons indicateurs. La spécification de la réaction des espèces à une perturbation et la résolution de cette réaction en fonction de l'intensité de la perturbation font que ces indicateurs sont en accord avec les besoins d'un biomonitoring du sol (Van Straalen 1998; Parisi 2001; Gardi et al. 2003; Ponge et al. 2003).

4.4.3. *Collemboles et écologie du sol*

De nombreuses études de diagnostic d'états de perturbation du sol en fonction de l'activité humaine peuvent être réalisées par l'analyse des communautés de collemboles (Arpin et al. 1984 ; Chiverton et Sotherton 1991 ; Deharveng 1996 ; Rusek 1999 ; Cortet et al. 2002 ; Ponge et al. 2003 ; Gardi et al. 2003 ; Fließbach et al. 2007 ; Bispo et al. 2009 ; Mazzoncini et al. 2010) et le laboratoire Ecologie et Biodiversité accentue sa recherche sur la mise en place de méthodes d'indication basées sur l'analyse de communautés de collemboles (*e.g.* Vanhée et al. 2015). Comme La plupart des espèces de collemboles ont une capacité restreinte de déplacement, la proximité de la nourriture est un facteur limitatif pour une grande partie de cette guildes des décomposeurs.

5. Objectif de la thèse

Dans une première partie, nous proposons un inventaire analytique des variables environnementales qui distinguent le sol du terril du sol de l'environnement originel, afin de recenser les causes motrices de la rupture écologique présentée par la modification du sol. Dans une deuxième partie nous proposons d'évaluer la décomposition de la litière comme indicateur de l'impact de la vie du sol sur les paramètres de l'humification. L'analyse des communautés de collemboles de ces sacs de litière sera mis en correspondance avec les paramètres de l'humification et l'influence du paysage comme habitat pour ces mêmes communautés sera évaluée. Enfin, dans une troisième partie, nous allons étudier les communautés de collemboles comme indicateurs de la distinction de la faune du sol des terrils par rapport à celle des communautés environnantes. Une réflexion sera portée sur l'intérêt de la préservation ou de la gestion des espaces naturels du terril pour le maintien d'une faune peu ordinaire à l'échelle de la Région. Cette présentation est analogue à l'exécution d'un schéma DPSIR (Smeets et Weterings 1999) sur le contexte d'un aspect de la biodiversité post-industrielle.

Comprendre, ce n'est pas tout comprendre, c'est aussi reconnaître qu'il y a de l'incompréhensible.
Edgar Morin ; La méthode, Éthique (2004)

Chap. I Un monde nouveau à l'échelle du sol

1. Introduction : Le terril est un technosol au milieu des anthrosols

1.1 Le contexte initial : l'environnement originel

Nous pouvons distinguer deux type de paysages en fonction de la strate végétale dominante : les milieux *fermés* par un couvert forestier, et les milieux *ouverts*. Comme nous l'avons vu dans l'introduction, le défrichage de la forêt de la Région, suivi de l'exploitation agricole, est très ancien puisqu'il précède la civilisation romaine. Cette modification du paysage a conduit inéluctablement à la transformation des sols. Cette contrainte de l'ouverture paysagère sur les sols formés sous couvert forestier pour la production de graminées, céréales ou pâturages, est nocive à sa durabilité (Bourguignon et Bourguignon 2008). En améliorant les méthodes d'exploitation agricole, grâce à la carbochimie et la mécanisation, la révolution industrielle a accentué cette contrainte imposée aux paysages en général et aux sols en particuliers. L'uniformisation des paysages est l'une des principales sources de disparition des écosystèmes particuliers et donc des taxons qui lui sont rattachés (Deharveng 1996; Ponge et al. 2005). Pour la faune du sol, cette uniformisation peut être la conséquence d'un labour profond (Cortet et al. 2002 ; Fließbach et al. 2007 ; Mazzoncini et al. 2010) ou des traitements chimiques aux biocides (Chiverton et Sotherton 1991 ; Cortet et Poinot 2000 ; Cortet et al. 2002). Sous le climat océanique, l'exploitation excessive des sols limoneux par une agriculture intensive peut conduire à un anthrosol (AFES 2008 ; IUSS 2014), à ne pas confondre avec l'anthroposol qui représente les sols artificiels. Ce sol est étendu sur de grandes surfaces. Aussi, sur la majorité du territoire, l'humus est fortement minéralisé lorsqu'il n'est pas complètement absent (Zanella et al. 2011).

1.2 La formation d'un sol nouveau

La modification du sol originel peut être causée par la mise en place d'un revêtement en enrobé ou d'une accumulation de déchets ou de résidus miniers, comme dans le cas des terrils. Loin de n'avoir que des aspects négatifs, certains sols ainsi modifiés peuvent devenir de véritables biotopes à valeur patrimoniale au sein d'un environnement uniformisé (Lemoine 2012b).

Les terrils, qu'ils soient constitués des rejets du sous-sol ou des produits issus du lavage des schistes, constitue un nouveau sol dans le paysage qui induit une rupture pédologique se rajoutant à la rupture topographique (Lemoine 2013). Ce sol nouvellement constitué par l'amas de schistes et de grés est un sol squelettique selon la nomenclature des humus (Zanella

et al. 2011). Ce sol répond aussi à la définition de technosol (IUSS 2014) ou anthroposol (AFES 2008), en raison de l'origine de son matériel anthropique technologique (horizon « Ztc » sensu AFES 2008). L'origine artificielle du substrat et sa composition avec du matériel réactif va conditionner l'ensemble des propriétés du sol et son évolution dans le temps (Séré 2007). Les premiers éléments distinctifs remarquables des schistes par rapport aux sols de l'environnement régional hors terrils sont la couleur (Raes et Bosteels 2006) et la granulométrie. Bien que le substrat soit rejeté sans distinction en amas, ce technosol dégage un profil pédologique en trois horizons (Ghio 1975) : une couverture qui mélange cailloux et terre fine avec une granulométrie particulière en surface, objet de la thèse, puis un mélange de cailloux schisteux et d'éléments plus fins entre 20 et 60 cm de profondeur, et enfin une masse compacte de gros blocs de grès et de schistes en profondeur.

La texture des amas de schistes en surface est similaire à celle d'un sol dénué d'une texture fine, le lithosol (AFES 2008) ou regosol (IUSS 2014). La composition de ces nouveaux sols joue un rôle important comme filtre environnemental sur la composition floristique (Vetterlein et al. 1999), fongique (Bon et Delzenne-Van Haluwyn 1971, 1981, 1982, 1983a, 1983b ; Lécuro et Courtecuisse 1998; Gavériaux 1998, 2002) et faunistique (Petit et Leprêtre 1987 ; Dufrêne et al. 1990 ; Rasmont et al. 1990). Le filtre environnemental résulte essentiellement du microclimat chaud et sec distinct de la plaine environnante : la présence d'un relief avec une exposition au sud, l'absence d'une protection végétale lors de la conception, un faible albédo provoqué par un substrat noir qui absorbe l'énergie lumineuse et une structure feuilletée qui la conserve sous forme thermique, et surtout la présence exceptionnelle de zones de combustion.

1.3 La combustion affecte le biotope

Ces zones de combustion sont liées à la présence de déchets putrescibles, de pyrite et de houille résiduelle sur les schistes rejetés lorsque les techniques ne permettaient pas encore de valoriser ces « déchets » (Limacher 1963 ; Masalehdani et Paquette 2013 ; Thiery et al. 2013). D'après Debehault (1968), la combustion des terrils est liée à un mécanisme en trois étapes : **une oxydation des pyrites**, concrétions minérales produites pendant 400 millions d'années en condition anoxique et subitement mises au contact de l'oxygène, **une élévation très forte de la température** et une accumulation de chaleur à l'échelle du terril dans un volume confiné. Cette chaleur va provoquer **la distillation d'hydrocarbures primaires en hydrocarbures volatils** suivi de la combustion de ces derniers (Musin 2000). Les cas de combustion non-spontanée par mise à feu artificielle de gaz en surface sont exceptionnels. La détection de ces zones de combustion se fait grâce à la couleur rouge des schistes cuits à haute température, la présence de zones brûlantes superficielles avec des températures de surface supérieure à 40-50°C, et le dégagement de gaz soufrés. Cette combustion débute dès le début de l'oxydation des pyrites au contact de l'air et peut durer plusieurs décennies comme sur le terril 3 Grand Buisson du Borinage en Belgique dont la combustion, toujours en cours, a commencé en 1929 (Musin 2000). Comme les progrès technologiques ont permis une meilleure récupération de la houille résiduelle sur les schistes, les terrils concernés sont donc

les terrils contenant les rejets d'exploitation les plus anciens, dont le nombre est estimé à 74 dans la Région (Ghouzi 1982). A côté de ces éléments exceptionnels, la différenciation des biotopes que propose le terril dans sa globalité est essentiellement liée à la composition du sol, et un inventaire de ces éléments est nécessaire à l'échelle des stations pour comprendre les différences observées dans les biocénoses.

Tableau 1 : Références et caractéristiques des terrils soumis à un échantillonnage de la faune du sol. Ht. = hauteur ; Alti. = altimétrie ; Surf. = surface ; Vol. = volume ; Env. = environnement urbain, boisé ou rural ; Pulvé. = pulvérulente ; int. = intérieure ; sept. = septentrionale. ; Vég. = végétalisation artificielle ; Orig. = puit d'origine du terril ; Déb = année de naissance ; fin = constat d'arrêt ; Granulo = aspect du sol Source : CPIE et Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais 2008

	T2	T7	T9	T11	T12	T56	T93	T98	T108	T115	T122
Commune	Ruitz	Haillicourt	Haillicourt	Bruay la Buissière	Bruay la Buissière	Verquin	Harnes	Estevelles	Ostrico urt	Libercourt	Leforest
Terroir	Artois sept.	Artois sept.	Artois sept.	Artois sept.	Artois sept.	Flandre int.	Flandre int.	Pévèle	Pévèle	Pévèle	Pévèle
Ht. m.	100	11	73	51	52	87	90	70	72	47	43
Alti. m.	180	95	122	99	99	62	83	93	100	51	84
Surf. ha	12	10.78	9	6.36	7.95	7.03	9.4	18.2	6	20	4.6
Vol. 10 ³ m ³	5545	1600	2100	125	137	1760	2100	3600	1400	4000	500
Env.	urb.	urb.	urb.	bois	bois	urb.	rural	rural	bois	urb.	bois
Vég.	oui	oui	non	oui	oui	oui	non	non	non	non	non
Orig.	Puit n°6	Puit n°6	Puit n°2bis	Lavoir carbolux	Lavoir carbolux	Puit n°8	Puit n°21	Puits n°24 et 25	Puit n°7	Puit n°2 lavoir	Puit n°10
Forme	Grand terril moderne	plat	conique	plat	creux	conique	conique	tronqué	conique	Grand terril moderne	conique
Déb.	1913	1913	1907	1930	1930	1902	1914	1932	1923	1948	1923
Fin	78-80	78-80	Avant 78	Avant 78	Avant 78	Avant 78	Avant 78	Après 1980	78-80	78-80	Avant 78
Granulo.	Fine à grossière	Fine à grossière	Grossière	Fine	Pulvér.	Pulvér.	Pulvér.	Pulvér.	Pulvér.	Pulvér.	Fine a grossière

2. Matériel et méthode : analyse des sols des terrils

Avec le CPIE chaîne des terrils, nous avons effectué une sélection de 11 terrils (Tableau 1 sans le T74) en fonction de trois critères : la couverture végétale dominante du terril, l'occupation de l'environnement périphérique, et la situation géographique. L'ensemble des terrils choisis se trouve dans la partie ouest du bassin minier, entre les communes de Bruay la Buisnière et de Leforest (Figure 6).

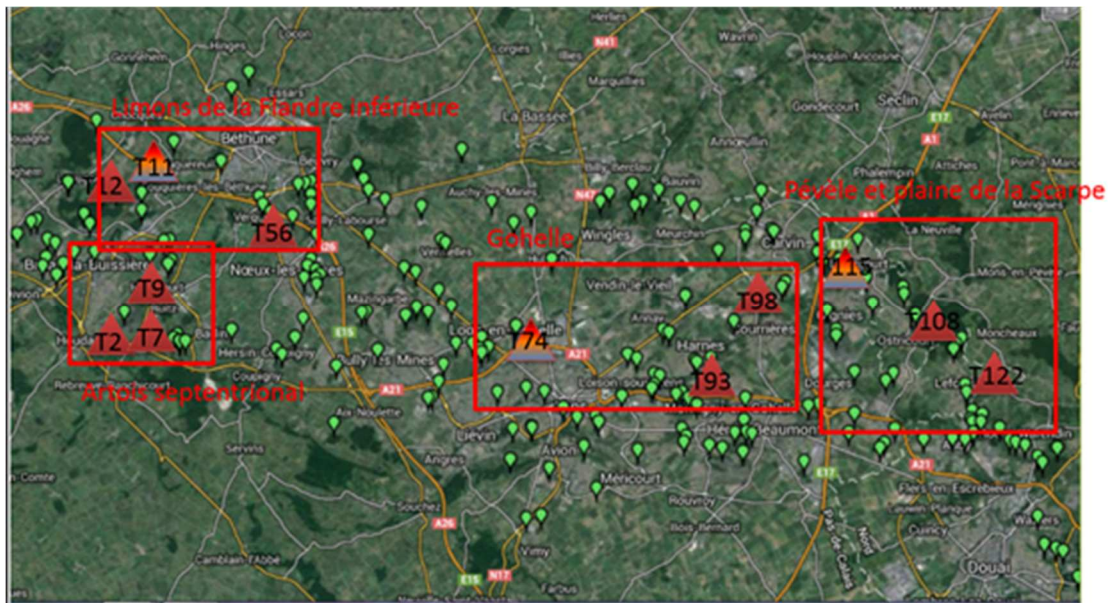


Figure 5: Carte de répartition des terrils échantillonnés en fonction des terroirs phytogéographiques encadrés en rouge.
Source : modifié d'après CPIE CdT et Conservatoire Botanique National de Bailleul

Nous avons sélectionné deux terrils boisés au milieu de la forêt, le T11 au milieu du bois des dames de Bruay la Buisnière et le T108 dans la forêt de Phalempin à Ostricourt. Nous avons complété la liste des terrils intra-forestiers par les deux terrils majoritairement non boisés : le T12 à côté du T11 et le terril T115 de Libercourt. Trois terrils au milieu de sites urbains ou agricoles dont la végétation a atteint le stade du boisement ont été détectés à Ruitz (T7), Haillicourt (T9), Verquin (T56) et Leforest (T122). Enfin, des exemplaires du cas le plus classique, à savoir des terrils en friche au milieu de sites anthropisés ont été sélectionnés à Ruitz (T2), Harnes (T93) et Estevelles (T98) (Figure 8).



Figure 7: Quatre catégories de terrils : terril boisé au milieu d'un bois (T108), terril boisé au milieu des champs (T122), terril en friche au milieu des bois (T115) et terril en friche au milieu des champs (T98)

Comme les terrils sont des technosols très différents des sols que l'on trouve dans l'environnement, il est important, dans une première étape de caractériser les paramètres physico-chimiques de ceux-ci en comparaison de ceux de l'environnement. L'absence du pouvoir de rétention d'eau et l'absence d'éléments essentiels à la croissance des plantes sont des facteurs limitants qui sévissent sur les terrils (Ash et al. 1994 ; Koutecký 2005 ; Woch et al. 2013). Nous proposons donc une analyse comparative des sols prélevés à la surface du terril avec des sols prélevés dans l'environnement périphérique. Les paramètres sélectionnés correspondent aux indicateurs classiques recherchés en pédologie : la texture conformément à la méthode normalisée NF X31-107 (AFNOR 2003), les constituants de la matière organique, la quantité d'azote total (urée, ammoniacque, nitrite et nitrate) mesurée par la méthode « Dumas » et le pH sur eau résiduelle.

2.1 Les campagnes de prélèvement

2.1.1 *Le terril dans son environnement*

Nous avons souhaité vérifier les hypothèses d'une distinction des sols des terrils pour les paramètres texture, alcalinité, matière organique, azote total et rapport C/N. Nous avons distingué quatre classes de milieux distincts par leur couverture végétale. Ces quatre classes correspondent à une chronoséquence de la végétation : sol nu, végétation basse, zone arbustive et bois. Nous avons ainsi prélevé 4 lots de trois échantillons pour obtenir douze échantillons de sol par terril. De manière similaire, douze échantillons ont été prélevés sur des stations dans un rayon inférieur à 1 km de chaque terril et présentant des couvertures végétales similaires. Nous avons donc récolté 264 échantillons pour 88 stations la moitié provenant des 11 terrils et l'autre moitié prélevée dans leur environnement proche.

Toutefois, un ensemble de résultats des analyses n'a pu être retenu. Il s'agit en tout premier lieu des résultats des analyses de 10 stations nues sur terrils (30 échantillons) qui n'ont pu être exploitées faute de stations sans couverture végétale dans l'environnement au moment de l'échantillonnage. Seul l'échantillonnage de l'environnement du terril T122 de Leforest a permis l'obtention de données de comparaison pour les sols nus. De même, six stations (18 échantillons) dans l'environnement n'ont pu être représentées par des végétations exclusivement similaires sur les terrils. L'analyse comparative a donc été réalisée sur 36 stations de terrils et le même nombre de stations dans l'environnement.

2.1.2 Quelques échantillons supplémentaires sur l'ensemble du bassin minier

Parrallèlement à cette analyse comparative, nous avons récupéré les données de deux autres campagnes d'échantillonnage (Figure 9). La première provient de la thèse de Daniel Petit (1980) avec 6 échantillons provenant de six terrils différents. La deuxième est une étude réalisée en partie dans le bassin minier qui nous a fourni 66 échantillons sur la commune de Leforest. L'ensemble des stations analysées, terrils et environnements associés, nous a fourni une base de données de 338 échantillons. La plupart des études de texture retrouvées dans la littérature n'a pu être exploitée en raison d'une classification simplifiée en 3 classes : argile, limon et sables (Jochimsen 1996 ; Szczepanska et Twardowska 1999 ; Lottermoser 2003 ; Koutecký 2005 ; Woch et al. 2013). Cette division en trois classes ne permet pas une comparaison aussi précise que celle en cinq catégories que nous avons choisie : argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers.



Figure 9: Carte de l'emplacement schématique des sites de prélèvement utilisés pour la granulométrie. En jaune les sites du projet, en vert les sites de la thèse de D. Petit 1980. Source : modifié d'après CPIE CdT 2015

2.2 Analyse de la texture

La granulométrie est la mesure de proportion des particules de terre fine (diamètre des particules < 2mm) en fonction de leur diamètre (Baize et Jabiol 1995; Moeys 2007) : argiles (taille 0-2 μ m), limons fins (2-20 μ m), limons grossiers (20-50 μ m), sables fins (50-200 μ m) et sables grossiers (200-2000 μ m). Au-delà de 2 mm, les blocs, galets et graviers sont classés hors composition de la terre fine. Bien que la composition physico-chimique du schiste, roche formée d'argiles sédimentés au Paléozoïque soit distincte des sédiments du quaternaire, cette nomenclature en argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers s'applique aussi aux particules provenant de la dégradation de cette roche (F. Douay, communication pers.). Plusieurs nomenclatures permettent de donner un nom aux sols en fonction des proportions d'argiles, limons et sables. Nous avons choisi la nomenclature européenne qui

fixe la limite de taille entre limon et sable à 50 μm contrairement aux nomenclatures des écoles australiennes, suédoises et internationales qui fixent la limite de cette taille à 20 μm (Moeys 2014). Le classement des textures de terres fines dans un triangle de texture des sols permet l'obtention d'une représentation sur trois axes de l'ensemble de nos échantillons. Ainsi vectorisée, une dénomination simple est possible pour la granulométrie de chaque échantillon. Sur la base des résultats du triangle de texture des sols, il existe quinze classifications de texture des sols correspondant à quatorze écoles de pédologie (Moeys 2014). La classification utilisée pour la cartographie européenne, HYPRES est la plus simple avec une nomenclature en cinq classes pour l'évaluation de la composante de la terre fine : très fine VF, fine F, moyennement fine MF, médium M et grossière C.

2.3 Analyse de la composition organique des échantillons

Un des facteurs pouvant limiter la fertilité des sols est l'absence d'azote sous sa forme nitrate. L'azote sous ses différentes compositions organiques (protéique, nitrate) ou minérale (nitrique ou ammoniacal) est utilisé par les micro-organismes du sol et les plantes pour leur croissance. Une compétition pour l'azote peut alors s'installer entre les micro-organismes et les plantes, provoquant une faim d'azote si le rapport C/N est supérieur à 20, c'est-à-dire s'il n'y a pas assez d'azote pour permettre la décomposition du carbone par les micro-organismes. A l'opposé, si le rapport C/N est inférieur à 15, une quantité d'azote est libérée par les micro-organismes sous la forme nitrate et se trouve à la disposition des plantes (Giroux et Audesse 2004).

La mesure de l'azote total a été effectuée selon la méthode Dumas, à savoir la combustion de l'échantillon broyé à environ 1000°C en présence d'oxygène, suivi d'une quantification de l'azote moléculaire (N_2) après séparation chromatographique au moyen d'un appareil de mesure de la conductivité thermique : le catharomètre (NF ISO 13878). La matière organique (MO) a été analysée selon la méthode *Anne*, une méthode de détermination par spectrométrie de la teneur en carbone organique dans le sol, après oxydation à chaud dans un milieu sulfochromique (NF ISO 14235). Parallèlement à cette analyse de la matière organique, le pH a été mesuré sur l'eau résiduelle de l'analyse de sol (NF ISO 10390). Les analyses ont été réalisées par le laboratoire LCA©.

2.4 Analyse de données de qualité du sol

La comparaison entre les sols a été effectuée en deux temps pour deux échelles différentes.

Dans un premier temps, nous avons compilé l'ensemble des données des 338 échantillons de sols en notre possession. Afin de distinguer graphiquement l'ensemble de ces stations sur un plan à deux dimensions, nous avons soumis ces variables de granulométrie et de composition organique à des analyses multifactorielles. Nous avons soumis ces échantillons à deux représentations graphiques avec ségrégation des origines par couleurs, rouge pour l'environnement, bleu pour les terrils : une projection d'une analyse multifactorielle et une projection dans un triangle en trois axes de texture des sols en prenant la classification européenne HYPRES comme référentiel de ségrégation. Les distributions des valeurs obtenues sur ces 338 échantillons pour chaque paramètre sont quantitatives et la comparaison des échantillons est linéaire. Aussi, nous pouvons utiliser le modèle de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour produire des valeurs de synthèse et les représenter par projection dans un plan (Dray et Chessel 2008). Cette analyse a été réalisée sous R package ade4 (Dray et al. 2004; Dray et al. 2007; Dray et Dufour 2007) et la représentativité des valeurs de synthèse a été soumise au test de l'ébouilissement des valeurs propres. Les textures de chaque prélèvement ont été projetées sur un Triangle de Texture des Sols à l'aide du package soiltexture sous R (Moeys 2014). Ensuite, les échantillons ont été regroupés en fonction de la couverture végétale de la station de leur provenance. Les échantillons ont été distingués sous quatre catégories de couvertures végétales par appréciation sur le terrain : zones nus, couvertures végétales basses, zones arbustives et couvertures forestières. L'ensemble de ces tests statistiques a été réalisé sous R package Rcmdr (Fox 2005).

Dans un deuxième temps nous avons comparé les 36 stations de terrils aux 36 stations de l'environnement présentant une couverture de végétation similaire. Un test de Shapiro-Wilk ne détecte pas une normalité de la distribution de nos résultats pour toutes les variables (sauf pH) sur ces 72 stations. Aussi, la comparaison des échantillons par catégories environnement et terril pour chaque paramètre de texture et de composition chimique a été soumise au test non paramétrique de Wilcoxon apparié. Pour le pH, l'amplitude de la différence entre l'acidité des sols des terrils et l'acidité des sols de l'environnement étant normale, un t-test apparié de comparaison de moyennes a été appliqué entre les échantillons d'une station sur terril et la station correspondante dans l'environnement.

3. Résultats de l'étude des sols

3.1 Texture des sols

La composition de la terre fine du sol des terrils est distincte des sols de l'environnement (Figure 10) pour les cinq composantes de la texture : argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers. Cette différence est particulièrement importante pour les sables grossiers mais moins significative pour les sables fins. Une grande majorité des textures de la partie terre fine du sol des échantillons de terril correspond à la classe texture grossière (Figure 11). Elles correspondent à celles d'un sable dunaire. Toutefois, il n'est pas à négliger que la texture de certains échantillons de sol de terril puisse correspondre à la texture médium.

Le facteur distinctif de ces

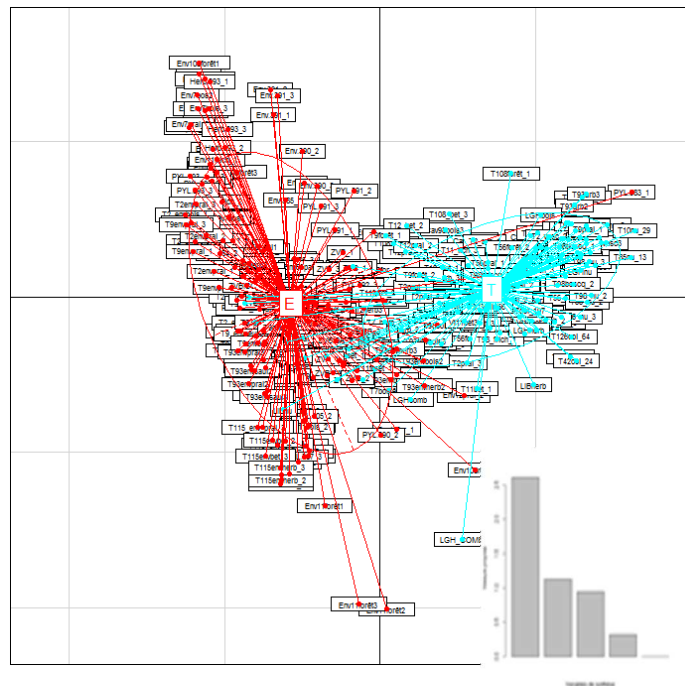


Figure 10: Représentation de l'analyse en Composantes Principales des sols de terrils (T, n=147) et des sols de l'environnement (E, n=191). Les variables sont les proportions de 5 classes de composés de la texture des sols. Histogramme = Éboulis des valeurs propres de l'ACP des sols de terrils vs sols de l'environnement. Les deux axes du plan expliquent 89 % de la répartition des stations. package ade4 (Dray et al. 2004 ; Dray et al. 2007 ; Dray et Dufour 2007)

Texture triangle: HYPRES / European Soil Map

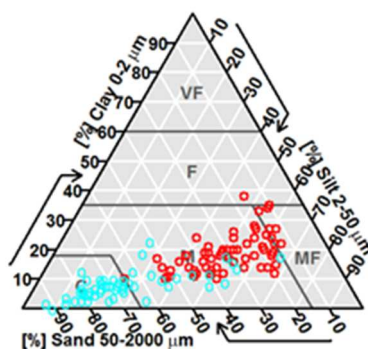


Figure 11: Représentation des textures d'échantillons de sols du bassin minier : sols de terrils (n=147) ; sols de l'environnement (n=191), en bleu = sols de terril, en rouge = sols de l'environnement. Analyse réalisée avec le package soiltexture sur R (Moeys 2014)

échantillons de terril dont la texture est proche de celle de l'environnement est la colonisation par la végétation. Lorsqu'on regroupe les échantillons en fonction du recouvrement végétal, la terre fine des échantillons de sols nus se distinguent par une granulométrie plus grossière que celle des sols recouverts de végétation (Figure 12). L'ensemble des stations de l'environnement périphérique présentent des sols médium, c'est-à-dire limoneux ou limono-argileux. Un seul échantillon de sol de l'environnement présente une texture à la limite de la texture grossière. Prélevé au pied d'un pylône de ligne à haute tension, il s'agit probablement d'un prélèvement dans le remblai sableux de fondation, même si

cela n'a pas été détecté lors du prélèvement. Il existe une différence significative (test de wilcoxon) pour quatre classes de granulométrie entre les sols de l'environnement et les sols de terril (Figure 9). Ainsi, les sables grossiers ($V = 47$ $p\text{-value} = 6,3 \cdot 10^{-07}$) sont, en proportion plus importante sur les terrils que sur les sols de l'environnement, au détriment des limons grossiers ($V = 532,5$ $p\text{-value} = 0.0018$), des limons fins ($V = 625$ $p\text{-value} = 2,893 \cdot 10^{-07}$) et des argiles ($V = 599$ $p\text{-value} = 3,029 \cdot 10^{-05}$). Par contre, la différence n'est pas significative pour les sables fins entre les terrils et les sols de l'environnement (Test de Wilcoxon, $V = 453$ $p\text{-value} > 0,05$).

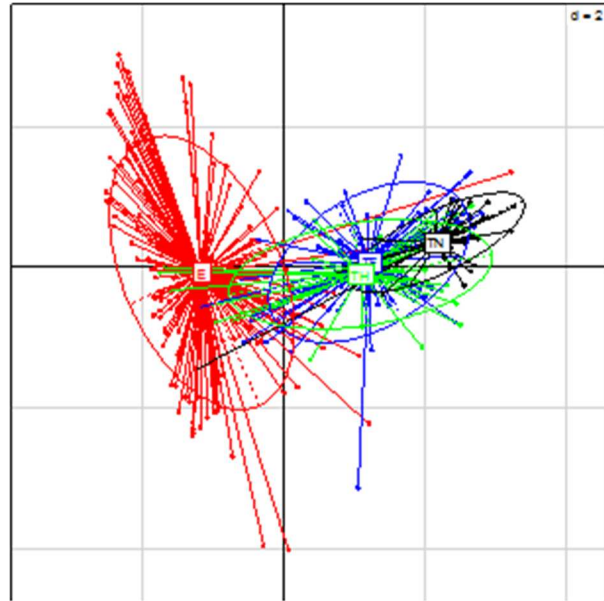
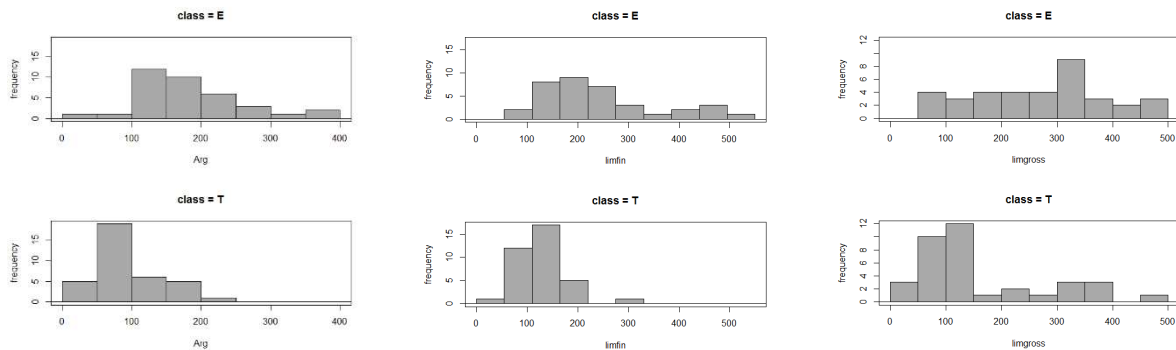


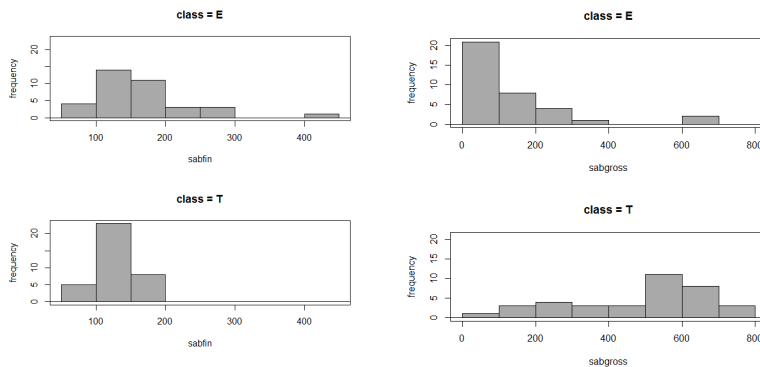
Figure 12: ACP des sols de terrils et des sols de l'environnement en fonction de la couverture végétale. Les variables sont les proportions de 5 classes de composés de la texture des sols. En rouge (E) les sols de l'environnement, en bleu (TF) les sols forestiers sur terril, en vert (TH) les sols de terrils recouverts d'une végétation basse et en noir (TN) les



ARGILES
 $V = 599$, $P\text{-VALUE} = 3.029E-05$

LIMONS FINS
 $V = 625$, $P\text{-VALUE} = 2.893E-07$

LIMONS GROSSIERS
 $V = 532.5$, $P\text{-VALUE} = 0.001769$



SABLES FINS
 $V = 453$, $P\text{-VALUE} = 0.05988$

SABLES GROSSIERS
 $V = 47$, $P\text{-VALUE} = 6.283E-07$

Figure 13 : Distribution des échantillons en fonction des classes de proportions des argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers entre les sols du milieu environnant (classe E) et les sols des terrils (classe T). Test de wilcoxon apparié sur R package Rcmdr (Fox 2005)

3.2. Résultats de l'analyse chimique

Comme pour la granulométrie, les analyses chimiques ont été réalisées en deux temps : une analyse globale sur l'ensemble des données de nos 338 échantillons puis une analyse appariée par végétations similaires entre terril et environnement sur 36 paires de stations.

3.2.1. A l'échelle du bassin minier

Le nombre de stations contenant des taux de matière organique et d'azote très importants est plus élevé sur les terrils que dans les sites périphériques de l'environnement. La station « T9for » qui se trouve dans l'ourlet forestier à la base du terril en combustion T9 de Haillicourt se démarque par un taux de matières organiques particulièrement élevé.

Pour le rapport C/N, 41 stations montrent des taux supérieurs à 14, valeur plafond au dessus de laquelle la disponibilité de l'azote sous forme nitrate est fortement réduite. Les terrils les plus concernées par ces rapports élevés sont les terrils T2, T9, T11, T12, et T93 quel que soit le couvert végétal. Ce sont les terrils constitués en partie (T2) ou intégralement (T11, T12 et T93) à partir des résidus de lavoirs, sauf dans le cas du T9 dont la particularité est d'être un terril en combustion. Deux stations boisées situées dans l'environnement du terril T122 montrent aussi des rapports C/N élevés. Ce rapport important est à l'origine d'une accumulation d'humus de type *moder*. Ces paramètres sont liés à la nature des molécules organiques en jeu et à la présence des organismes qui agissent sur le cycle de la décomposition.

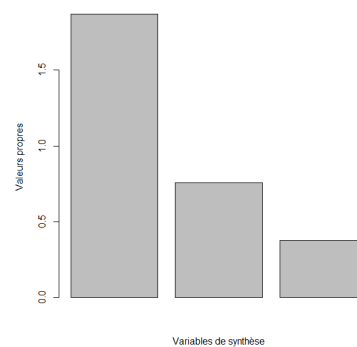
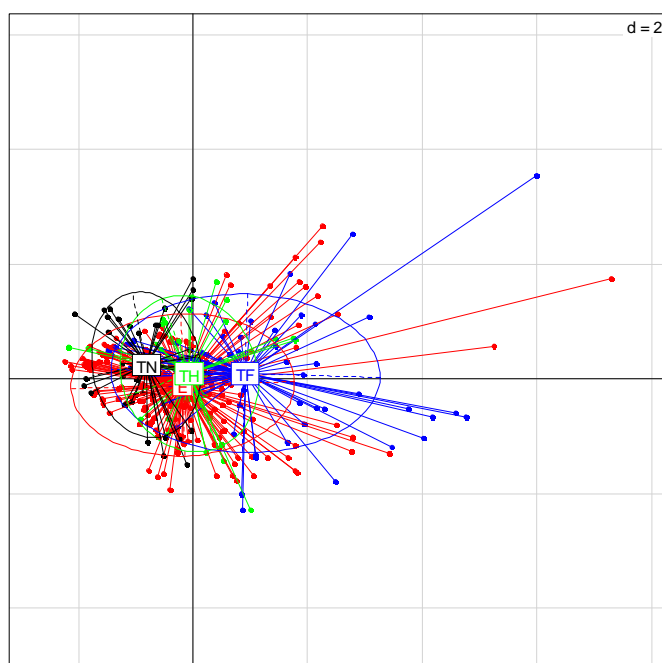
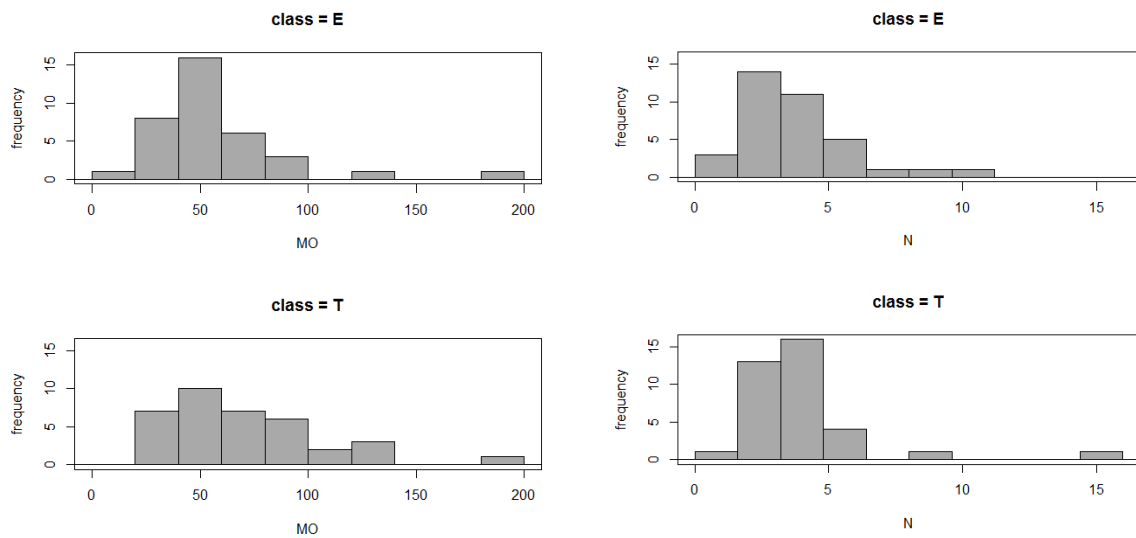


Figure 14 : Représentation de l'Analyse en Composantes Principales des sols de terrils (n=147) et des sols de l'environnement (n=191). Les variables sont la quantité de matière organique et d'azote total; Les deux axes du plan expliquent 87 % de la répartition des stations. TN : station nue. TF stations boisées, TH : stations végétation basse. E : stations de l'environnement en rouge.

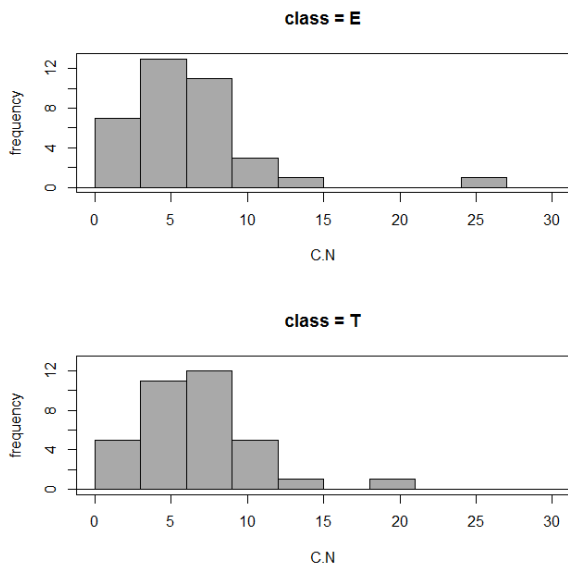
3.2.2. Comparaison des paramètres organiques entre les terrils et leur environnement périphérique

L'ensemble de nos stations ne présente pas de différences significatives entre les sols des terrils et ceux de l'environnement (Figure 11), que cela soit pour le pH (test de Wilcoxon, $n=72$, $V = 207$, $p>0.05$), la quantité d'azote (test de Wilcoxon, $n=72$, $V=255$, $p>0.05$) ou le rapport C/N (test de Wilcoxon, $n=72$, $V=275.5$, $p>0.05$). Il y a toutefois plus de stations sur les terrils présentant un taux de matière organique important (Test de Wilcoxon, $n=72$, $V=199.5$, $p=0.037$) malgré des rapports C/N inférieurs à 15. L'explication de la faible dégradation de la matière organique est à rechercher en dehors de ce rapport C/N.



Matière Organiques totale (d'origine non géologique) $V = 199.5$, $p\text{-value} = 0.03666$

Azote total $V = 255$, $p\text{-value} = 0.3298$



Rapport C/N Wilcoxon $V = 275.5$, $p\text{-value} = 0.3705$

Figure 15 : Différences de qualité du sol pour les indicateurs MO, Azote total, pH, et C/N entre les sols des terrils (Class T $n=36$) et les sols du milieu environnant (Class E $n=36$). Tests de Wilcoxon appariés réalisés avec Rcmdr sous R (Fox, 2005)

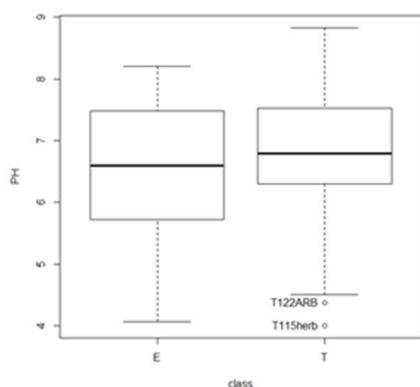


Figure 16 : Différences de qualité du sol pour le pH entre les sols des terrils (T n=36) et les sols du milieu environnant (E n=36). Tests de Wilcoxon appariés réalisés avec Rcmdr sous R (Fox, 2005) V = 207, p-value = 0.07826

On ne peut pas rejeter l’hypothèse que les sols de terrils présentent la même alcalinité que ceux de l’environnement, malgré les réactions chimiques en jeu dans ces sols. Certains terrils présentent des sols particulièrement acides : la bétulaie du terril T108 d’Ostricourt ($4,6 \pm 0,1$), la bétulaie et la chênaie du terril T11 de Bruay la Buissière ($5 \pm 0,4$) et ($4,6 \pm 0,1$) respectivement, et la bétulaie du terril T122 de Leforest ($4,4 \pm 0,4$).

Toutefois, une telle acidité du sol se retrouve également dans les stations boisées de l’environnement et donne aux sols concernés une tendance podzolique : le bois de Phalempin ($4,8 \pm 0,2$), une pâture à Ostricourt ($5,5 \pm 0,1$), trois stations dans le bois des dames de Bruay la buissière ($4,7 \pm 0,2$, $4,6 \pm 0,3$ et $4,1 \pm 0,2$) et un bosquet à Leforest ($5,3 \pm 0,1$).

0,3 et $4,1 \pm 0,2$) et un bosquet à Leforest ($5,3 \pm 0,1$).

Inversement, certaines stations de terrils présentent des pH de sol très alcalins similaires aux sols calcaires. Ces pH élevés concernent en majorité des stations à schistes nus: terril T12 de Bruay la Buissière ($8,1 \pm 0,1$), T2 de Ruitz ($8,8 \pm 0,1$) et T9 de Haillicourt ($8,40 \pm 0,14$). Une station dont le schiste est recouvert de lichen du genre *Cladonia* est concernée par un pH élevé : T11lich ($8,2 \pm 0,10$). L’ensemble du terril de Harnes T93 est constitué d’un substrat alcalin. Il est remarquable que ces mêmes terrils soient ceux qui se distinguent par un rapport C/N élevés (cf. 3.2.1).



pH $8,40 \pm 0,14$

pH $8,23 \pm 0,31$

pH $7,67 \pm 0,38$

Figure 17 : Le terril T93 de Harnes. Un terril particulièrement alcalin

Certaines stations dans l’environnement se démarquent aussi par des sols alcalins. Une prairie ($7,7 \pm 0,3$) et une haie ($7,7 \pm 0,5$) à Harnes pour lesquelles on peut s’interroger si le sol n’a pas été contaminé par un ancien cavalier constitué avec le même substrat que le terril T93 à proximité. Une ancienne décharge recouverte d’argile dans la sablière du bois des dames de Bruay la Buissière ($8,2 \pm 0,1$) à proximité du T11 est repérable par un semis de prairie fleurie.

Les sols des accotements de bord de routes peuvent aussi avoir été contaminés par les schistes du T9 d'Haillicourt, qu'ils soient recouvert d'herbes ($8 \pm 0,2$) ou d'une plantation d'arbres ($8 \pm 0,1$).

4. Discussion sur l'analyse des sols

Issu de la sédimentation d'argiles et de sables au Carbonifère et au Permien, les schistes et les grès remis en surface sur des terrils composent un sol jeune dont l'altération incomplète donne une terre fine avec une granulométrie grossière. Ce sol permet à une végétation de se développer et d'entamer le cycle du carbone et de l'azote.

Sur les photographies aériennes du bois des dames de Bruay la Buisnière, l'emplacement du terril T12 se distingue par la couleur vert pâle de la végétation. Cette couleur est liée à une croissance difficile des arbres de la bétulaie (G. Lemoine, communication pers.).

La gestion des prairies du terril T115 de Libercourt est assurée par le pâturage des vaches de race Highland et les chevaux des écopardes du terril. Toutefois, les excréments de ces mammifères ne se dégradent pas, provoquant la formation d'une couche organique non assimilable (B. Cossement, communication pers. et observation pers.).

Ces deux observations distinctes suggèrent que le sol de ces sites n'est pas fonctionnel au sens de la définition de Doran (1994). La composition chimique en matière organique et azote des stations prospectées ne diffèrent pas des stations environnantes sauf dans quelques cas où les valeurs les plus extrêmes se trouvent sur les terrils. Les terrils concernés par ces valeurs extrêmes sont des terrils produits avec des schistes lavés ou ayant subi une combustion. Ce n'est donc pas tant la structure, la texture et la quantité des éléments nutritifs qui agissent sur le fonctionnement de ce sol que l'impact de la combustion ou des traitements dans les lavoirs. Nous pouvons suspecter que des actions aussi agressives que la combustion ou le lavage ont conduit à la contamination ou une dénaturation du substrat.

Le rapport C/N dans des conditions extrêmes d'acidité ou d'alcalinité n'est pas exploitable pour l'étude de la fertilité des sols des terrils. Un azote total en abondance détecté par la méthode Dumas peut signaler cet azote sous sa forme ammoniacal, inexploitable pour les plantes. Or, la quantité de matière organique accumulée n'est pas liée à la disponibilité de l'azote total mais à celle de l'azote sous forme de nitrates. L'ammoniac peut encore être présent en grande quantité sur les terrils. (*e.g.* petit 1980).

Des quantités de matières organiques et d'azotes élevées, combinées à une alcalinité élevée, suggèrent la présence d'un ou plusieurs composés perturbant la dégradation de la matière organique, éventuellement la présence d'ammoniac.

Le terril est donc un milieu très différent sur lequel on peut s'attendre à une faune et une fonge du cycle de la décomposition différentes de celle de l'environnement.

...quia pulvis es et in pulverem reverteri

Genèse II, v.19

Chapitre II La fragmentation de la litière

1 L'humification comme processus principal de formation du sol du terril



Figure 18 : Profil AZ (Afes 2008) du sol sur le terril T115 de Libercourt. L'horizon Zt est un mélange de schiste pulvérulent, de matière organique peu décomposée, et de racines.

La pédogénèse est la formation d'un sol par l'action de facteurs physiques et biologiques sur un substrat. Les deux facteurs les plus importants qui agissent sur la pédogénèse sont, dans l'ordre décroissant, le climat (Birkeland 1984) et le matériau initial (Brewer 1954). Ce matériau initial peut être la roche mère sous-jacente ou des éléments apportés par l'eau (alluvions) ou le vent (loess). Sous le climat tempéré humide de la Région Nord-Pas de Calais, la formation d'un mètre de sol sur un substrat non calcaire nécessite environ 20000 ans (Chesworth 1992). La formation

d'un sol à partir de schistes peut être réalisée sur une échelle de temps beaucoup plus courte, puisqu'on assiste à un phénomène de début de pédogénèse sur quelques années en fonction des conditions climatiques et de la compaction du substrat initial (Sarsby 1998). Toutefois, si on considère que la composition minéralogique des schistes et grès rejetés influe sur la décomposition du matériau initial, on peut s'attendre à une différence dans la pédogénèse entre les terrils puisque la composition des schistes houillers diffère d'un terril à l'autre en fonction du puit d'origine de l'extraction (Attaie Bourhan 1970 cité par Petit 1980) et que certains schistes ont subi un lavage.

Dans la périphérie basse du terril, un collier boisé est souvent observable. Sous ce couvert forestier se développe un sol dont la partie fine est essentiellement constituée d'humus. L'humus est la composante superficielle du sol d'origine organique, résultant de la décomposition de la litière. Constitué essentiellement de cellulose et de lignine, l'épaisseur de cette couche d'humus dépend d'un équilibre entre l'action de la microflore humifiante et celle de la microflore minéralisante qui la métabolise. Il est évident que la formation de l'humus est réalisée sur une échelle de temps bien inférieure à 20000 ans. La composition de cette partie superficielle est liée à la succession végétale et au climat. Il est possible d'observer la dynamique qualitative et quantitative de la litière en fonction du recouvrement végétale et du mode d'exploitation du sol (Chenu et Bruand 1998 ; Pernin 2003 ; Jabiol et al. 2007), de la composition chimique du substrat initial (Lavelle et Spain 2001) et de la pédofaune du sol (Hutson 1980 ; Luxton 1982 ; Lavelle et al. 1997 ; Ponge 1999 ; Coleman et Whitman 2005;

Huhta 2007 ; Hågvar et al. 2009). La composition de cet humus est une proportion de particules zoogéniques, fibriques ou sapriques (Jabiol et al. 2007), les premières provenant d'excréments de la faune du sol, les deuxièmes de morceaux de végétaux dégradés par les champignons mais encore reconnaissables, et les dernières correspondant à un résidu non discernable.

2 Observer la dégradation de la litière

La dynamique de décomposition de la litière dépend essentiellement du type de végétation et du climat (Aerts 1997). Lorsque la végétation se décompose, deux éléments dominent dans les résidus : la cellulose et la lignine. La cellulose sera digérée par la faune du sol (Ponge et al. 1986) tandis que la lignine, non digeste pour cette faune, sera attaquée par les champignons (Schreiber 2012). Le rôle fondamental de la couche organique et de sa décomposition pour la fertilité du sol est connu depuis longtemps (Stöckli 1946). Par exemple, cette matière organique augmente l'accès de la végétation à la réserve utile en eau par trois phénomènes complémentaires : en augmentant la capacité de rétention en eau du sol (Hudson 1994), en favorisant la croissance de mycélium fongiques qui absorbent l'eau de la réserve utile non accessible aux plantes (Schreiber 2012) et en augmentant la macroporosité produite par la faune du sol qui la consomme (Brady et Weil 1996). Il est ainsi estimé que les nutriments libérés durant la décomposition de la litière représentent 69 à 87% des besoins annuels en éléments essentiels des plantes forestières (Waring et Schlesinger 1985).

3 La faune du sol : artisan de la décomposition de la litière

L'ensemble de la faune du sol, et en particulier la mésofaune participe à la dynamique de la dégradation de la litière (Dunger 1964 ; Hutson 1980; Visser 1985 ; Ponge et al. 1986 ; Ponge 1999 ; Coleman et Whitman 2005; Huhta 2007 ; Culliney 2013). Les collemboles agissent directement sur la fragmentation de la litière par la comminution en broyant les parties foliaires grâce à leurs mandibules, en ingérant cette matière broyée et en rejetant la fraction non assimilée par leur tube digestif sous forme de pelotes fécales. Cette participation des collemboles à la dégradation de la litière est complétée par l'apport de spores de champignon décomposeurs par zoochorie, par la consommation des pelotes fécales d'autres arthropodes, et surtout le contrôle des champignons et des bactéries du cycle des détritivores. La proportion de l'humification d'origine animale est un indice de fertilité (Bauchhenß 1988 ; Coûteaux et al. 1995 ; Gobat et al. 2003). Les animaux du sol sont des indicateurs de la fragmentation et la minéralisation de la litière, et la composition de leur communauté peut apporter une information spécifique de bonne résolution (Ponge et al. 1986; Van Straalen 1998). Avec la pénétration de la matière organique et le développement des racines en profondeur, une partie de la communauté de la faune du sol nommée faune eu-édaphique va exploiter cette ressource, tandis que les faunes épigées et hémiedaphiques se retrouvent respectivement à la surface et dans la litière en surface (Gisin 1943; Bachelier 1963; Coineau 1974). Le type de spécialisation, épigée, hémiedaphique, ou eu-édaphique, est un paramètre important pour caractériser la communauté de collemboles (Ponge et al. 1986; Gardi et al. 2003). La proportion des trois catégories de spécialisation reflète, par exemple, le niveau de

dégradation de la litière et peut informer sur les microstructures et les formes d'humus (Rusek 1989).

4 La méthode des sacs de litière

L'analyse de la décomposition de la litière peut être réalisée en contrôlant les paramètres agissant sur une quantité précise de cette matière contenue dans un sac de litière. Les premières utilisations de cette méthode datent de 1933 (Falconer et al. 1933 ; Lunt 1933). Cette méthode peut répondre à trois objectifs distincts : comparer des effets de traitements par des comparaisons de paramètres statistiques, évaluer la décomposition dans le temps par la description mathématique des données et étudier la dynamique de colonisation par la faune du sol (Wieder et Lang 1982; Robertson et al. 1999). La méthode des sacs de litière permet d'étudier l'évolution des communautés d'arthropodes en milieux semi-contrôlés et ainsi d'évaluer l'influence de facteurs comme la saisonnalité, la contamination des boues d'épandage (Bruce et al. 1999; Pernin 2003), les impacts de pesticides (Hendrix et Parmelee 1985; Cortet 1999; Cortet et Poinot 2000; Knacker et al. 2003) et tous les facteurs pouvant agir sur la dégradation de la litière. L'avantage de l'utilisation des sacs de litière est l'homogénéité qualitative et quantitative des répliques, et la possibilité de réguler un choix sur les décomposeurs que l'on veut étudier en modifiant la taille de la maille (Dunger et al. 2002; Smith et al. 2009).



Figure 19 :: sous-groupe A de la station « BB » à sacs de litière dans la bétulaie de Bruay la Buissière

5 Conception d'un modèle de sac de litière

Le sac de litière que nous avons conçu est un filet de lamelles en polyéthylène de forme carré d'environ 10 cm de côté, avec une maille de 0,5 cm permettant la colonisation par la méso et la macrofaune. 1307 sacs ont été remplis de 10 g. de feuilles de Bouleau (*Betula* sp.), qui composent la litière locale la plus représentée sur les terrils et montre le meilleur compromis du temps de dégradation (Figure 20) pour les conditions de l'expérience (Hättenschwiler 2005; Ponette 2010). Ces feuilles ont été ramassées dans des parcs et jardins de la métropole lilloise et de Bruay sur l'Escaut deux mois auparavant puis séchées et triées en milieu sec, chaud et abiotique par étalage sur un substrat stérile. Pour chacun des sacs, une étiquette avec un numéro de référence rédigé au marqueur indélébile a été agrafée. Cette méthode ne se révèle pas, à posteriori, optimale. L'encre du marqueur, exposé à la lumière, est rendu illisible pour

34 des 1020 sacs récupérés. Il aurait été préférable que les références soient gravées, mais cela aurait rendu la phase de préparation plus longue....

6 Le choix des stations

Nous avons choisi l'utilisation du sac de litière dans la nature pour observer la dégradation de la litière de bouleau sous différentes conditions de couverture végétale :

bois à Bruay la buissière, Loos en Gohelle et Libercourt,

végétation basse à Loos en Gohelle et Libercourt,

schistes nus à Loos en Gohelle et Libercourt, station en combustion à Loos en Gohelle.

Les sacs de litière ont été déposés sur les différentes stations des trois sites (Figure 22 page suivante) : Bruay la Buissière (6 novembre 2013), Loos en Gohelle (7 et 13 novembre 2013) et Libercourt (12 novembre 2013) par paquets de 150 sacs retenus par un filet de jardinage (Figure 15). Pour prévenir le risque d'une destruction totale de la station, les 150 sacs ont été disposés en trois sous-groupes de 50 sacs (Figure 17).

Pour chacune des stations, nous avons effectué un relevé de sol comme pour l'analyse du sol des 11 terrils afin de mesurer la texture du sol (TTS), l'acidité du substrat (pH), la quantité de matière organique (MO), la quantité d'azote totale (N) et le rapport C/N. Ces mesures ont été effectuées par la société LCA©. La classification de TTS choisie pour différencier les zones des terrils sera celle de l'école de pédologie Aisne qui est plus précise et pertinente dans ce cas.

De plus, pour chaque terril ayant fait l'objet du suivi, une caractérisation de la végétation a été réalisé par Philippe Julve.

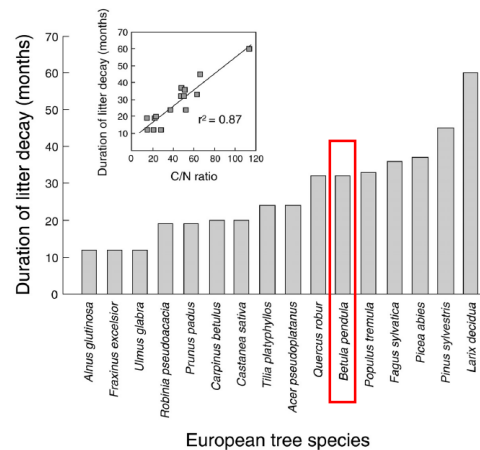


Figure 20 : Durée nécessaire à la dégradation de la litière en fonction de l'espèce d'arbre. Le résultat pour l'espèce *Betula pendula* est encadré en rouge. Source : Hättenschwiler 2005



Figure 21: trois sous-groupes de litter-bags disposé sur la zone nue de Loos en Gohelle : la station LGN ©L. Devigne

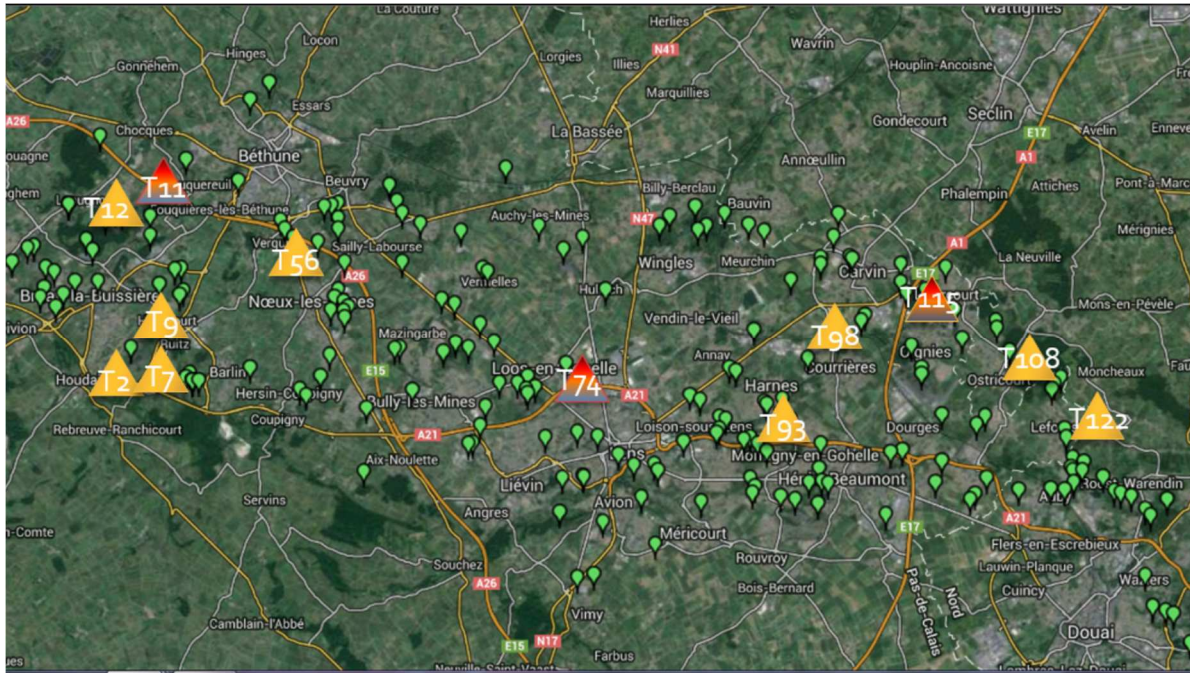


Figure 22: Terrils étudiés dans le cadre de la thèse. En rouge les terrils soumis à l'étude de la décomposition de la litière. T11 Bruay la Buissière, T74 Loos en Gohelle, T115 Libercourt. Source : modifié d'après CPIE "Chaine des Terrils"

6.1 Site de Bruay la Buissière: Bétulaie du terril T11 (station BB)

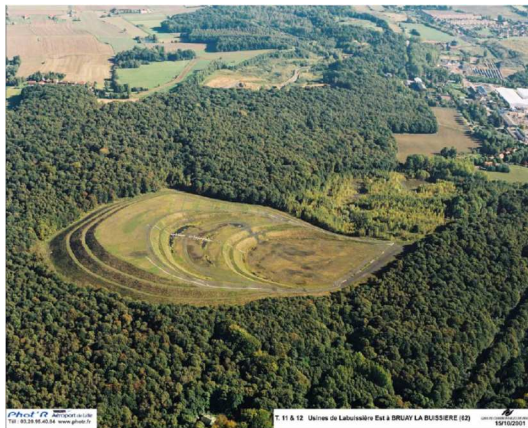


Figure 23: photographie aérienne des terrils T12 et T11 au sein du bois des dames. Le boisement du T11 à base de Bouleaux verruqueux se distingue par la couleur vert pâle. Source : EPF 2013

Conçu en 1930 par les usines de Labuysière, le terril T11 est un terril plat de 6 ha pour 51m d'altitude entièrement boisé en connexion avec le terril non boisé en forme d'huitre T12 (Figure 19). Il se situe au sein de la forêt domaniale du bois des dames, classée ZNIEFF n°119 et caractérisée par un sol à tendance podzolique (acide), avec une couverture humique de type moder. Le terril a été constitué par l'accumulation de 125000 m³ de schistes. Rejeté après un passage dans les lavoirs de la cokerie Carbolux© de 1930 à 1960, ce terril se caractérise par une granulométrie fine et noire (Figure 20. Diamètre des cailloux de 3 à 5 cm),

sur laquelle s'accumule une litière de feuilles mal décomposées d'environ 2 cm d'épaisseur. Ce terrain est une propriété de l'Etablissement Public Foncier sur la commune de Bruay la Buissière et a subi une requalification par boisement en 1998.

La station est située au sommet du terril plat sur une légère exposition Nord-Nord-Est (pente de 3-5°). Les trois sous-groupes A, B et C de 50 sacs ont été déposés à quelques mètres de distance l'un de l'autre.

La végétation est composée d'une strate arborée de 12-15 m de hauteur, composée de *Betula pendula*, *Betula pubescens*, *Salix caprea*, d'une strate de sous-bois de 3 m de hauteur avec *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur*, *Prunus avium*, *Fagus sylvestris*, *Sorbus sp.*, *rosa canina* relictuelle et d'une strate herbacée composée de *Teucrium scorodonia*, *Fragaria vesca*, *Viola riviniana*, *Hereda helix*, Bryophyte humicole, *Festuca gigantea*, *Tussilago farfara*, *Hieracium umbellatum*, *Epilobium montanum*. C'est une végétation pionnière forestière de type méso-hygrophile.

Bois de Bruay la buissière

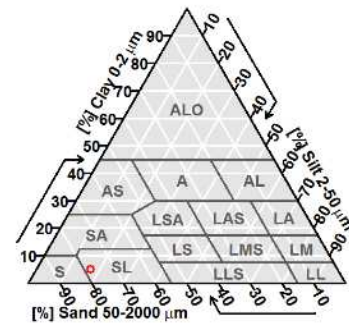


Figure 24: texture du sol de "BB" de type sablo-limoneux, mesurée avec le package soil.texture sur R (Moeys 2014)

6.2 Stations du site de Loos en Gohelle (T74)

L'exploitation de ce site a débuté en 1894, l'ensemble est représenté par cinq terrils assemblés

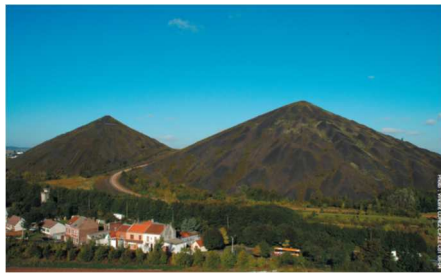


Figure 25: Terrils de Loos en Gohelle dans le paysage. Source : Vincent Cohez CPIE CdT 2004

en carré. Avec leur point culminant à 186 m. de hauteur pour 90 ha, provenant de l'accumulation de 31 millions de m³ de schistes, les terrils de la base du 11/19 de Loos en Gohelle appartiennent aux plus grands terrils d'Europe. Au sein de la zone urbaine et agricole Lens-Liévin, ils proposent un cœur de nature avec un ensemble de paysages très contrastés (Cohez et Derolez 2007). Les deux cônes, à peine recouverts d'une végétation clairsemée, émergent d'un paysage rural dénué de zones boisées. Un ourlet forestier provient de la plantation de 200000 pieds en 1997

pour consolider les pentes soumises au risque de ravine. L'ensemble de ces cinq terrils se démarque aussi par une végétation remarquable avec plus de 150 espèces végétales recensées dont trois protégées régionalement : *Dianthus armeria* (Œillet velu), *Rumex scutatus* (Oseille à feuilles d'écusson) et *Ophrys apifera* (Ophrys abeille). En 2004, le Rhinanthus velue *Rhinanthus alectorolophus*, considérée comme disparue de la Région est retrouvée sur ce site (Derolez et al. 2006). La population de Lézards des murailles, isolée sur le terril, a fait l'objet de suivis spécifiques (Boca 1997; Klinger et Didier 2002). Quatre stations ont été délimitées sur ce groupe de terrils : une station boisée (LGB), une station en combustion (LGC), une station à végétation basse (LGH) et une station nue (LGN).

6.2.1. Station LGB : La bétulaie du terril de Loos en Gohelle

LGB (Loos en Gohelle Bois) est une station qui se situe sur le flanc Nord-Est du plateau qui relie les T74 au T79 (Figure 27). Elle se trouve sous une plantation de Bouleaux (*Betula pendula*) de 1997 installée par le maître d'ouvrage pour fixer une pente importante de 20-25° et qui constitue un ourlet tout autour de cet assemblage de Terrils.



Figure 27 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de station LGB (Bétulaie). Source : modifié d'après CPIE CdT

Quelques *Acer pseudoplatanus* et *Sorbus aucuparia* de même hauteur que la Bétulaie (10-15m.) accompagnent cette plantation ainsi qu'une strate arbustive de *Sorbus aucuparia*, *Rosa sp.* et *Lonicera periclymenum*. L'absence d'une strate herbacée est probablement causée par la mobilité superficielle du sol de type sablo-argileux (Figure 26) de la station. En effet, cette mobilité a été détectée de visu et confirmée, au cours de l'étude, par le déplacement des sacs de litière et leur chargement en matières mobiles de surface, malgré la protection de la couverture arborée (cf. résultats).

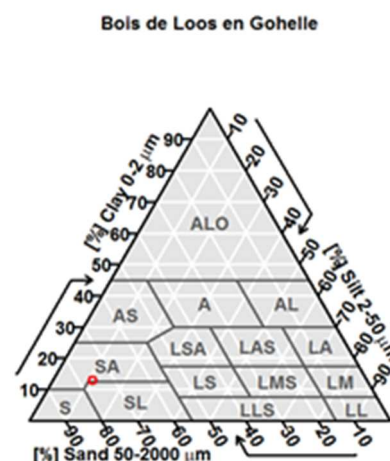


Figure 26: granulométrie du sol de "LGB" de type sablo-argileux, mesurée avec le package soil.texture sur R (Moeys 2014)

6.2.2. Station LBC : la station en combustion de Loos en Gohelle



Figure 28 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGC (combustion) Source : modifié d'après CPIE CdT

La station LGC (Loos en Gohelle Combustion) est une station recouverte d'une strate basse de végétation se trouvant sur une zone de combustion, à proximité de la station LGB (Figure 28). Une légère odeur d'hydrogène sulfuré témoigne de la combustion de la pyrite en profondeur (Debehault 1968 ; Thierry et al. 2013;

Masalehdani et Paquette 2013) On peut également observer la vapeur émergeant en

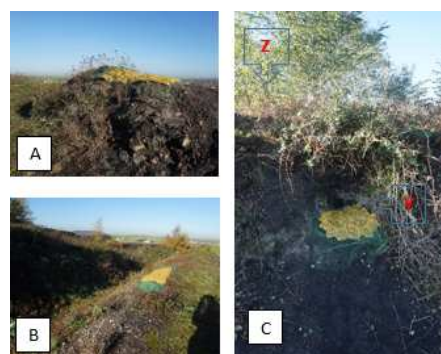


Figure 29: photographies des sous-groupes X (en A), Y (en C) et Z (en B et C) de la station en combustion LGC de Loos en Gohelle

surface par des fissures. Les trois sous-groupes de sacs à litière ont été placés le plus près possible de l'émergence de ces fumerolles, mais seul un orifice

Combustion de Loos en Gohelle

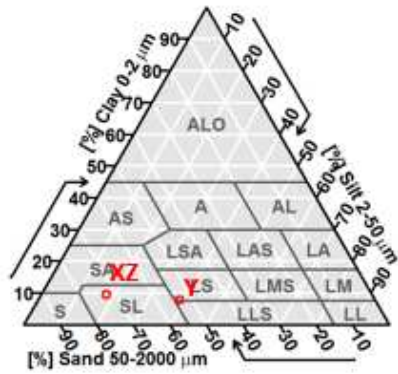


Figure 30 : Granulométrie de la station LGC : sablo-limoneuse pour les s.-g. X et Z, limono sableuse pour le s.-g. Y

dans le sous-groupe Y a continué à dégager de la vapeur d'eau pendant la totalité de la durée de l'expérience. Ainsi, nous obtenons deux types de températures du sol différentes en fonction du sous-groupe (Figure 31). Il est donc nécessaire de vérifier l'effet de cette différence en ségrégeant les sous-groupes en deux catégories correspondant aux deux types de condition thermique. Le sous-groupe X est une station dénudée sur un petit relief (Figure 29A) où poussent quelques pieds rachitiques de Pourpier potager *Portulaca oleracea*. Le sous-groupe Y est une petite enclave (Figure 29C) découverte de végétation à flanc d'un relief et fortement prisée par des lagomorphes qui viennent en fouiller le sol. Le sous-groupe Z se trouve à l'aplomb de ce relief (Figure

29B). Recouvert de quelques pieds de Piloselles en hiver, il se recouvre rapidement d'un couvert dense de *Crataegus monogyna* et *Rubus sp.* au printemps.

La texture du sol au niveau des fumerolles est modifiée par l'action chimique des gaz qui s'échappent. La matrice minérale devient pulvérulente et se mélange à la matière organique qui ne se minéralise pas (Debehault 1968 ; Petit 1980). La texture, à l'origine sablo-limoneuse, devient limono-sableuse. Cette texture est similaire à celle des mines de charbon à ciel ouvert dans le sud est de l'Allemagne (Hüttl et Weber 2001)

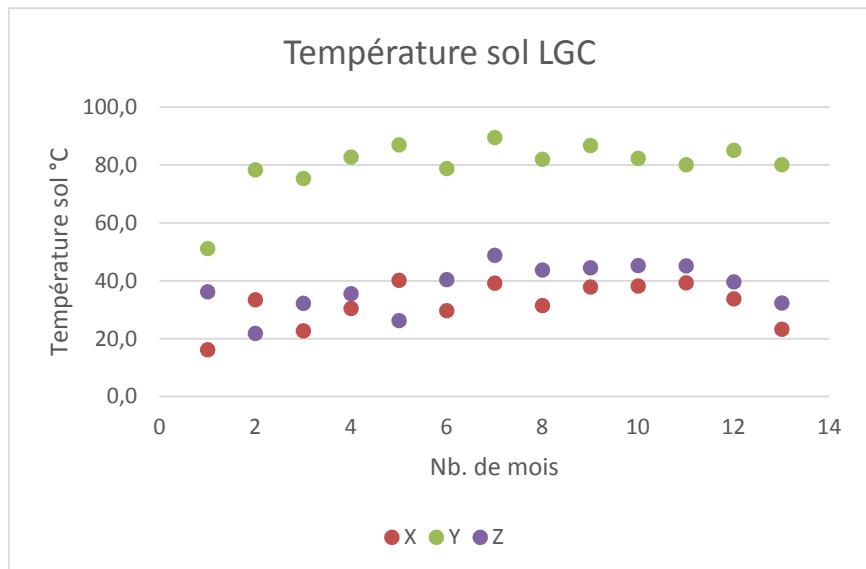


Figure 31 : Température à 10 cm de profondeur du sol sur les emplacements des sous-groupes X, Y et Z de la station en combustion LGC de décembre 2013 (x= 1) à décembre 2014 (x= 13)

6.2.3. Station LGH à végétation basse de Loos en Gohelle



Figure 32 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGH (strate basse)

La station LGH (Loos en Gohelle Herbe) est une terrasse recouverte par une friche basse caractéristique de l'*Echio-melilotetum albi* Tx 42. Elle a été choisie pour son isolement du circuit touristique Nord-Ouest, l'accès nécessitant le franchissement d'une plantation arbustive en friche. La terrasse sur laquelle ont été posés les sacs donne une vue sur le chantier de récupération de granulats rouges (Figure 32) consommés par une ancienne combustion du terril T79, concession cédée par la commune propriétaire de l'ensemble du site. Bien qu'ayant donné la référence H au nom de la station comme acronyme de Herbe,

cette communauté est sous-représentée en graminées, la nomination étant liée à la hauteur de la strate végétale similaire à celui d'une prairie.

6.2.4. Station LGN à sol nu de Loos en Gohelle



Figure 34 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGN (nue)

La station LGN (Loos en Gohelle Nu) est une station posée sur le terril en plateau T74b qui relie le T79a et le T74a (Figure 34). La station est posée sur le sol nu d'une pente de 30° à flanc du plateau, il est composé d'un mélange de graviers schisteux, de blocs de schiste d'une dizaine de

centimètres, et de blocs de grés de plusieurs mètres cube. Bien que le sol sableux (Figure 33) soit dépourvu de végétation, l'érosion laisse apparaître une racine de ligneux, probablement d'un individu de *Betula pendula* qui surplombe la station.

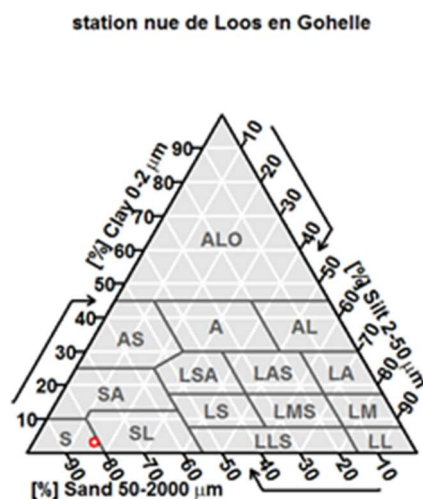


Figure 33 : Texture du Terril T74 de Loos en Gohelle : granulométrie sableuse de la station LGN mesurée avec le package soil.texture sur R (Moeyss 2014)

6.3 Site du terril T115 de Libercourt (stations LB*)



Figure 35 : photographie aérienne du terril T115 en 2001 à la fin de son exploitation avec la ville de Libercourt en fond d'image. Source : Charbonnage de France

Situé entre le Bois d'Épinoy et la cité de la faisanderie, le Terril du téléphérique, comme il est nommé, est conçu à partir de 4 millions de m³ de schistes lavés depuis 1948. Il s'étend sur une surface de 56 ha pour une altitude de 51 m. Dans le bois, on peut encore retrouver les pieds des pylônes qui soutenaient le téléphérique qui amenait les wagonnets de schiste sur le terril. En 2001, ce terril était exploité pour la récupération de granulats. De

fait, la végétation qui recouvre ces friches d'exploitation a moins de 15 ans. Trois stations ont été choisies sur ce terril.

6.3.1. Station LBB : bétulaie du terril de Libercourt



Figure 36 : site du Terril T115 de Libercourt avec l'emplacement de la station LBB.

Cette station se trouve à la base du terril sur sa face sud-ouest. L'association synusiale, est la même que celle de la station LGB du terril 11 de Bruay la Buisnière.

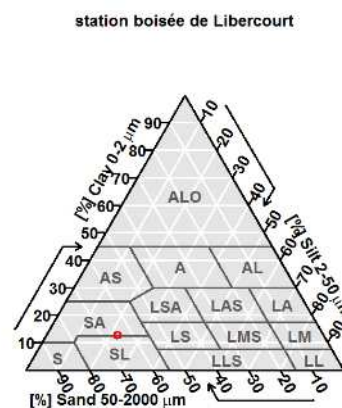


Figure 37 : Texture Sablo-limoneuse de la station LBB

La station se trouve sur une terrasse horizontale à proximité d'une zone humide et le sol est constamment chargé en eau. Aussi la couche d'humus est de type hydromoder, avec une couche de 5 cm de matières végétales mal décomposées.

6.3.2. Station LBN nue du terril de Libercourt



Figure 39 : site du Terril T115 de Libercourt avec l'emplacement de la station LBN (nu)

Cette station est à flanc d'une pente à 25° sur la face sud-ouest qui surplombe la terrasse à 100 m de la station LBB. Le sol est nu,

consisté de graviers fins de 0,5 cm ; de jeunes pieds de *Quercus robur* et *Acer pseudoplatanus*, provenant probablement de glands et de graines abandonnés par des animaux, tentent de coloniser cet espace sans succès.

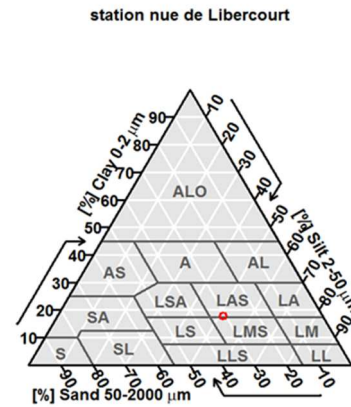


Figure 38 : Granulométrie Limono-argilo-sableuse de la station LBN

6.3.3. Station LBH à végétation basse du terril de Libercourt



Figure 40 : site du Terril T115 de Libercourt avec l'emplacement de la station LBH (friche)

La répartition de la station LBH s'étend sur trois sous-groupes distincts déposés dans des exclos afin de préserver les sacs des animaux mis en paccage dans la pâture. L'association phytosociologique de chacun des sous-groupes est composée par une végétation différente. Ainsi, le sous-groupe L est représenté par une couverture intégrale de 60 cm de haut composée par *Senecio jacobae*, *Cirsium arvense*, *Calamagrostis epigejos*, *Pastinaca*

sativa et *Linaria vulgaris*. Le sous-groupe K présente un recouvrement de seulement 70 % pour une hauteur de 27 cm, dominée par *Senecio enequadum* et *Achillea millefolium*, accompagnées par *Plantago lanceolata*, *Sanguisorba minor*, *Picris hieracoïdes*, *Trifolium repens*, *Arrhenaria serpi*, *Leuconium vulgare*, *Medicago sativa*, *Fragaria vesca*, *Senecio jacobaea*, *Festuca rubra* et *Dactylis glomerata*. Le sous-groupe M est très semblable au sous-groupe K en composition, mais avec un recouvrement de 80 % et une hauteur réduite à 15 cm par le broutage intensif des Lapins : *Senecio enequadens*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Picris hieracoïdes*, *Festuca rubra*,

station herbeuse de Libercourt

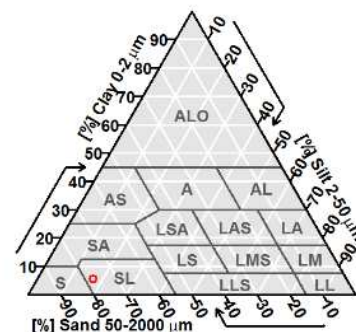


Figure 41: Texture sablo-limoneuse de la station LBH

Leuconium vulgare, Cirsium vulgare, Hypericum perforatum campestris, Dactylis glomerata, Medicago sativa, Fleola pratense.

6.4 Les relevés des sacs de litière des terrils

Les sacs de litière sont prélevés par un échantillonnage aléatoire de dix sacs par site chaque mois (Tableau 2). Afin de répartir cet échantillonnage de manière équitable sur les trois sous-groupes, les prélèvements mensuels sont effectués au rythme de 3-3-4, 3-4-3 et 4-3-3 alternativement. Pour chaque sous-groupe, la température du sol a été relevée, ainsi que la température et l'humidité atmosphérique pour l'ensemble de la station. 954 sacs (960 sacs moins 6 manquants sur LGH) ont été récupérés (80 sacs par mois sur 12 mois de suivi) et 240 échantillons de faune du sol issue de l'extraction de ces sacs ont été analysés (40 sacs tous les 2 mois). Les deux stations qualifiées par l'absence de végétation (LBN et LGN) ont fait l'objet



Figure 42: destruction de la station LBN de Libercourt détectée le 5 décembre 2013, 1 mois après le dépôt des sacs.

de dégradations malveillantes ; après réagencement des sacs en un seul groupe de sacs, nous avons décidé, malgré tout, de poursuivre le suivi expérimental également sur ces sites.

La différence entre la masse obtenue au recueil du sac et celle mesurée après le séchage nous donne une indication de la masse d'eau libre (ou gravitationnelle) contenue dans le sac avant le séchage. La comparaison de la masse après séchage avec la masse

sèche initiale à la conception du sac de litière nous donne l'information sur la perte de masse induite par les décomposeurs qui ont colonisé cette litière. La masse du sac de litière varie en fonction de pertes d'origines diverses. Les pertes sont liées à l'assimilation de la matière végétale morte par les décomposeurs : métabolisme des fibres, des protéines, des polysaccharides et tous les autres composés organiques mais aussi le déplacement du consommateur avec de la matière ingérée mais non métabolisée. Mais des gains peuvent être observés par des apports effectués par la pénétration de racines de plantes non détectées, de mycélium de champignons, d'excréments et rejets divers de la faune en transit dans le sac et d'éléments minéraux et organiques apportés par le vent ou le ruissellement. Ces apports de matières non systématiquement décelés lors de la pesée rend la méthode peu précise dans certaines situations bien caractéristiques (cf. paragraphe 7.2).

Tableau 2 : Nombre de sacs de litière récoltés et dont le contenu a été analysé pour les trois sites

site	station	Nombre de sacs prélevés	Nombre de sacs analysés
Bruay la buissière (T11)	Bois	120	30
Loos en Gohelle (T74)	Nu	120	30
	Prairie	120	30
	Bois	120	30
	Combustion	120	30
Libercourt (T115)	Nu	114	30
	Bois	120	30
	Pâtûre	120	30
total		954	240

6.5 Modélisation des résultats

Deux hypothèses sont émises sur la dégradation de la litière.

La première hypothèse est une dégradation continue non proportionnelle à la quantité de matière contenue dans le sac. Dans ce cas, la quantité de matière consommée est constante et la représentation de la courbe de tendance de cette dégradation est une droite de type :

$Y = 100 - k_1 * t$. où Y est la masse de matière restante, t est le nombre de mois depuis le dépôt du sac de litière, et k_1 une constante de dégradation pour chacune des stations.

Dans la deuxième hypothèse, la dégradation de la litière est proportionnelle à la quantité contenue dans le sac. Si la proportion de la litière consommée est constante, la courbe de tendance de cette dégradation prend la forme d'une courbe exponentielle. Ce modèle est conforme à la littérature (Jenny et al. 1949 ; Olson 1963 ; Howard et Howard 1974 ; Lousier et Parkinson 1976 ; Lawrey 1977 ; Wieder et Lang 1982 ; Wieder et al. 1983 ; Bärlocher 2005). Nous avons représenté la proportion de perte de matière en fonction du temps avec des courbes de tendance exponentielle :

$$Y = 100e^{-k_2 * t}$$

avec Y la masse de matière restante, t le nombre de mois depuis le dépôt du sac de litière, et k_2 une constante de dégradation pour chacune des stations.

Ces courbes de tendance ont été effectuées à l'aide du package « mosaic » sur R (Pruim et al. 2015). Lorsque la dispersion des résultats est importante pour un même lot de dix sacs de litière prélevés à une même date sur une même station, une différence intra-station est détectée et une courbe de tendance est attribuée pour chaque sous-groupe de cette même station. A l'inverse, si les courbes indiquent que cette ségrégation en trois sous-groupes ne semble pas significative, l'ensemble des prélèvements est regroupé pour la représentation du modèle de dégradation de la litière. Un test apparié de somme des rangs de Friedman est appliqué pour la comparaison des médianes trimestre après trimestre et déceler la

significativité de la dégradation de la litière. Ce test est effectué sous R package « Rcmdr »(Fox 2005).

6.6. Les collemboles de la litière

Nous avons aussi analysé la colonisation de ces sacs de litière par les collemboles de la station. La comparaison des communautés de collemboles a été effectuée selon deux axes :

1. La comparaison mensuelle permet l'observation de l'impact de la saisonnalité sur le cortège des espèces se succédant dans les sacs de litière en décomposition.
2. Chaque opération a été répétée sur trois stations boisées (BB, LGB et LBB), deux stations en milieu ouvert avec une végétation basse (LGH et LBH), deux stations nues (LGN et LBN) et une station soumise au phénomène de combustion (LGC).

7 Résultats de la dégradation de la litière

Sur les huit stations étudiées, seules quatre stations présentent des résultats exploitables. Les deux stations nues ont subi des dégradations dès le début de l'expérience puis des mouvements de matériaux meubles ont pollué les sacs après leur réagencement. Les sacs de litière de la zone boisée de Loos-en-Gohelle ont aussi subi une contamination par des matériaux meubles en raison de la pente de la station. Le sous-groupe Y de la zone de combustion a été détérioré par un animal fouisseur, probablement un Lagomorphe. Nous présentons donc nos résultats en deux parties : une partie concernant les stations avec des résultats exploitables car uniquement influencés par des phénomènes naturels, et une partie avec des résultats chaotiques causés par des phénomènes externes aux variables que nous souhaitons évaluer.

7.1 Résultats exploitables

Nous considérons que les résultats sont exploitables lorsqu'une perte de masse continue est observée sur l'ensemble de l'expérience. Quatre stations répondent à cette condition : la station boisée du terrier T11 de Bruay la Buisnière, la station boisée du terrier T115 de Libercourt, la station en friche du T74 de Loos-en-Gohelle et la station en friche du T115.

7.1.1 La dégradation de la litière sur la station boisée de Bruay la Buisnière (BB)

Les sacs de litière se sont rapidement couverts de feuilles en novembre après le dépôt. Des mousses ont recouvert certains sacs et des pieds de ronces ont poussé à travers les mailles. Il a été nécessaire dans certains cas d'ouvrir les sacs pour extirper les éléments qui ont pollué l'expérience.

Il n'y a pas de différence entre les trois sous-groupes : les pertes de masse sont homologues quel que soit le sous-groupe concerné. Les pertes de masse sont distribuées dans un cadre borné entre une décomposition maximale et une décomposition minimale dont l'amplitude augmente à partir du mois d'août avec une distribution ne dépendant pas de l'emplacement

du sac. La modélisation par des courbes de tendance exponentielle présente un bon coefficient de détermination ($R^2=0,75$)

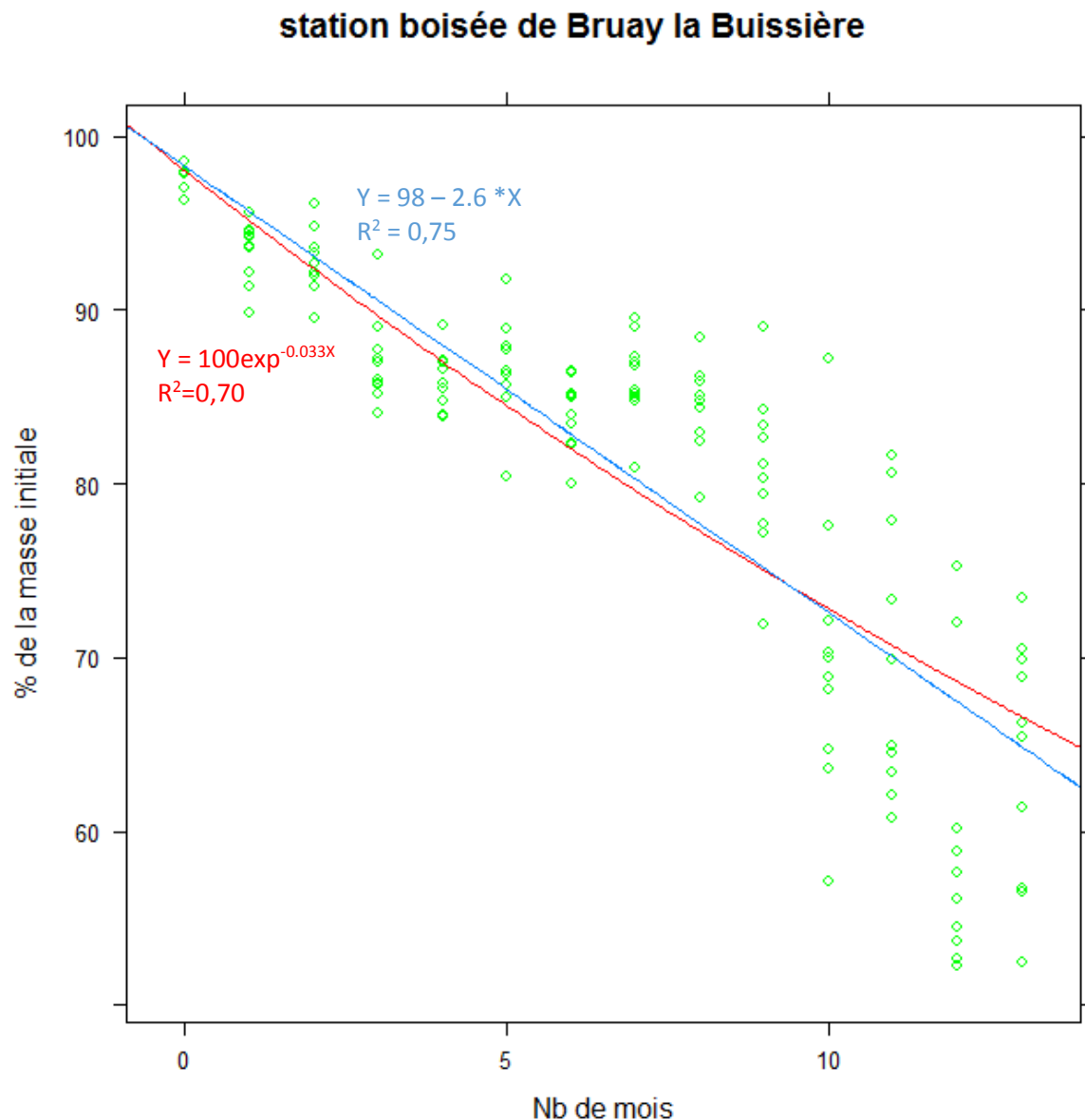


Figure 43 : Proportion de masse restante des sacs de litière de la station « BB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betula sp.*). $N = 10$. Le dépôt des sacs a eu lieu en novembre 0 = novembre 2013

Au-delà de l'analyse de tendance, l'observation des courbes semblent indiquer que la perte de masse n'est pas continue sur l'ensemble de l'année. Trois périodes se distinguent en fonction des saisons. Du premier au cinquième mois, une première période hivernale favorise une perte en masse de l'ensemble des sacs de litière. Du cinquième au dixième mois, cette perte de masse semble être fortement freinée pendant une deuxième période couvrant toute la saison estivale. La perte en masse reprend alors pendant une troisième période à partir d'août, mais non de manière homogène entre les sacs (grande variabilité dans les mesures), puisque les pertes s'échelonnent entre 30 et 50% de la masse initiale en fonction des sacs de litière, sans que ce phénomène ne puisse être expliqué pour l'instant.

Table 1: Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « BB » par la méthode de somme des rangs de Friedman.

	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-Août	Août-Décembre
Médianes	97,7 - 86,4	86,4 - 84,4	84,4 - 80,7	80,7 - 65,8
Friedman X ²	10	6,4	3,6	10
p value	0,001565	0,01141	0,05778	0,001565

7.1.2 La dégradation de la litière sur la station LBB : la zone boisée de Libercourt

Le même substrat de schistes lavés, la même synusie végétale, et la connexion avec la forêt sont des facteurs homologues pour les stations BB de Bruay la Buissière et LBB de Libercourt. Seule la position géographique et l'altitude diffèrent pour ces deux stations.

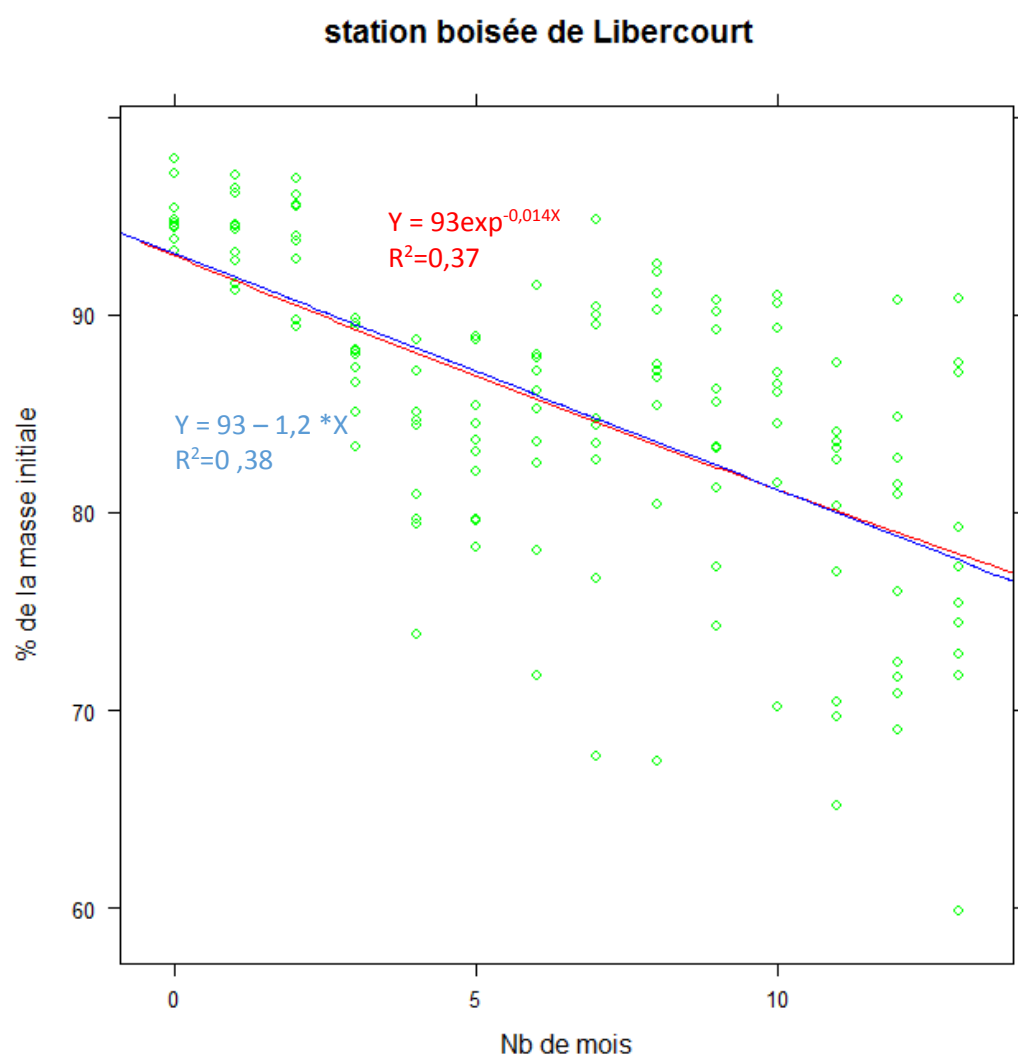


Figure 44 : Perte de masse des sacs de litière de la station « LBB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betula sp.*). N = 10.

La représentation de la distribution des pertes de masse sur la station boisée de Libercourt est similaire à celle de Bruay la Buissière. Dès la dépose des sacs on détecte une perte de masse

due aux manipulations et au transport. La variabilité des résultats est beaucoup plus élevée que celle observée à Bruay La Buissière (Figure 44). Ainsi, la tendance exponentielle est beaucoup moins soutenue par les données que précédemment ($R^2 < 0.4$). Cependant, la courbe de dégradation de la litière dans la station boisée de Libercourt semble présenter les mêmes orientations que celle de Bruay la Buissière, à savoir trois parties avec une dégradation hivernale suivie d'une période de stabilisation estivale (Figure 44). La reprise de la dégradation au début de l'automne de l'année suivante est moins marquée que dans la station BB. Le test de Friedman indique d'ailleurs que la dégradation du troisième et quatrième trimestre n'est pas significative (Tableau 3).

Tableau 3 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LBB » par la méthode de somme des rangs de Friedman.

LBB	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-août	Août-Décembre
Médianes	94,7 - 88,1	88,1 - 85,7	85,7 - 84,5	84,5 - 76,3
Friedman X 2	10	3,6	0,4	0,4
p value	0,001565	0,05778	0,5271	0,5271

7.1.3 La dégradation de la litière sur la station LGH : la friche de Loos en Gohelle

La même perte de masse initiale à la dépose des sacs de litière sur la station boisée est observée sur la station en friche de Loos en Gohelle. La tendance exponentielle n'est pas soutenue par les données ($R^2 < 0.3$). La dégradation de la litière est à peine perceptible sur la station en friche basse de Loos en Gohelle. Si elle existe, elle n'est pas significative à l'échelle du trimestre (Tableau 4).

Tableau 4 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LGH » par la méthode de somme des rangs de Friedman.

LGH	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-août	Août-Décembre
Médianes	93,9-92,7	92,7-80,5	80,5-71,9	71,9-76,5
Friedman X 2	0	3,6	1,6	3,6
p value	1	0,05778	0,2059	0,05778

station friche de Loos en Gohelle

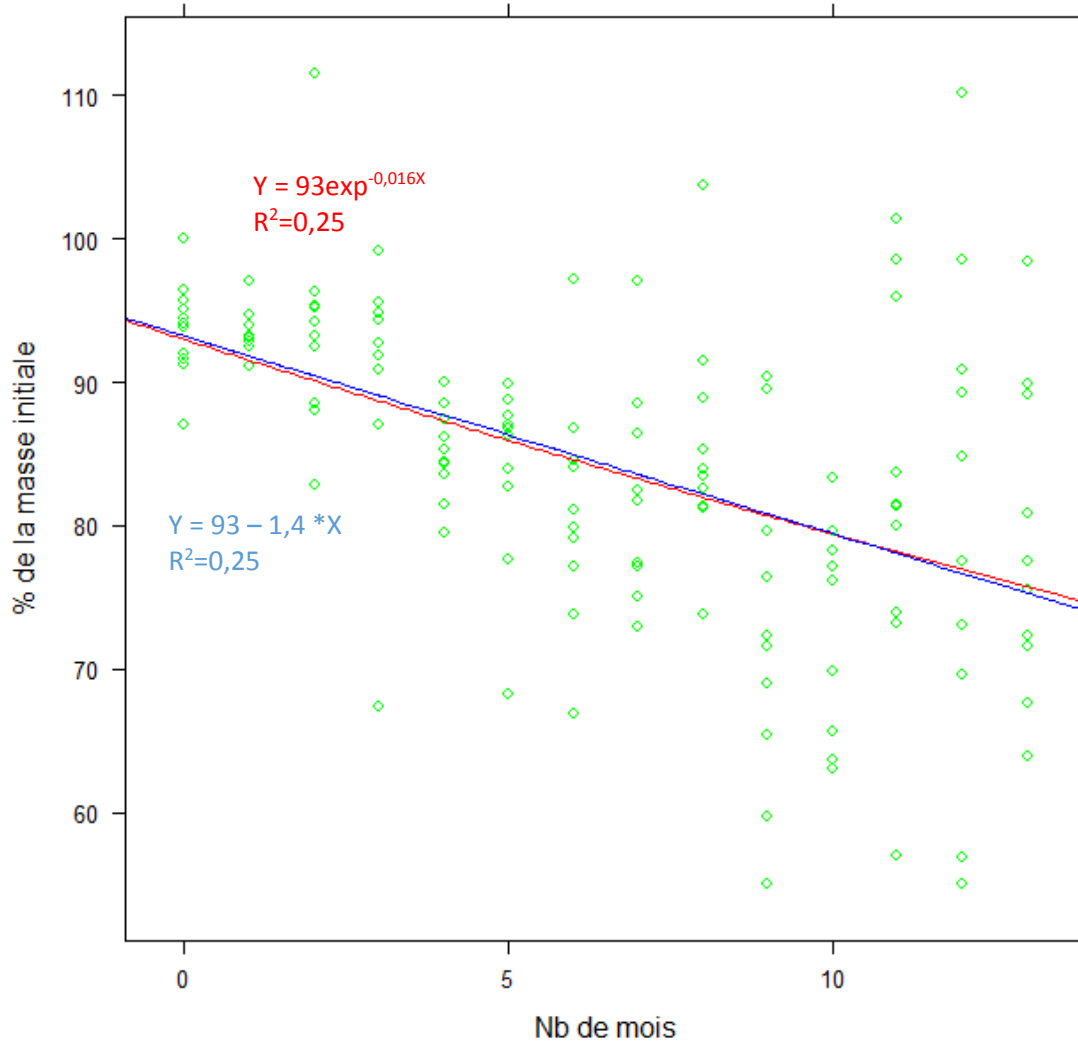


Figure 45: Masse restante des sacs de litière de la station « LGH » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betula sp.*). N=10

7.1.4 La dégradation de la litière sur la station LBH : pâture et friche basse de Libercourt

Deux courbes se distinguent sur cette station, témoins de deux niveaux de dégradation différents de la litière. Il s'agit du sous-groupe L d'une part, et des sous-groupes K et M d'autre part (Figure 46).

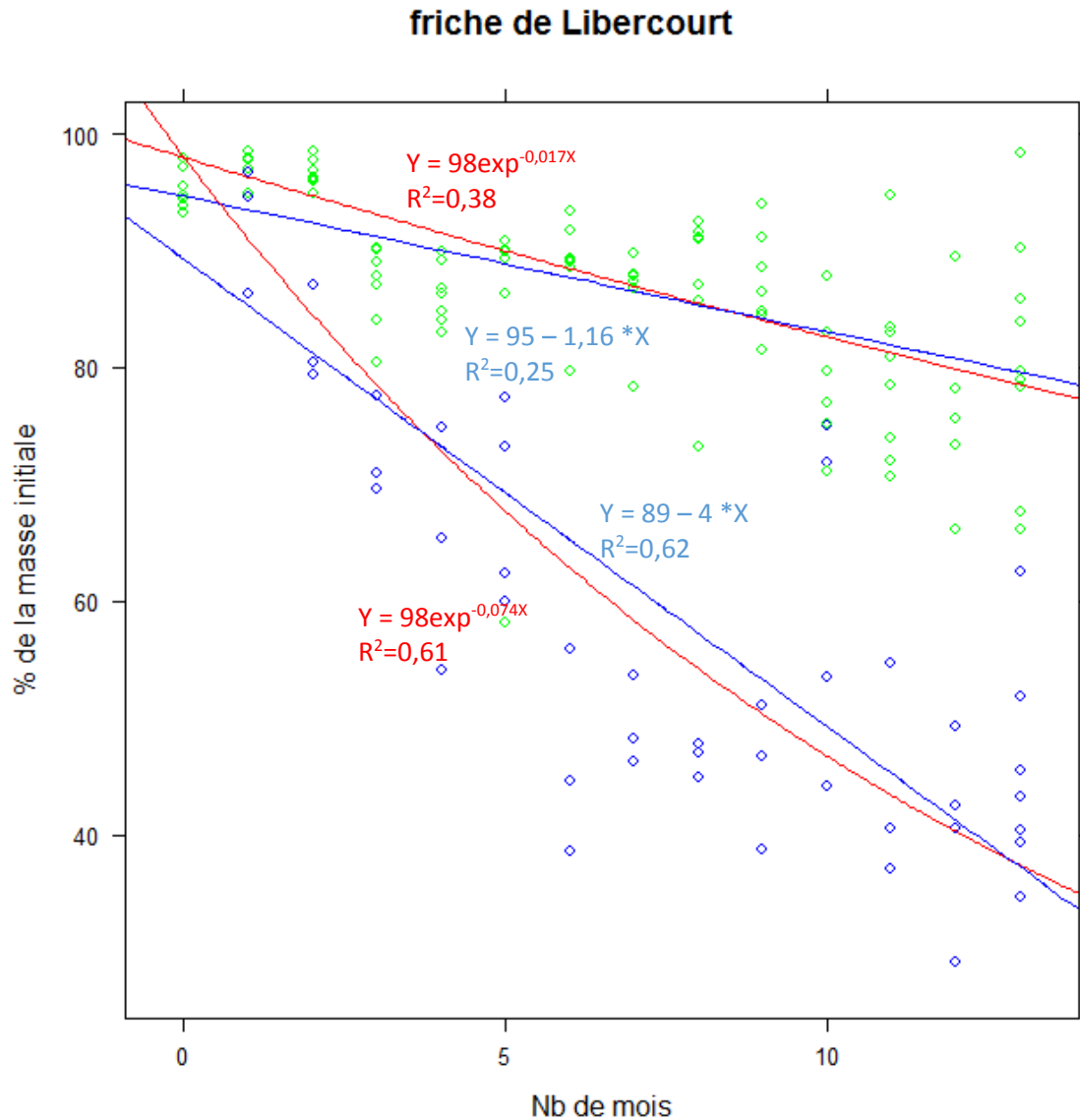


Figure 46 : Masse restante des sacs de litière de la station « LBH » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betulus* sp.). Les sous-groupes K et M. sont regroupés (points verts) et le sous-groupe L est distinct (points bleus). N=10

La station en friche de Libercourt n'est pas homogène, les sous-groupes ne présentant pas des associations végétales homologues. Ainsi K et M sont représentés par un sol faiblement recouvert (70-80%) par une friche à *Senecio enequidum* et *Achillea millefolium* fortement brouté par les Lagomorphes (15-27 cm). A l'opposé, le sous-groupe L, faiblement brouté par les lagomorphes (pourtant présents), présente une prairie dense (100%) et haute (60 cm) dominée par *Calamagrostis epigejos*.

Tableau 5 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LBH » par la méthode de somme des rangs de Friedman

Sous-groupe L	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-Août	Août-Décembre
Médianes	95,1-70,9	70,9-44,5	44,5-46,7	46,7-44,8
Friedman X 2	3	3	0,3333	0,3333
p value	0,08326	0,08326	0,5637	0,5637

Sous-groupe K et M	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-Août	Août-Décembre
Médianes	94,7-87,1	87,1-89,2	89,2-86,8	86,8-79,70
Friedman X 2	9	1	2,7778	1
p value	0,0027	0,3173	0,09558	0,3173

Sur la station LBH, Les dégradations de la litière dans le sous-groupe L d'une part et dans les sous-groupes K et M d'autre part ne suivent pas le même modèle. Il existe un lien entre le couvert végétal et la performance de l'humification.

Sous le couvert dense de la prairie à *Calamagrostis epigejos* du sous-groupe L, la courbe de tendance exponentielle, relativement bien corrélée ($R^2=0.61$) indique une forte dégradation continue et proportionnellement constante indépendante des saisons.

Sous le couvert épars de la friche à *Senecio enequadum* et *Achillea millefolium* des sous groupes K et M, la courbe de tendance de la dégradation de la litière, faiblement corrélée ($R^2=0.38$) correspond au modèle de la dégradation sous couvert boisé, avec une forte dégradation hivernale suivie d'une stabilisation de la litière.

7.2. Résultats difficilement exploitables

Pour des raisons techniques de contamination par des mouvements de substrat ou à cause de phénomènes biologiques de développement de mycélium ou d'enfouissement par des animaux, l'information sur la perte de matière est camouflée par des gains de masse inévitables.

7.2.1. La dégradation de la litière sur la station LGB : la station boisée de Loos en Gohelle

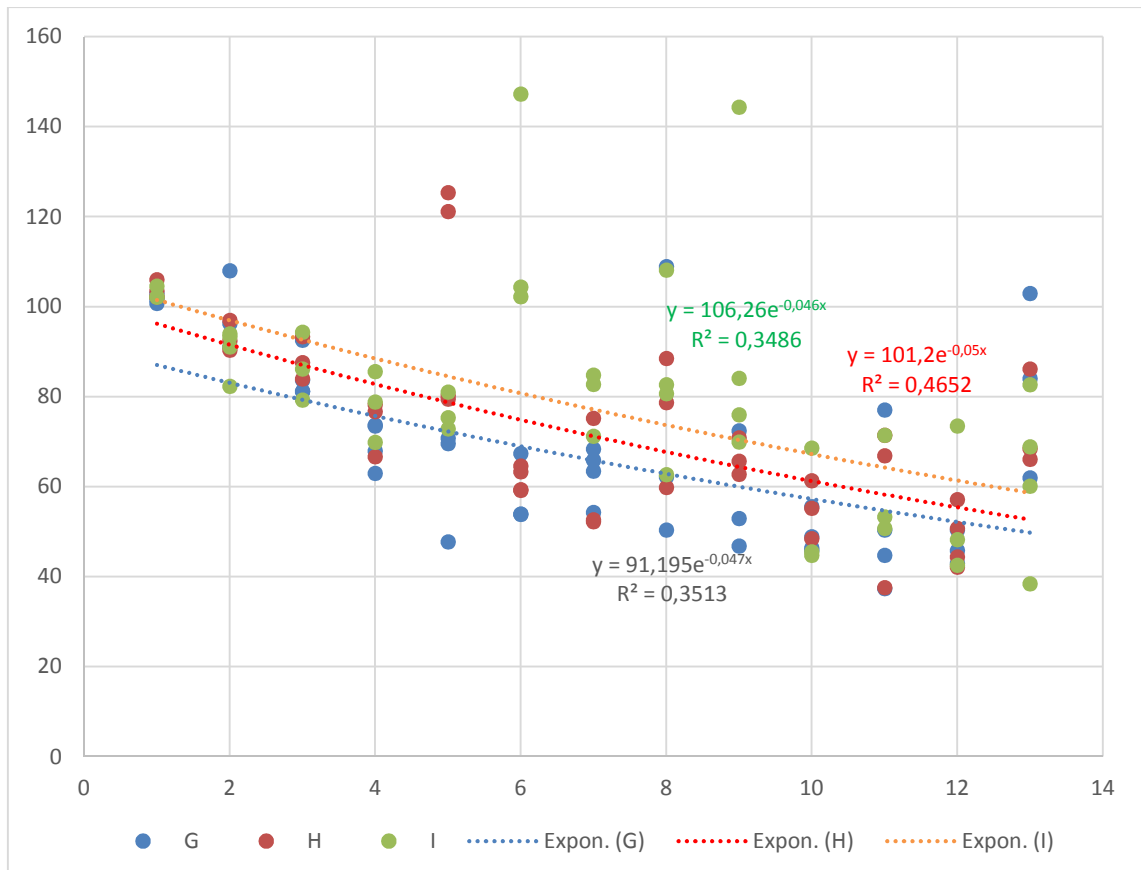


Figure 47 : Perte de masse des sacs de litière de la station « LGB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betulus sp.*). En bleu le sous-groupe « G », en rouge le sous-groupe « H », en vert le sous-groupe « I ». N=10.

Si on prend comme référence la distribution des pertes de masse des sacs de litière de la station de Bruay la Buissière (cf. 7.1.1), la distribution des pertes de masse du bois de Loos-en-Gohelle semble discontinue car des phénomènes de gain de masse importants apparaissent à partir du second trimestre.

Tableau 6 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LGB » par la méthode de somme des rangs de Friedman. Ligne1 : les mois, ligne 2 les médianes des taux de dégradation, ligne 3 Friedman X^2 , ligne 4 p value.

LGB	Novembre - Février	Février-Mai	Mai - août	Août-Décembre
Médianes	93,9-69,6	69,6-82,8	82,8-84,05	84,05-86,35
Friedman X^2	10	1,6	0	0,4
p value	0,001565	0,2059	1	0,5271



Figure 48 : Station "LGB" installée sur la pente boisée du terail T 74 de Loos en Gohelle ©C. Deviane

Ce gain de masse est causé par un chargement des sacs par du matériel mobile en provenance de l'amont.

Initialement choisie pour être éloignée de la circulation du public, cette station s'est avérée non conforme pour l'étude de la perte de masse de la litière à cause du facteur pente. La composition plus importante en argile du sol de LGB (Figure 30) est causée par la pente, la migration des argiles lixivées se faisant en surface avec le ruissellement des eaux pluviales.

7.2.2. La dégradation de la litière sur la station LGC : la station en combustion de Loos-en-Gohelle

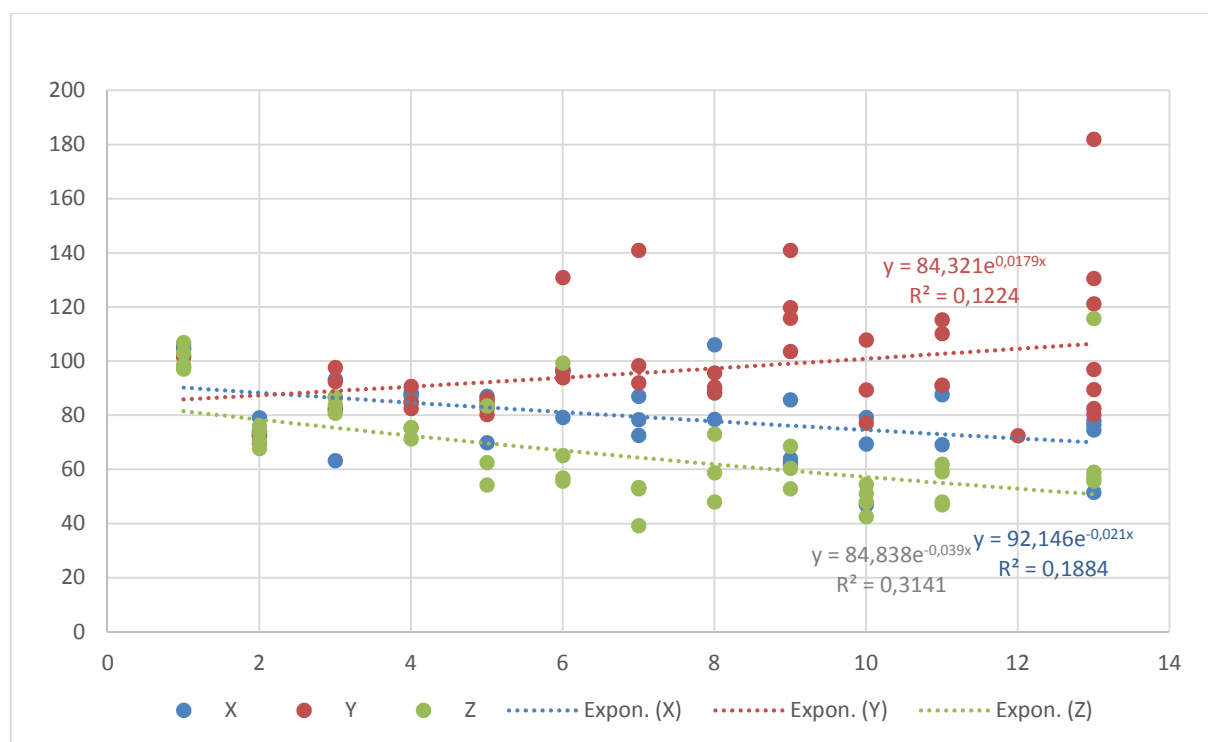


Figure 49: Perte de masse des sacs de litière de la station « LGC » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betulus sp.*). Les trois sous-groupes distingués par des couleurs. Rouge pour le s.g. « Y », bleu pour le s.g. « X », vert pour le s.g. « Z ». N=10.

Pour la station de la zone en combustion LGC, nous avons réalisé le test de comparaison de médianes en écartant les échantillons du sous-groupe Y qui ne montrent qu'une prise de

charge causée artificiellement par l'enfouissement par des mammifères et le développement important d'un mycélium de champignons. Il ne s'agit donc pas d'un problème de méthode mais d'un phénomène biologique qui pourrait avoir son intérêt lors d'une étude future. La dégradation de la litière est effective le premier trimestre mais ne se poursuit plus le reste de l'année.

Tableau 7 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LGC » par la méthode de somme des rangs de Friedman. Ligne1 : les mois, ligne 2 les médianes des taux de dégradation, ligne 3 Friedman X², ligne 4 p value.

LGC (X et Z)	Novembre Février	Février-Mai	Mai août	Août-Décembre
Médianes	95,1-82	82-79	79-64	64-58,9
Friedman X ²	7	0,1429	1,2857	0,1429
p value	0,008151	0,7055	0,2568	0,7055

7.2.3. La dégradation de la litière sur la station LGN : la zone nue de Loos en Gohelle

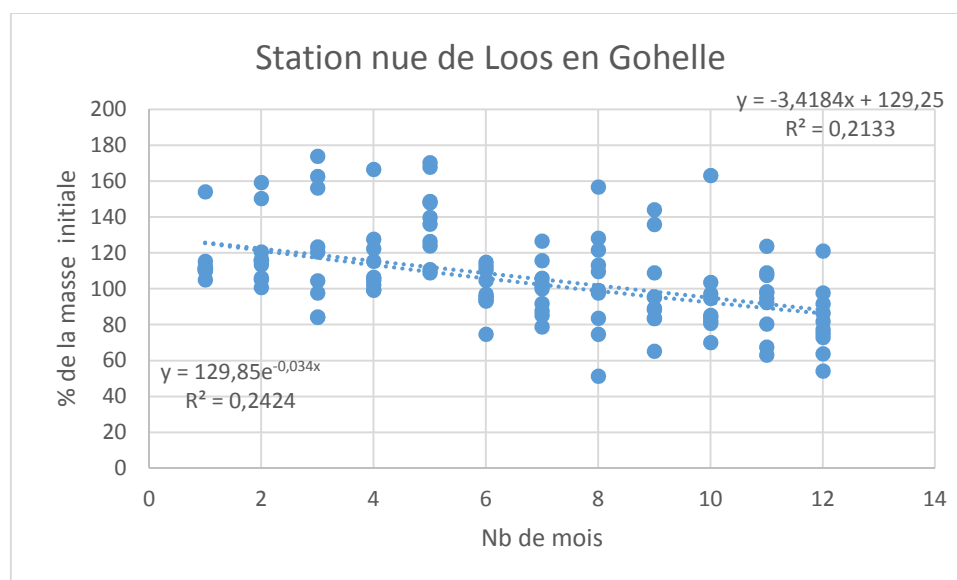


Figure 50 : Evolution de masse des sacs de litière de la station « LGN » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betulus sp.*). N=10

Une contamination des sacs de litière de la station nue de Loos-en-Gohelle « LGN » par des éléments mobiles est observable dès le premier trimestre. L'observation de la fragmentation de la litière est à peine perceptible mais la cause de cette faible perte de masse peut être occasionnée par ce chargement. Une interprétation n'est donc pas envisageable.

Tableau 8 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LGN » par la méthode de somme des rangs de Friedman. Ligne 1 : les mois, ligne 2 les médianes des taux de dégradation, ligne 3 Friedman X², ligne 4 p value.

LGN	Novembre Février	Février-Mai	Mai août	Août-Décembre
Médianes	93,9-122	122-96,3	96,3-92,3	92,3-79,7
Friedman X ²	3,6	1,6	0,4	1,6
p value	0,05778	0,2059	0,5271	0,2059

7.2.4. La dégradation de la litière sur la station LBN : La station nue de Libercourt

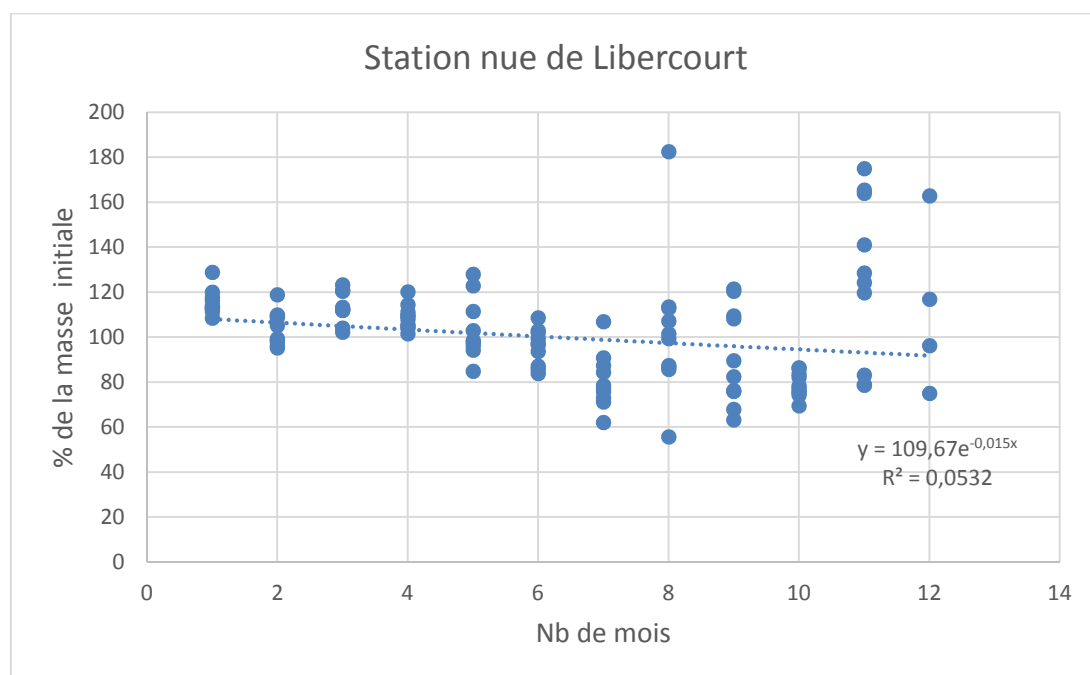


Figure 51: Perte et gain de masse des sacs de litière de la station « LBN » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (*Betulus sp.*). N=10

L'observation de la perte de masse des sacs de litière de la station nue de Libercourt est parasitée par les gains provenant du ruissellement du sol en amont de l'emplacement des sacs. Ce phénomène est particulièrement important à partir du huitième mois (juillet) et s'amplifie jusqu'à la fin de l'expérience. Les données sont donc inexploitable.

Tableau 9 : Significativité des valeurs de dégradation inter trimestrielle des échantillons de la station « LBN » par la méthode de somme des rangs de Friedman.

LBN	Novembre-Février	Février-Mai	Mai-Août	Août-Octobre
Médianes	94,7-112,3	112,3-96,9	96,9-86	86-126,4
Friedman X ²	10	10	0,4	6,4
p value	0,001565	0,001565	0,5271	0,01141

8. Discussion sur la dégradation de la litière

L'intensité de la dégradation de la litière de feuilles de bouleaux la plus élevée est réalisée sur la prairie de Libercourt non broutée par les mammifères ($Y = 98\exp^{-0.074X}$)

Les performances des dégradation dans les bois sont similaires, plus intense dans le bois de Bruay la Buisnière ($Y = 100\exp^{-0.033X}$) que dans le bois de Libercourt ($Y = 93\exp^{-0.014X}$). Ces comparaisons d'intensité de dégradation sont à relativiser en raison du faible coefficient de détermination des courbes de tendance. Dans le cas des stations à friche et à combustion, la dégradation de la litière est tellement faible qu'elle n'est pas significative à l'échelle de temps du trimestre.

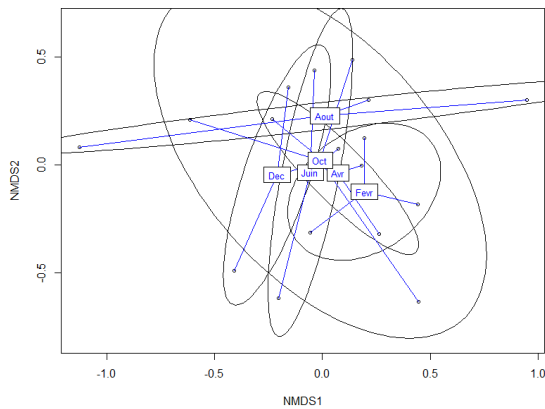
Quand il est possible de discerner une dégradation continue de la litière, il semble qu'une dégradation constante en valeur absolue ou proportionnellement à la quantité de matière présente dans le sac ne soit pas observée. La dégradation semble plutôt s'effectuer en 2 fois, en hiver et en automne avec une interruption durant l'été. Il est possible que les 2 phases de dégradation se suivent dans un cycle complet. Nous aurions alors une dégradation de litière de août à mars et une diminution de l'intensité de cette dégradation entre mars et août.

9. Les successions dans la communauté des collemboles durant la dégradation de la litière.

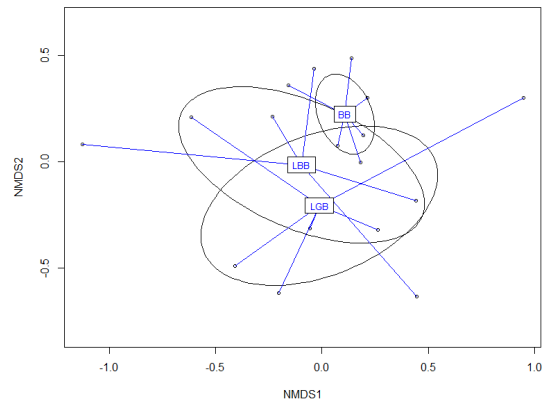
Afin de vérifier l'hypothèse d'un lien entre la dégradation de la litière et la communauté de collemboles qui l'habite, nous avons réalisé une manipulation permettant simultanément de sécher l'échantillon et d'en récupérer les arthropodes en disposant le sac préalablement pesé sur un tamis d'extracteur Berlèse (ISO 2006). 7998 individus répartis en 83 espèces ont été dénombrés. Pour chaque espèce nous avons donné la qualification éco-morphologique définie par Gisin 1943 en lien avec la niche écologique supposée de l'animal (Coineau 1974; Lavelle et Spain 2001). Afin de pouvoir attribuer le qualificatif d'eu-édaphique, hémiedaphique ou épi-édaphique, nous nous sommes référés à la synthèse dans la thèse de Joimel (2015).

9.1. De la litière des bois et des collemboles des forêts

Il paraît intéressant de tester la variabilité de la communauté de la litière. L'ensemble des données recueillies dans les sacs de litière ont donc été soumis à un test de ségrégation par site (Libercourt, Loos en Gohelle et Bruay la Buisnière) et selon une fréquence bi-mensuelle (décembre 2012, février, avril, juin, août et novembre 2013).



A : ANOSIM statistic R: 0.06008
Significance: 0,084



B : ANOSIM statistic R: 0.02716
Significance: 0,194

Figure 52 : Représentation des communautés de collemboles des stations boisées des terrils en fonction de la saisonnalité (A) ou du site (B). La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015). Stresstest=0,20 (<0.3)

La variabilité de l'ensemble de la communauté des collemboles de la litière des bois de terrils, toutes saisons confondues, est faible. Il n'a pas été possible de détecter une différence significative de communautés en fonction de la localité du site ou du mois de prélèvement. L'ensemble des prélèvements confine la communauté des collemboles au sein d'une association stable dominée par les espèces *Folsomia quadrioculata* et *Neelus murinus*. Dans les stations boisées, 61 espèces ont été détectées sur l'ensemble de l'échantillonnage des sacs de litières, ce qui correspond aux prévisions des estimateurs Jackknife, Chao et Bootstrap (58 – 64) de cette association des sites boisés (Chapitre III Les communautés de collemboles sous influence).

9.1.1. La colonisation de la litière du bois de Bruay la Buissière

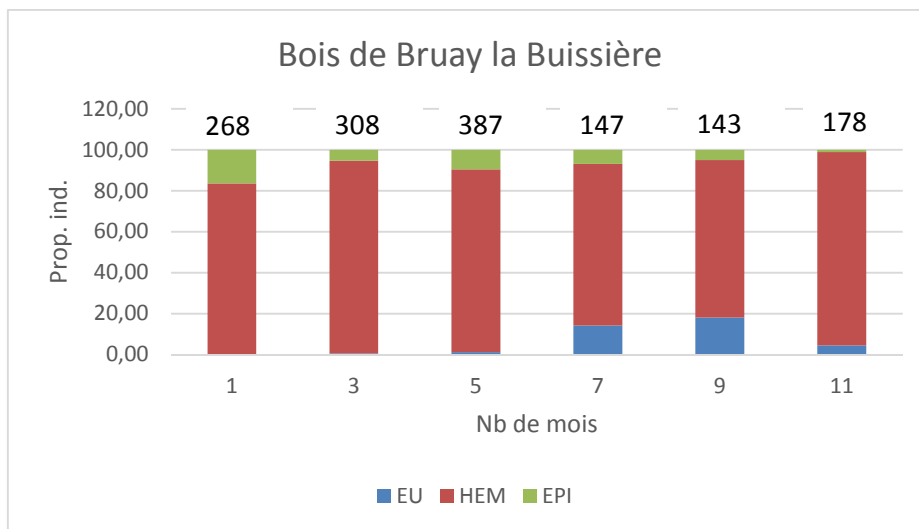


Figure 53: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémé-édaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station BB. Le nombre indiqué au-dessus de chaque barre correspond au nombre total d'individus collectés.

Le peuplement des collemboles se modifie au cours de l'année. Il y a une baisse régulière de la proportion des épi-édaphiques au profit d'une augmentation de la proportion des eu-édaphiques. On peut émettre l'hypothèse que cette apparition d'un peuplement eu-édaphique après sept mois de dégradation de litière est liée à la production d'un humus au sein du sac de litière. Cette modification qualitative est accompagnée par une diminution globale du nombre d'individus au sein du peuplement, probablement en lien avec la réduction de la masse de la litière.

Une forte diminution du nombre d'individus de *Parisotoma notabilis* au mois de mars est observée, relayée par une augmentation de *Folsomia quadrioculata* et d'autres collemboles dans une moindre mesure (Tableau 10) : *Monobella grassei* et *Lepidocyrtus lanuginosus*. Il y a donc modification de la communauté entre février et avril, avec apparition de nouvelles espèces en lien avec la modification de l'environnement, tant au niveau climatique que pour la composition du sac de litière. L'accélération de la décomposition de la litière entre août et novembre (Figure 43) ne semble pas être accompagnée par un changement de communauté ou une augmentation du nombre d'individus.

Tableau 10: Communauté locale des collemboles de la station BB avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014. Les occurrences sont colorées en vert. EU eu-édaphique, HEM hémi-édaphique, EPI épi-édaphique

Taxon		Déc.	février	avril	juin	août	Nov.	total
<i>Parisotoma notabilis</i>	HEM	174	217	74	32	47	62	606
<i>Folsomia quadrioculata</i>	HEM	22	55	207	55	37	57	433
<i>Monobella grassei</i>	HEM	11	5	28	9			53
<i>Neelus murinus</i>	EU			3	19	26	3	51
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	HEM		6	20	5	10	3	44
<i>Allacma fusca</i>	EPI		5	25	3			33
<i>Tomocerus vulgaris</i>	EPI	26	2			1		29
<i>Orchesella cincta</i>	EPI	1	3	8	4			16
<i>Orchesella villosa</i>	EPI	13	1		1	1		16
<i>Isotomiella minor</i>	HEM		1	2	4	9		16
<i>Xenylla tullbergi</i>	HEM	4	1	7		1	1	14
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	HEM	9	2			1		12
<i>Lepidocyrtus curvicollis</i>	HEM				7	5		12
<i>Neanura muscorum</i>	HEM			5	2			7
<i>Mesaphorura florum</i>	EU				2		5	7
<i>Entomobrya multifasciata</i>	EPI		2	4				6
<i>Lipothrix lubbocki</i>	EPI					4		4
<i>Pseudosinella alba</i>	HEM		3	1				4
<i>Entomobrya nivalis</i>	EPI	2	1					3
<i>Sminthurinus aureus</i>	EPI		2			1		3
<i>Dicyrtomina minuta</i>	EPI	2						2
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	EU		2					2
<i>Mesaphorura krausbaueri</i>	EU			2				2
<i>Ceratophysella gibbosa</i>	HEM			1				1
<i>Ceratophysella denticulata</i>	HEM				1			1
<i>Brachystomella parvula</i>	HEM				1			1
<i>Tomocerus minutus</i>	EPI				1			1
<i>Heteromurus major</i>	EPI						1	1
<i>Sminthurinus niger</i>	EPI				1			1
<i>Hypogastrura purpureascens</i>	HEM						1	1
total		264	308	387	147	143	133	1382

9.1.2. la communauté de collemboles de la litière du bois de Loos-en-Gohelle

Le peuplement des sacs de litière dans le bois du terril de Loos-en-Gohelle diminue sur l'ensemble de la saison pour atteindre son niveau le plus bas en août.

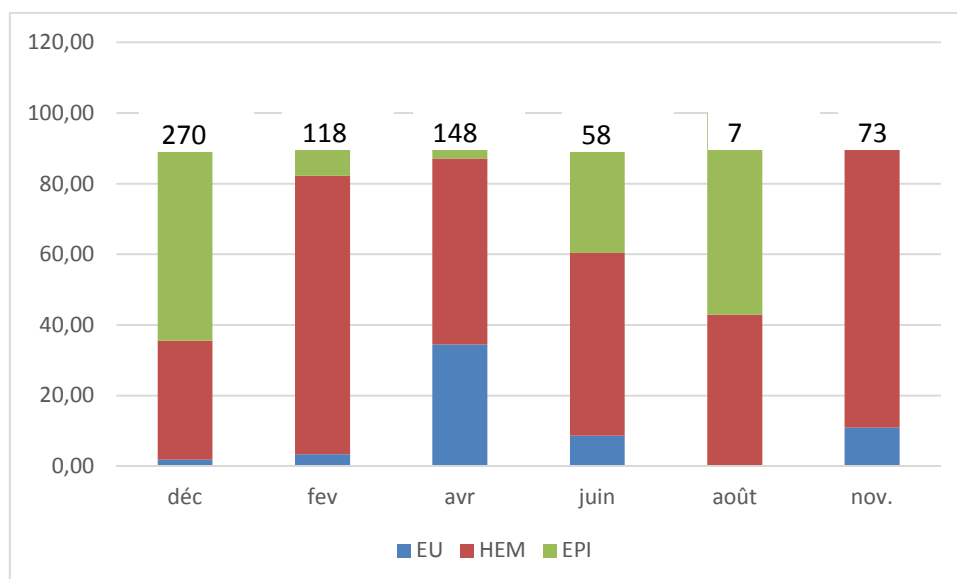


Figure 54: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épi-édaphiques (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGB. Le nombre indiqué au-dessus de chaque barre correspond au nombre total d'individus collectés dans cinq sacs de litière.

On ne retrouve pas, sur la station boisée de Loos-en-Gohelle, la même évolution en proportion des peuplements épi-édaphiques et eu-édaphiques que dans la station de Bruay la Buissière. On peut relier l'apparition précoce d'individus eu-édaphiques dans les sacs de litière à l'apport artificiel de sol par ruissellement. La variabilité des proportions de catégories écomorphologiques est liée à l'instabilité du contenu des sacs de litière, pollué par les écoulements de sols de surface. Dans le bois de Loos-en-Gohelle, on assiste à une baisse du nombre d'individus à partir du mois d'avril. La domination hivernale de *Tomocerus vulgaris* dans la litière brute et la chute des populations de tous les collemboles en août sont similaires aux observations effectuées sur la station boisée de Bruay la Buissière. La chute brutale du nombre d'individus au mois d'août est liée à la disparition temporaire des deux espèces les plus abondantes *Folsomia quadrioculata* et *Parisotoma notabilis* (

Tableau 11).

La communauté de cette station de Loos-en-Gohelle se distingue de la communauté de Bruay la Buisnière par l'absence de Tullbergidae du genre *Mesaphorura*. Pour les espèces eu-édaphiques, cette espèce est remplacée par la présence du Tullbergidae *Kalaphorura burmeisteri*. Ces deux taxons eu-édaphiques appartiennent au même groupe fonctionnel, et on peut suspecter la compétition entre ces deux espèces pour une même niche écologique.

Deux espèces caractéristiques de milieu ouvert : *Isotoma viridis* et *Brachystomella parvula* (Ponge et Salmon 2013) apparaissent sporadiquement dans cette station pourtant recouverte d'un boisement. La perturbation subie par le ruissellement du sol pourrait agir comme un maintien d'un milieu ouvert sur une petite échelle et expliquer leur présence ponctuelle.

Tableau 11 : Communauté locale des collemboles de la station LGB avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014. Les occurrences sont colorées en vert. EU eu-édaphique, HEM héli-édaphique, EPI épi-édaphique

Taxon		Déc.	février	avril	juin	août	Nov.	Total
Folsomia quadrioculata	HEM	38	60	37	6		15	156
Parisetoma notabilis	HEM	33	24	19	22	1	37	136
Tomocerus vulgaris	EPI	111	4	4				119
Neelus murinus	EU		4	40	4		5	53
Orchesella cincta	EPI	14	6	5	18			43
Entomobrya corticales	EPI	17	7					24
Lepidocyrtus lanuginosus	HEM		4	14	1		4	23
Dicyrtomina minuta	EPI	14	1					15
Lepidocyrtus curvicollis	HEM	10	2		1			13
Dicyrtomina fusca	EPI	13						13
Orchesella villosa	EPI	5		1		3		9
Monobella grassei	HEM	3		4		1		8
Entomobrya multifasciata	EPI		2	3		1	2	8
Kalaphorura burmeisteri	EU	4		2	1		1	8
Orchesella flavescens	EPI		1		2			3
Lepidocyrtus lignorum	HEM	1	2					3
Ceratophysella denticulata	HEM			2		1		3
Sminthurinus elegans	EPI			3				3
Brachystomella parvula	HEM			2				2
Heteromurus major	EPI				2			2
Isotomurus prasinus	EPI			2				2
Sphaeridia pumilis	EPI			1	1			2
Cryptopygus thermophilus	HEM						2	2
Isotoma viridis	EPI						2	2
Friesea truncata	HEM						2	2
Micranurida pygmaea	EU	1						1
Friesea clavisetata	HEM		1					1
Isotomodes productus	EU						1	1
		264	118	139	58	7	71	657

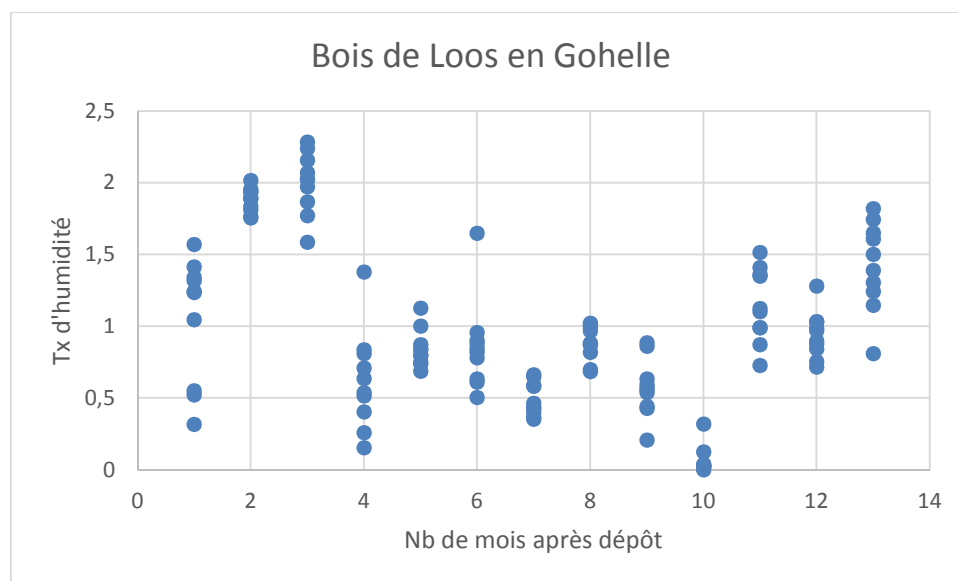


Figure 55 : Pourcentage d'eau gravitationnelle retenue dans la litière de LGB de décembre 2013 (1) à décembre 2014 (13).

La chute des populations au mois d'août ne peut être mise en lien avec une sécheresse des sacs de litière puisque 9 mois après le dépôt des sacs, ce taux d'humidité n'est pas particulièrement bas (Figure 55).

9.1.3. la communauté de collemboles de la litière du bois de Libercourt

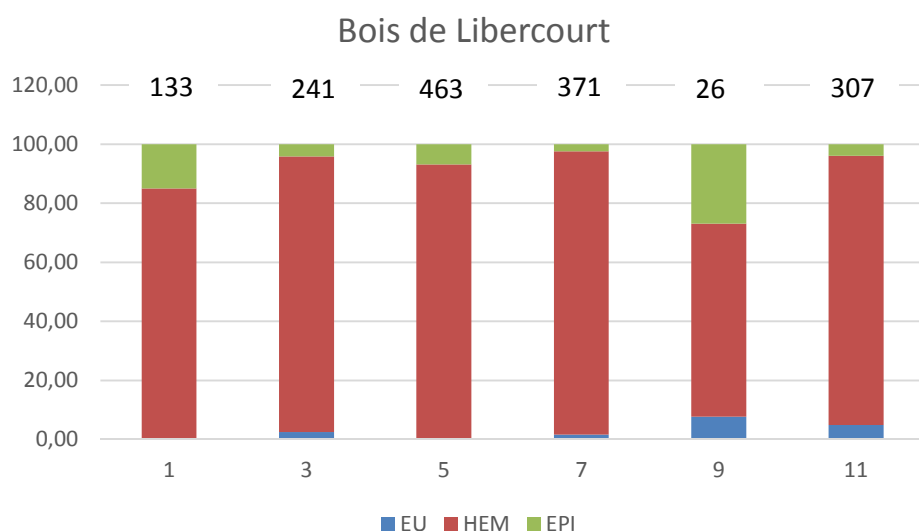


Figure 56 : proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épi-édaphiques (EPI) récoltés mensuellement sur la station LBB. Le nombre indiqué au-dessus de chaque barre correspond au nombre total d'individus collectés dans cinq sacs de litière.

Nous retrouvons les deux phénomènes observés sur les terrils boisés des sites précédents : la présence fugace de *Tomocerus vulgaris* dans la litière non décomposée et la chute des populations au mois d'août. La particularité du site est l'absence des eu-édaphiques habituels des milieux forestiers *Neelus murinus*, *Mesaphorura sp.* ou *Kalaphorura burmeisteri*. A noter toutefois les présences exceptionnelles des espèces *Arrhopalites caecus* et *Willemia denisi*, espèces rarement détectées dans la Région.

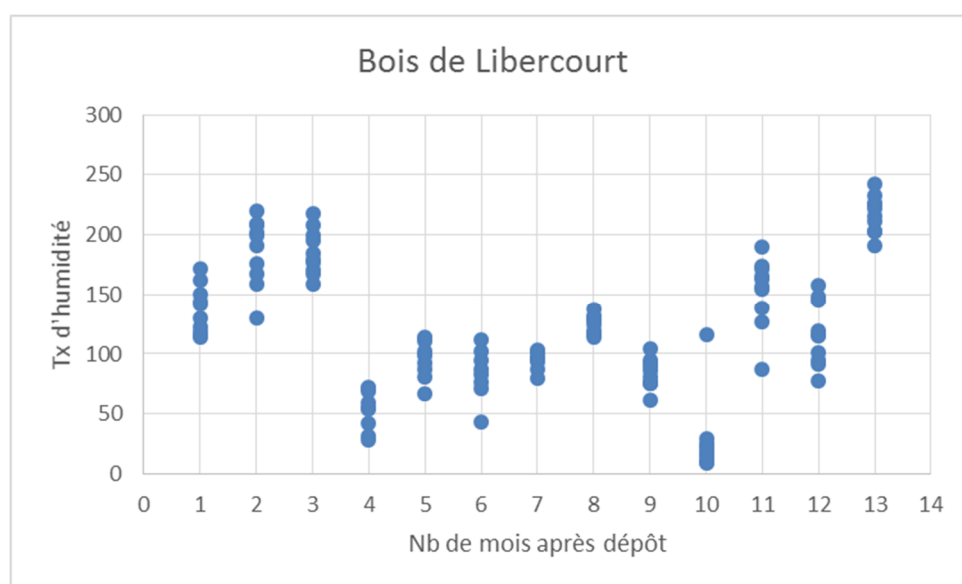


Figure 57 : Pourcentage d'eau gravitationnelle retenue dans la litière de LBB de décembre 2013 (1) à décembre 2014 (13).

La chute des populations au mois d'août ne peut être mise en lien avec une sécheresse des sacs de litière puisque 9 mois après le dépôt des sacs, ce taux d'humidité n'est pas particulièrement bas (Figure 57).

Tableau 12 : Communauté locale des collemboles de la station LBB avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014. EU eu-édaphique, HEM hémi-édaphique, EPI épi-édaphique

LBB		Déc.	février	avril	juin	août	Nov.	Total
<i>Parisotoma notabilis</i>	HEM	71	114	145	234	5	72	641
<i>Folsomia quadrioculata</i>	HEM	2	68	211	11	2	199	61
<i>Monobella grassei</i>	HEM	1	5	36	6	1		58
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i>	EPI	3		25	7	4		39
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	EPI		19					19
<i>Orchesella cincta</i>	EPI	5	2	1	1			18
<i>Tomocerus vulgaris</i>	HEM	12	2					14
<i>Neanura muscorum</i>	EPI	2		6	4	1	1	14
<i>Orchesella flavescens</i>	HEM			6		3	4	13
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	EPI		6	2			4	12
<i>Pseudosinella alba</i>	EPI		8		2		2	12
<i>Xenylla tullbergi</i>	HEM	2	2	3			3	1
<i>Sminthurinus niger</i>	EPI			9				9
<i>Lipothrix lubbocki</i>	EPI				7			7
<i>Paratullbergia macedougalli</i>	EPI						7	7
<i>Sphaeridia pumilis</i>	HEM				1		5	6
<i>Mesaphorura florum</i>	HEM				6			6
<i>Entomobrya multifasciata</i>	EPI	2	3					5
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	EPI			3	1			4
<i>Hypogastrura distincta</i>	HEM		4					4
<i>Brachystomella parvula</i>	HEM		4					4
<i>Allacma fusca</i>	EPI			3				3
<i>Bourletiella hortensis</i>	EPI		3					3
<i>Friesea truncata</i>	HEM					2	1	3
<i>Ceratophysella denticulata</i>	HEM	1					2	3
<i>Hypogastrura manubrialis</i>	HEM	3						3
<i>Entomobrya nivalis</i>	EPI					3		3
<i>Isotomurus prasinus</i>	EPI						2	2
<i>Folsomia candida</i>	HEM						2	2
<i>Sminthurinus elegans</i>	EPI			2				2
<i>Isotoma anglicana</i>	EPI					1		1
<i>Isotomiella minor</i>	EU				1			1
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	HEM		1					1
<i>Proisotoma minuta</i>	EPI	1						1
<i>Arrhopalites caecus</i>	HEM					1		1
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>	EPI			1				1
<i>Dicyrtoma fusca</i>	EPI	1						1
<i>Protaphorura armata</i>	EU					1		1
<i>Pseudosinella fallax</i>	HEM					1		1
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	EPI						1	1
<i>Entomobrya nicoleti</i>	EPI			1				1
<i>Megalothorax minimus</i>	EU						1	1
<i>Willemia denisi</i>	EU						1	1
<i>Pseudachorutes dubius</i>	HEM					1		1
		133	241	463	371	26	37	1541

9.2. Des collemboles des milieux ouverts de terrils dans la litière de bouleau

Le bouleau n'est pas une espèce spontanée dans les biotopes des friches basses de Loos-en-Gohelle et de Libercourt. L'utilisation de la litière de bouleaux peut biaiser la composition des communautés des sacs de litière introduisant des espèces de litière d'arbre extérieures à la station. L'interprétation de notre échantillonnage doit tenir compte de ce biais.

Comme nous observons la différence de dégradation de la litière sur les sous-groupe des friches de Libercourt, nous allons comparer les communautés de collemboles afin de tester l'hypothèse qu'un lien existe entre la composition de la communauté de la faune du sol et cette dynamique. L'hypothèse alternative est que l'influence du paysage est supérieure à celle de la ressource sur la composition de cette communauté.

Trois observations principales sont à noter :

1. Au sein des sous-groupes K, L et M de la station friche basse et prairie de Libercourt LBH , il n'y a pas de différence significative de composition dans les communautés (ANOSIM statistic R: -0,003292 Significance: 0,483 dist. = gower) malgré les constats d'une dégradation de la litière différente entre K et M d'une part, et la prairie L d'autre part.
2. Les communautés de la litière des deux stations à friche basse de Loos-en-Gohelle LGH et Libercourt LBH appartiennent à la même communauté (ANOSIM R: 0,01608 Significance: 0,357 dist. = Gower, Figure 59)
3. On observe une saisonnalité dans les deux cas avec apparition d'une faune eudédaphique dès le deuxième trimestre (Figure 58)

Tableau 13 : Communauté locale des collemboles de la station LBH avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014. EU eu-édaphique, HEM hémi-édaphique, EPI épi-édaphique

LBH	décembre	février	avril	juin	août	novembre	
<i>Isotoma viridis</i>		7	1	16	1	34	5
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	9		9	2	6	73	5
<i>Entomobrya multifasciata</i>	2	17	15	11		6	5
<i>Xenylla tullbergi</i>	7	1	8	2		17	5
<i>Sphaeridia pumilis</i>		1	3	24		32	4
<i>Parisotoma notabilis</i>	16		63	3		3	4
<i>Ceratophysella denticulata</i>	3		6	22		1	4
<i>Brachystomella parvula</i>	22			1	4	6	4
<i>Entomobrya nivalis</i>	13	6	1	17			4
<i>Sminthurinus elegans</i>				9	2	9	3
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i>	12			11	1		3
<i>Hypogastrura distincta</i>	1	769				17	3
<i>Hemisotoma thermophila</i>					1	2	2
<i>Folsomides parvulus</i>			8	1			2
<i>Mesaphorura florae</i>			7	5			2
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>				9		3	2
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>				12		25	2
<i>Friesea truncata</i>			2	62			2
<i>Micranurida pygmaea</i>				5		3	2
<i>Isotoma anglicana</i>	2						1
<i>Isotomurus prasinus</i>					1		1
<i>Folsomia 4oculata</i>						1	1
<i>Sminthurinus niger</i>				3			1
<i>Mesaphorura sylvatica</i>				5			1
<i>Paratullbergia callipygos</i>				2			1
<i>Kalaphorura burmeisteri</i>			1				1
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>				2			1
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>				3			1
<i>Friesea cf. handschini</i>			4				1
<i>Friesea mirabilis</i>						25	1
<i>Friesea claviseta</i>	a				8		1
<i>Willemia buski</i>		5					1
<i>Entomobrya marginata</i>		3					1
<i>Heteromurus major</i>				1			1
<i>Neanura muscorum</i>				1			1
<i>Orchesella cincta</i>				1			1
<i>Orchesella flavescens</i>				1			1
<i>Orchesella villosa</i>	2						1
<i>Megalothorax minuta</i>				6			1
<i>Pseudachorutes boernerii</i>				1			1

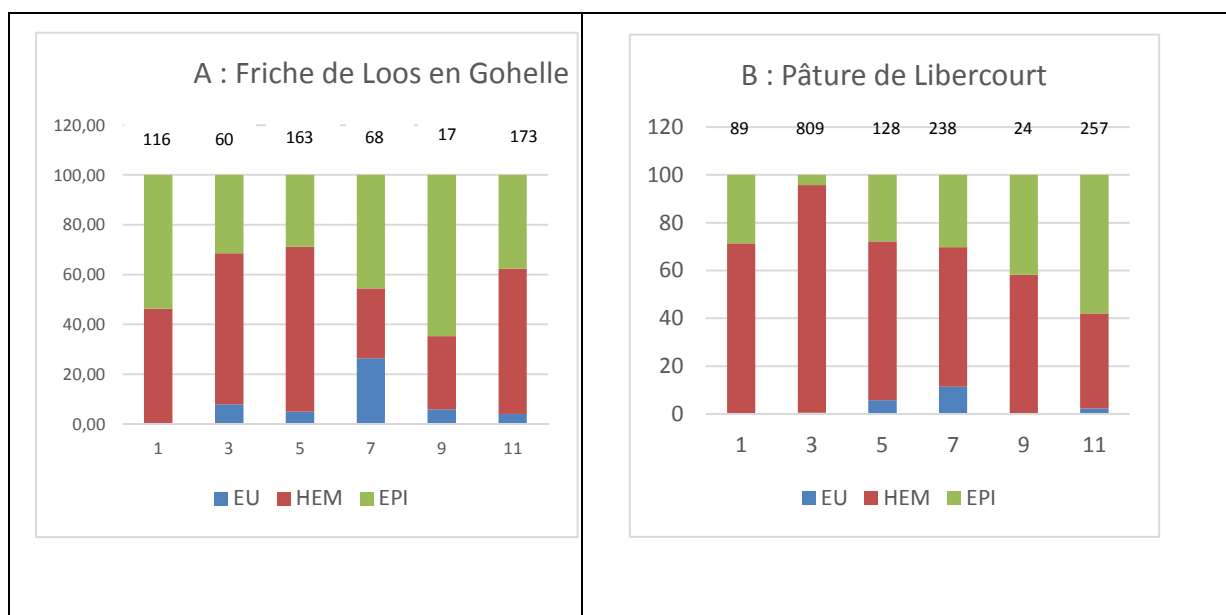


Figure 58 : Proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épi-édaphiques (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGH (A) et LBH (B)

La chute des populations d'espèces hémiedaphiques au mois d'août est accompagnée, dans les deux stations, par une augmentation proportionnelle des populations d'espèces eu-édaphiques. Cette modification de la communauté dans les deux stations n'est pas liée à la

Tableau 14 : Communauté locale des collemboles de la station LGH avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014. EU eu-édaphique, HEM hémiedaphique, EPI épi-édaphique

LGH		Déc.	Fév.	Avr.	Juin	Août	Nov.	
<i>Folsomia quadrioculata</i>	HEM	11	1	3	5	2	69	91
<i>Parisotoma notabilis</i>	HEM	13	21	34	3	2	13	86
<i>Heteromurus maior</i>	EPI	6		16	17	2	4	81
<i>Folsomides parvulus</i>	FU			5	1		1	61
<i>Entomobrva multifasciata</i>	EPI	17	14	15	9	2		57
<i>Tomocerus vulgæaris</i>	EPI	35					2	37
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	FU		4	4	15	1	5	29
<i>Sminthurinus eleans</i>	EPI			3	1	6	1	2
<i>Friesia cf. handschini</i>	HE		1				16	17
<i>Lenidocvrtus curvicollis</i>	HEM	13		1				14
<i>Lenidocvrtus cvaneus</i>	EPI	1	1				11	13
<i>Orchesella cincta</i>	EPI	5		4	1			1
<i>Lenidocvrtus violaceus</i>	EPI		9					9
<i>Monobella grassei</i>	HEM	1		7				8
<i>Cryptopvauus thermophilus</i>	HEM			7				7
<i>Lenidocvrtus lanuainosus</i>	HEM	7						7
<i>Brachystomella parvula</i>	HEM		4	2				6
<i>Pseudosinella alba</i>	HEM			3			2	5
<i>Pseudosinella terricola</i>	HEM			3	2			5
<i>Hypogastrura distincta</i>	HEM		4					4
<i>Lenidocvrtus lianorum</i>	HEM	4						4
<i>Entomobrva nivalis</i>	EPI			3		1		4
<i>Sminthurinus aureus</i>	EPI				3			3
<i>Sphaeridia numilis</i>	EPI	1		2				3
<i>Protaphorura armata</i>	FU				1		2	3
<i>Bourlettiella hortensis</i>	EPI			2				2
<i>Orchesella villosa</i>	EPI		1				1	2
<i>Neanura muscorum</i>	HEM			1	1			2
<i>Xenylla tullbergi</i>	HEM					1		1
<i>Entomobrva nicoleti</i>	EPI			1				1
<i>Dicvrtomina minuta</i>	EPI	1						1
<i>Ceratoiphysella denticulata</i>	HEM						1	1
<i>Proistoma minuta</i>	EPI	1						1
<i>Bourlettiella arvalis</i>	EPI			1				1
<i>Micranurida sensillata</i>	FU			1				1
		116	6	163	68	17	173	597

modification du substrat sous l'effet de la décomposition, puisque dès le mois de novembre, la population de l'espèce dominante retrouve un niveau de densité élevé.

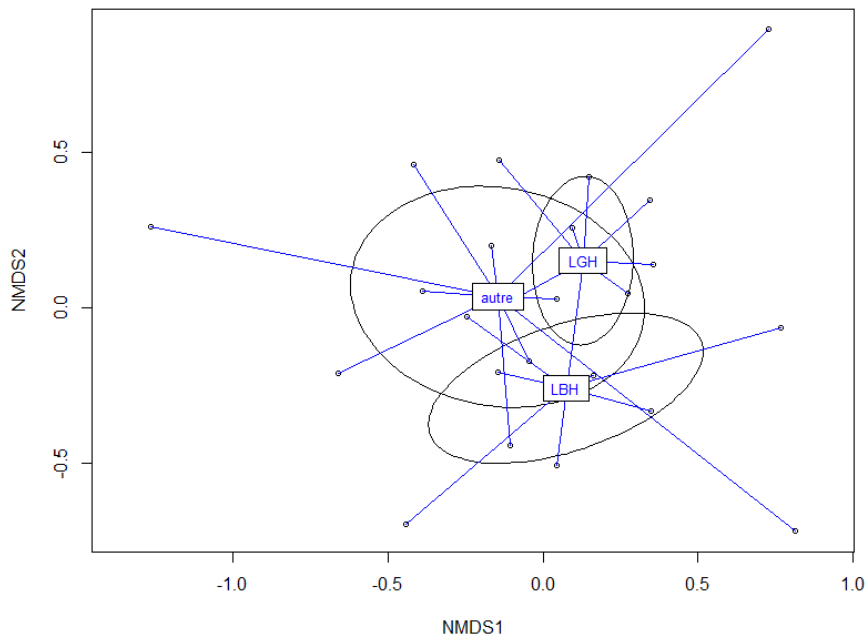


Figure 59: Représentation des communautés de collemboles des stations à végétation basse des terrils en fonction des sites concernés. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015). Stresstest=0,21 (<0,3). LGH : litière de friche à Loos-en-Gohelle, LBH : litière de friche à Libercourt, autre = échantillons de sols des friches basses des 10 autres terrils de l'étude. ANOSIM statistic R: 0,01608 Significance: 0,357 dist. = Gower

9.3. Les collemboles dans la litière des stations nues

Nous avons détecté de la vie sur les stations nues des terrils. Mais l'utilisation d'une tarière à faible diamètre soumet l'échantillonnage à un biais très important sur des milieux peu propices à de fortes densités de populations. En mettant à disposition de cette faune de la litière de bouleau, nous avons imaginé la possibilité d'avoir une amplification de la faune sous-jacente par une méthode de piégeage attractif. La dégradation des feuilles de bouleau sur les stations nues des terrils est lente : pour les sacs ne semblant pas avoir été contaminés par le ruissellement de sol, seul 2 à 3 % de cette matière brute est recyclée sur une période de 1 an. Ce phénomène explique l'accumulation de matière organique et le rapport C/N élevé. Bien que cette dégradation soit faible, on assiste à l'évolution des communautés en lien avec la modification du substrat : d'une communauté essentiellement représentée par des espèces épi-édaphiques, on assiste à l'arrivée successive d'espèces hémi-édaphiques puis eu-édaphiques. Les feuilles de la litière conservent leur forme initiale sur toute la période de l'étude et on peut émettre l'hypothèse que la minéralisation est moins intense dans ce milieu dénué de végétation. Cette hypothèse nécessite une analyse plus approfondie.

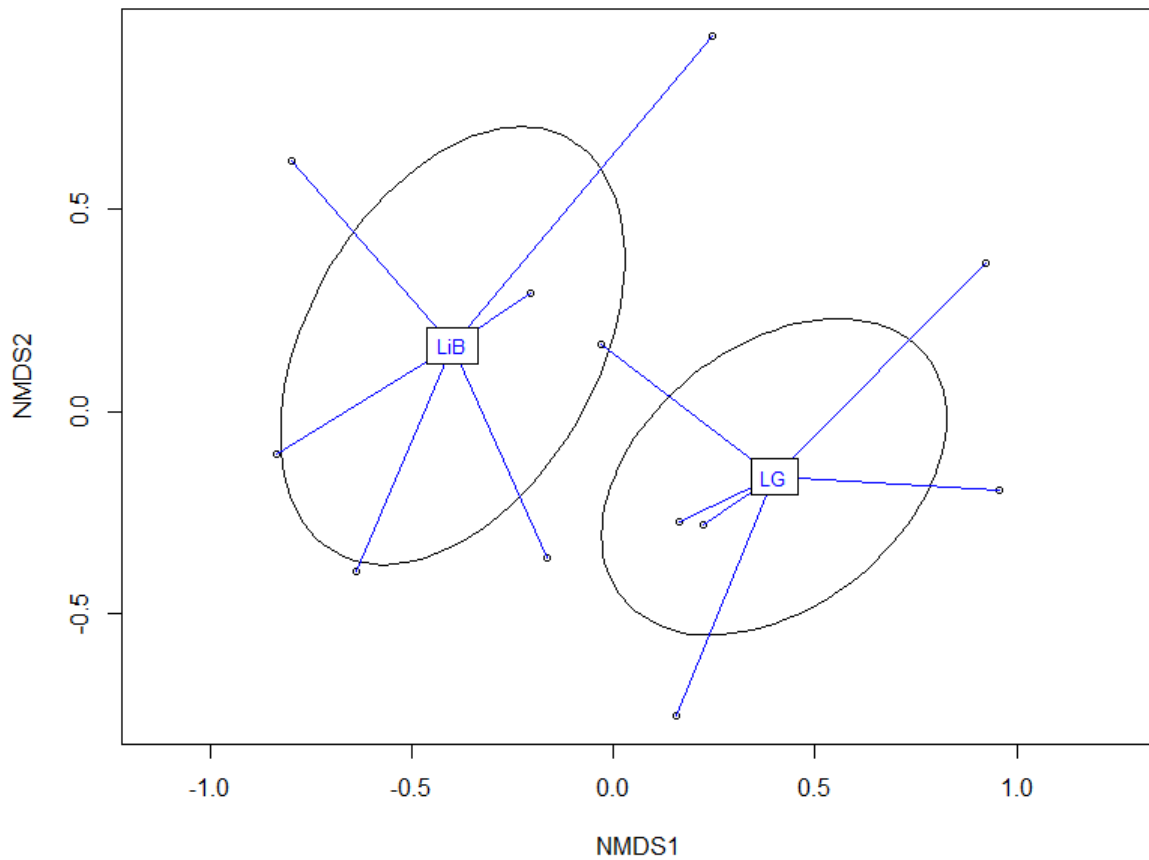


Figure 60: Représentation des communautés de collemboles des stations sans végétation des terrils. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2005). Stresstest=.15 (<.2). LG : Loos en Gohelle, LiB : Libercourt. ANOSIM ANOSIM statistic R: 0,06111 Significance: 0,162.

Les deux stations sont distinctes quel que soit le mois de prélèvement. Bien que le substrat soit le même, un paramètre qu'il reste à déterminer provoque une différenciation entre les deux stations

9.3.1. Station nue de Loos-en-Gohelle

Les sacs ont été posés sur une pente de 20° environ. Le sol est pulvérulent, de nombreux blocs de schistes montrent encore des traces fossiles de *Lepidodendron*. Ce sol meuble se dérobe sans cesse, et les sacs ont du être réagencés régulièrement.

Station nue de Loos-en-Gohelle

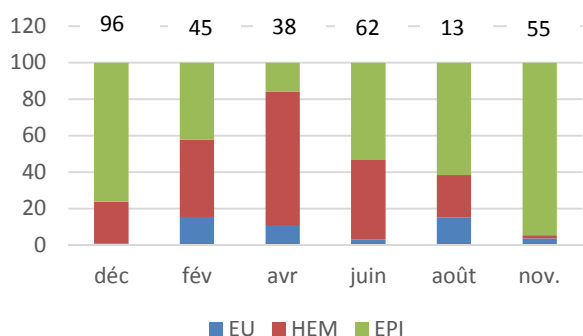


Figure 61 : proportion des collembolans eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épi-édaphiques (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGN.



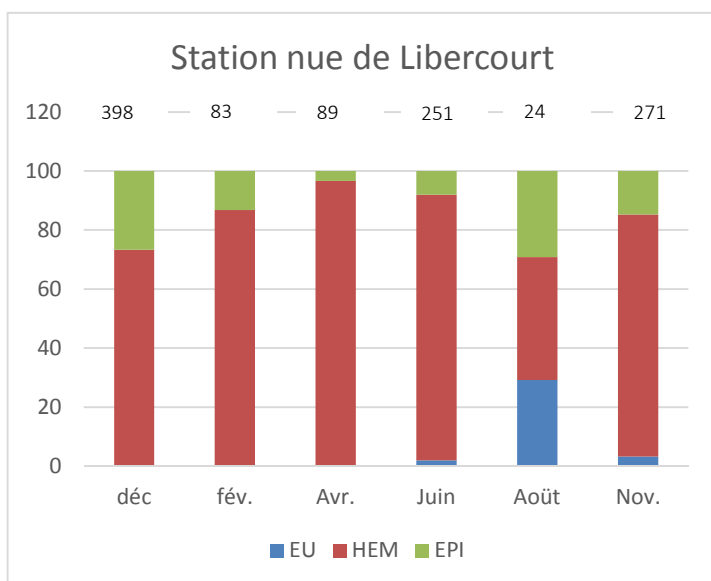
Figure 62 : Mise en place de la station LGN avec l'équipe municipale des espaces verts de Loos-en-Gohelle. © L. Devigne

Tableau 15: Communauté locale des collembolans de la station « LGN » avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014

LGN		Déc	Fév.	Avr.	Juin	Août	Nov.	
Tomocerus vulgaris	EPI	58						58
Pseudosinella cf octopunctata	HEM		6	15	14			35
Brachystomella parvula	HEM	15	12		6		1	34
Entomobrya multifasciata	EPI	9	5	5	8	1	2	3
Entomobrya lanuginosa	EPI						24	24
Sphaeridia pumilis	EPI	2			15		2	19
Entomobrya marginata	EPI						14	14
Entomobrya nicoleti	EPI		3		4	5		12
Parisotoma notabilis	HEM			4	5	2		11
Heteromurus maior	EPI	2	1		6	1		1
Lepidocyrtus cyaneus	EPI		3				6	9
Lepidocyrtus lignorum	EPI	4		5				9
Orchesella cincta	EPI		7	1				8
Folsomia quadrioculata	HEM	1	1	4	1			7
Willowsia nigromaculata	EPI		4	3				7
Protaphorura armata	EU	1	3		1			5
Orchesella villosa	EPI					1	4	5
Pseudosinella terricola	HEM			1	1		1	3
Mesaphorura macrochaeta	EU					2		2
Sminthurinus elegans	EPI	1						1
Bourletiella hortensis	EPI	1						1
Paratullbergia callipygos	EU						1	1
Lepidocyrtus curvicollis	EPI	1						1
Friesea handschini	HEM					1		1
Monobella grassei	HEM	1						1
Xenylla tullbergi	HEM				1			1
		96	45	38	62	13	55	39

9.3.2. Station nue de Libercourt

Le paysage de la station nue de Libercourt présente les mêmes caractéristiques que la station nue de Loos-en-Gohelle : une pente de 20° et un substrat pulvérulent en mouvement constant. Toutefois, il n'y a pas de blocs de schistes ni de grès sur cette station, le schiste ayant été soumis à un lavage.



Le nombre supérieur d'espèces eu-édaphiques qui colonisent les sacs de litière sur le terrier de Libercourt est sans doute lié à l'environnement paysager. On émet l'hypothèse que la proximité de la forêt joue un rôle dans le paysage et que la proximité de cette source d'espèces est un facteur prépondérant dans la viabilisation du sol.

Figure 63: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épi-édaphiques (EPI) récoltés mensuellement sur la station LBN.

Tableau 16: Communauté locale des collemboles de la station « LBN » avec occurrence des espèces en fonction du mois. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014.

LBN		Déc	Fév.	Avr.	Juin	Août	Nov.	
Parisetoma notabilis	HEM	1	2	36	177		11	317
Hypogastrura distincta	HEM	219	39				7	265
Folsomia quadrioculata	HEM	37	5	5	3	2	83	135
Folsomides parvulus	EU			38	37	5		8
Tomocerus vulgaris	EPI	7					1	71
Brachystomella parvula	HEM	26	24	7	3		8	68
Heteromurus major	EPI	11			5		37	53
Entomobrya multifasciata	EPI	19	8	2				29
Entomobrya nivalis	EPI				13	1		14
Hemisotoma thermophilus	HEM					3	1	13
Oconopodura crassicornis	EU						8	8
Monobella grassei	HEM	6					1	7
Micranurida pygmaea	EU				5		2	7
Sminthurinus elegans	EPI	5				1		6
Lepidocyrtus cyaneus	EPI	1				5		6
Pseudosinella octopunctata	HEM				4			4
Lepidocyrtus lanuginosus	EPI	2					2	4
Arrhopalites pygmaeus	EU						3	3
Sphaeridia pumilis	HEM		1		2			3
Paratullbergia macdougalli	EU					3		3
Folsomia candida	HEM					2		2
Deuterosminthurus pallipes	EPI						2	2
Lepidocyrtus violaceus	EPI				2			2
Lepidocyrtus lignorum	EPI		2					2
Entomobrya nicoleti	EPI		2					2
Megalothorax minimus	EU						2	2
Willemia scandinavica	EU						2	2
Pseudachorutes subscassus	HEM						2	2
Mesaphorura macrochaeta	EU					1		1
Protaphorura armata	EU					1		1
Lepidocyrtus curvicolis	EPI	1						1
Orchesella cincta	EPI			1				1
		398	83	89	251	24	271	1116

9.4. La particularité des zones de combustion

Tableau 17 : Communauté locale des collemboles de la station « LGC » avec occurrence des espèces en fonction du mois et du sous-groupe. Analyse effectuée sur des échantillons de 5 sacs de litière analysés tous les deux mois entre novembre 2013 et décembre 2014.

Taxon		Déc.		février		avril		juin		août		Nov.		Total
		Y	XZ	Y	XZ	Y	XZ	Y	XZ	Y	XZ	Y	XZ	
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	HE	6	8	111	8	77	11	57	6	1		14	3	32
<i>Pseudosinella terricola</i>	HE	11	1	1	2	63		19				18	9	133
<i>Folsomia quadrioculata</i>	HE									13				13
<i>Parisotoma notabilis</i>	HE							1	2	23				26
<i>Heteromurus major</i>	EPI	3							3			6	13	25
<i>Sphaeridia pumilis</i>	EPI	4						1	12			2	5	24
<i>Entomobrva multifasciata</i>	EPI	1	1	3	2	8	4		2			1		22
<i>Sminthurinus niger</i>	EPI	11	8	2										21
<i>Cryptopygus bipunctatus</i>	HE	4				2		7						13
<i>Brachystomella parvula</i>	HE	11				1								12
<i>Entomobrva marginata</i>	EPI					5	6							11
<i>Willowsia nieromaculata</i>	EPI			4	4									8
<i>Sminthurinus elegans</i>	EPI		4											4
<i>Hypogastrura purpureescens</i>	HE			3			1							4
<i>Folsomia inoculata</i>	EU											2		2
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	EPI									2				2
<i>Monobella grassei</i>	HE							1				1		2
<i>Orchesella cincta</i>	EPI	1			1									2
<i>Pseudosinella alba</i>	HE									2				2
<i>Folsomides parvulus</i>	EU		1											1
<i>Tomocerus vulgaris</i>	EPI		1											1
<i>Orchesella villosa</i>	EPI	1												1
<i>Neanura muscorum</i>	HE									1				1
<i>Sminthurinus aureus</i>	EPI									1				1
<i>Isotomurus prasinus</i>	EPI									1				1
Total		53	24	133	17	15	22	86	25	134		43	31	724

Malgré la grande différence de température et de texture du sol, un test de Wilcoxon apparié de comparaison de populations entre les sous-groupes Y et X-Z, mois par mois ne nous permet pas de rejeter l'hypothèse que les assemblages de chaque sous-groupe appartiennent au même peuplement, ($V = 889,5$, $p\text{-value} = 0,5387$). Comme pour l'ensemble des sites, on assiste à une chute brutale du nombre d'individus au mois d'août, avec disparition totale des individus dans les sacs de litière des sous-groupes X et Z.



Figure 64: *Hemisotoma thermophila*, espèce dominante des stations en combustion



Figure 65: *Pseudosinella terricola* Gisin 1967 caractéristique des zones de combustion. Photographie © E. Baquero

Il est étonnant de constater que cette chute du peuplement dans le sous-groupe du biotope sous haute température Y est compensée par la colonisation d'une communauté totalement différente de la communauté initiale, puisque la communauté originale est remplacée brièvement par une association mélangeant des espèces caractéristiques des milieux forestiers (*Folsomia quadrioculata*) et des espèces caractéristiques de milieux ouverts (*Lepidocyrtus cyaneus*). Toutefois, au mois de

novembre, la communauté initiale est à nouveau représentée. La station est remarquable en raison de l'abondance d'une espèce hémi-édaphique détectée uniquement sur ce site à l'échelle de la Région : *Pseudosinella terricola* Gisin 1967 (Det. E. Baquero). De l'avis du Pr. Baquero, cette espèce mérite une révision taxinomique. Une autre population d'individus avec des caractères de *Pseudosinella* (griffe bidentée et chétotaxie) et de *Lepidocyrtus* (nombre d'ocelles) a été détectée dans les zones de combustion. Ces individus ne correspondent à aucune description connue (E. Baquero, communication personnelle).

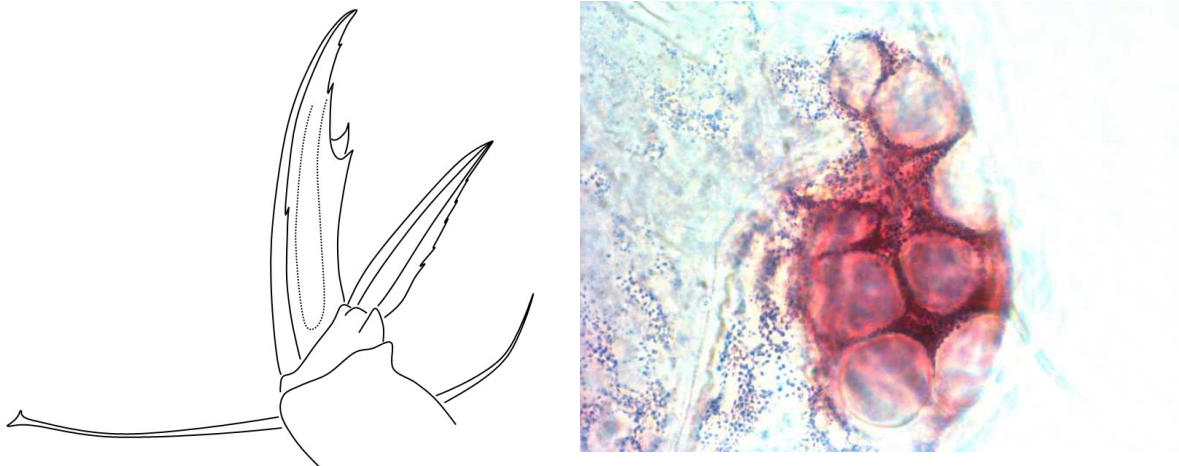


Figure 66 : Caractères d'une espèce de collemboles de la zone de combustion de Loos en Gohelle. A gauche une griffe caractéristique du Genre *Pseudosinella*, à droite une tache oculaire similaire aux espèces du genre *Lepidocyrtus*. E. Baquero©

L'hypothèse d'une nouvelle espèce est toutefois à débattre. La possibilité de l'intervention du phénomène de l'écomorphose (Cassagnau 1986) peut être à l'origine de modifications chez des espèces communes soumises à des conditions drastiques (température extrêmement élevée, présence de soufre et d'ammoniac en forte concentration)

9.5. La colonisation de la litière et le modèle neutraliste de dynamique de population

La théorie neutraliste d'Hubbell s'appuie sur l'hypothèse que malgré la non ressemblance des communautés, la différence entre ces communautés obéit à des constantes (voir Chapitre III Les communautés de collemboles sous influence). Cette hypothèse s'appuie sur des recueils de données obtenus sur des sites éloignés les uns des autres (Hubbell 2001; McGill et al. 2007; Etienne 2007; Egbert et al. 2010; Rosindell et al. 2011; Marcon 2012; Maaß et al. 2014). Ces échantillonnages aléatoires ne se préoccupent pas de la différence de conditions environnementales dans les habitats échantillonnés (Chave et al. 2002 ; Holyoak et Loreau 2006) puisque l'hypothèse ne s'appuie pas sur des espèces, mais des distributions d'individus (Rosindell et al. 2011).

Nous émettons toutefois l'hypothèse que le test de la distribution stochastique pour des communautés issus de la même métacommunauté nécessite un biotope homologue au risque de comparer des communautés issues de métacommunautés différentes, même sur une

même aire géographique. Réaliser des observations dans la nature ne permet pas l'obtention de conditions environnementales similaires : de nombreux paramètres peuvent induire une différence. Contrairement aux études empiriques citées dans la littérature, nous nous soumettons à l'idée que la comparaison nécessite un biotope homologue. Or, avec les sacs de litière d'une part, et sur des sols de la même origine, à savoir des schistes issus du sous-sol d'autre part, nous avons créé un microbiotope homologue pour l'ensemble des 8 stations comparés. En effet, nous avons créé artificiellement la même litière pour des stations éloignées géographiquement dont on souhaite évaluer la distinction de communauté. Les seules variables qui interviennent dans la ségrégation des communautés ne sont donc pas liées à la ressource mais à d'autres variables : éloignement, paysage et loi de la distribution. Si la distribution des espèces au sein des communautés est stochastique comme l'affirme la théorie, la distribution des différences β intercommunautaire devrait suivre une loi normale de paramètres θ (neutral diversity) et m (immigration) en fonction de la limitation à la dispersion qui sévit au sein de l'ensemble des communautés. Nous avons donc repris l'ensemble des communautés pour chaque station, indifféremment de la couverture végétale, à la même période de prélèvement. Le choix de l'utilisation des échantillons du mois d'avril pour l'analyse a été effectué en raison de la disparition des espèces pionnières temporaires du début de colonisation et de la grande diversification des communautés de collembole durant la période vernale.

Nous avons donc évalué si la bêta diversité observée entre les communautés obéit à une fonction stochastique, conditionnée uniquement par la limitation à la dispersion, en utilisant le protocole proposé par Maaß et al. 2014.

L'étude se décompose en deux étapes : la première est la production de communautés simulées selon les paramètres θ et m de Hubbell, la deuxième est la comparaison de la communauté observée avec les communautés simulées par ces paramètres.

Nous avons utilisé la méthode et les fonctions de Pari/Gp fournies par Etienne (2007) pour estimer les deux paramètres θ et m du modèle neutraliste synthétique à partir des abondances spécifiques observées dans la nature. Etienne (2007) a produit une formule d'échantillonnage pour des échantillons multiples. Les données des sacs de litière que nous avons obtenues pour chaque station nous donne une matrice des espèces par station sur laquelle la formule s'applique. Dans cette matrice, les lignes sont la compilation des échantillons sur toute l'année et les colonnes sont les espèces. Dans le but d'estimer les paramètres θ et m avec les fonctions de Pari/Gp de Etienne (2007), cette matrice a été transformée en ligne de codes suivant les exemples de Etienne (2007) et Maaß et al. (2014). Ainsi, lorsque les paramètres ont été estimés, nous avons produit par simulation des communautés artificielles neutres en utilisant la formule de la fonction urn2.gp sous PARI-gp© (Etienne 2007) avec les deux lignes de codes suivants : `read("urn2.gp") for (n = 1 , 4999 , urn2(2.38 , [1.2,2.8,3.1,11.3,2.6,5.1,1,3.4] , [387,163,148,38,174,89,463,137],1))`

Il est nécessaire de signaler que chaque réplique du calcul donne des distributions différentes. Cependant, les propriétés de calcul de la diversité β ne sont pas affectées par

cette différence à la condition que le nombre de communautés simulées soit suffisamment élevé. La ligne de code `urn2.gp` donnée précédemment est produite par une boucle qui produit 4999 communautés (pour plus de praticité, la fonction est reproduite 4999 fois). La fonction utilise trois paramètres : l'estimation de θ (2.38 dans notre cas), l'estimation de m pour chaque station (dans notre cas le vecteur [1.2,2.8,3.1,11.3,2.6,5.1,1,3.4]), et le nombre total d'individus par station (dans notre cas le vecteur [387,163,148,38,174,89,463,137]), Il est à noter que le paramètre immigration n'est pas donné sous la forme de la proportion d'immigrants comme chez Hubbell (2001), mais sous la forme de nombre d'immigrants, nommé I par Etienne (2007). La relation entre m et I (Maaß et al. 2014) est :

$$m = \frac{I}{I + J - 1}$$

Pour résumer, à l'issu de cet exercice de conversion de nos données au modèle neutraliste, deux fichiers sont nécessaires pour compléter l'analyse de la diversité β : la matrice de nos données d'observation et les matrices de données simulées par l'estimation des paramètres de la neutralité. La mesure de la biodiversité β correspond à la mesure de la variance de la metacommunauté avec pour unité de mesure la distance « hellinger » (Legendre et De Cáceres 2013).

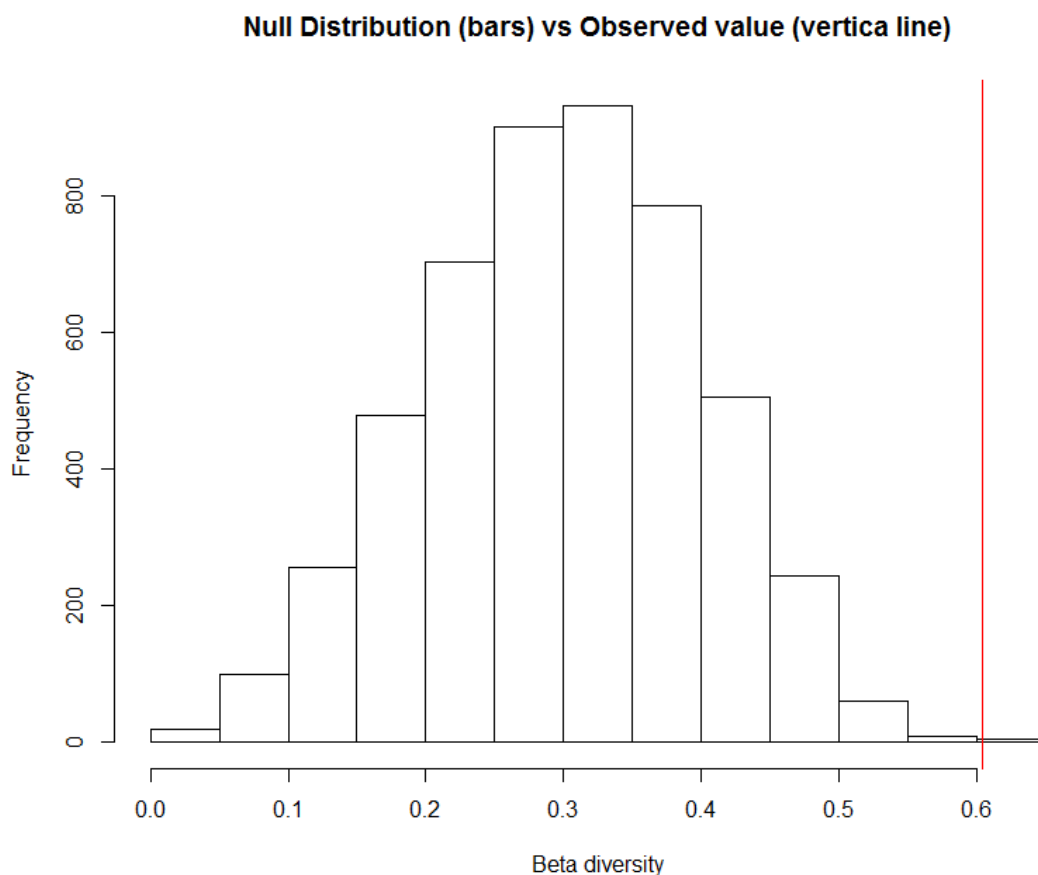


Figure 67 : Comparaison de la diversité beta observée au mois de mai (représentée par un trait rouge) entre les communautés des sacs de litière sur terrils et les diversités beta simulées selon les paramètres d'une distribution stochastique.

Le trait rouge correspond à la mesure β observée de la différence entre l'ensemble des communautés. Il s'agit donc de la variance observée pour la distance *hellinger* au sein de la compilation de l'ensemble des distributions d'individus de chaque station. Elle est égale à 0,61.

Le diagramme représente les mesures de β produites si la distribution des espèces au sein des communautés de terrils étaient stochastique, c'est-à-dire que la distribution des individus au sein des communautés ne dépendait pas d'un autre facteur que celui de l'opportunité : pas de compétition et pas de nécessité d'un habitat approprié.

Le trait rouge ne se trouve pas au sein de ce diagramme, donc la distribution des communautés ne provient pas d'une distribution stochastique des espèces. La différence observée entre les stations est plus importante que la différence obtenue s'il n'y avait pas l'action de filtrations des espèces. Pour une même ressource, la compétition joue un rôle sur la composition de cette communauté et apporte une hétérogénéité dans les associations locales. A ce stade de l'étude, nous pouvons affirmer que les couverts végétaux et/ou les séparations entre terrils agissent comme des niches distinctes sur les communautés de collemboles. Cette hypothèse est importante pour la suite car elle produit le cadre de réflexion au sein duquel nous souhaitons présenter les communautés de collemboles.

Expliquez-moi le dernier des insectes, je vous tiens quitte de l'homme...
Jean Rostand, « Ce que je crois », 1953

Chapitre III Les communautés de collemboles sous influence

Introduction : une biocénose atypique

L'installation de la vie sur un terrier doit s'adapter aux nouvelles conditions abiotiques imposées par l'accumulation locale de schistes. Nous pouvons nous interroger sur l'originalité de la composition de la biocénose, notamment de celle qui vit dans le sol. Les terriers et leurs sols sont des milieux artificiels présentant un ensemble de variables environnementales, distinctes des paramètres habituels du biotope originel pour la texture, la température et parfois l'acidité. Ces variables vont agir comme un filtre sur les communautés vivantes et permettre ainsi l'installation d'une biocénose originale.

1. Application de l'écologie des communautés aux collemboles

L'écologie des communautés est une discipline liée à la biologie, elle cherche une organisation au sein d'un désordre apparent (Morin 1977). En synécologie, ce désordre apparent est présenté par une grande diversité d'assemblages locaux d'espèces qu'on appelle communautés. La communauté écologique de la faune du sol regroupe des espèces similaires du point de vue trophique, en compétition réelle ou potentielle pour l'occupation du sol et la consommation de la matière organique en décomposition et des champignons et bactéries qui s'y développent. Si l'on prend la définition de Fauth et al. (1996), il serait plutôt nécessaire de prendre le nom de guilde locale ou d'ensemble pour un relevé restreint au taxon des collemboles, le terme de Communauté s'appliquant plutôt à l'ensemble de toutes les espèces d'un secteur géographique délimité sans distinction d'appartenance taxonomique ni d'utilisation de ressource. Toutefois, par commodité, nous conserverons le qualificatif de communauté pour l'ensemble des collemboles détectés sur des stations d'un environnement homogène à un moment donné.

Si tous les échantillons présentaient les mêmes espèces et les mêmes nombres d'individus pour chacune de ces espèces, il n'y aurait pas de doute sur l'homogénéité de la communauté. Mais dans le sol, cela est rarement le cas. Pour la plupart des auteurs, les nombreuses différences observées entre les échantillons d'une communauté définie a priori comme homogène sont dues à la multiplicité des facteurs qui agissent sur la communauté, à la fois dans l'espace et dans le temps (Digby et Kempton 1987). Ces différences peuvent être mesurées et sont utilisées pour qualifier la diversité au sein d'un groupe d'échantillons ou de stations étudiées. Dans le sol, la communauté locale peut être définie à des échelles extrêmement petites d'espace et de temps, puisque une hétérogénéité peut être liée à la

présence de la rhizosphère d'une seule plante. En effet, à cette échelle infime de quelques centimètres, des gradients dans la texture du sol, le pH, l'humidité, l'oxygène et la disponibilité des nutriments peuvent être observés (Bardgett 2005). En l'occurrence, il faut toujours s'interroger s'il n'existe pas plusieurs communautés distinctes au sein de l'ensemble de la surface échantillonnée. Par exemple, alors que l'habitat d'une station semble homogène à l'appréciation de l'observateur, par exemple un sol limono argileux recouvert d'une pelouse, les communautés peuvent différer d'une station d'échantillonnage à une autre en fonction des fluctuations des populations, avec la dominance de *Isotoma viridis* sur un secteur, de *Lepidocyrtus cyaneus* sur un autre, ou encore *Brachystomella parvula* sur un troisième secteur (obs. pers.). Cette différence peut aussi être observée d'une période d'échantillonnage à une autre, avec des chutes de population des espèces dominantes sans explication valable. La variabilité de la communauté dans l'espace et le temps remet en cause l'homogénéité d'un milieu pré-défini. Aussi, quatre adjectifs qualifient la plupart des communautés (Héroult et Rossi 2010), et des communautés de collemboles en particulier : *éparse*, *faible dimension*, *bruyant* et *redondant*. Le premier qualificatif *éparse* est lié à la capacité de dispersion des individus dans un espace homogène pouvant être très grand. Ce qualificatif transforme la capacité de détection de certaines espèces en variable discrète lorsque l'échantillonnage est lacunaire. Lorsqu'un phénomène d'aggrégation s'ajoute à la dispersion, il peut apparaître un phénomène de distorsion où une espèce même non rare peut échapper à l'échantillonnage. La composition d'une communauté correspondant au qualificatif de *faible dimension* est provoquée par le peu d'influence de nombreux facteurs pris individuellement. Par exemple, un gradient de faibles concentrations de micro-polluants n'aura pas d'effet sur la survie des collemboles en condition de laboratoire (Crouau et Pinelli 2008) mais interagira sur certaines espèces selon la composition de l'habitat (Gillet et Ponge 2003). Ce paramètre remet en cause la notion de résolution, impérative à l'utilisation de la détection de certaines espèces comme bio-indicateur. Le qualificatif *bruyant* est lié au peu d'homologie entre les répliques d'une même communauté. Heureusement, le caractère *redondant* des espèces nous permet la comparaison de station grâce aux distributions similaires de nombreuses espèces.

Par ailleurs, les communautés peuvent être décrites par trois paramètres : α , β et γ . Le texte fondateur de ces mesures de biodiversité est l'article de Whittaker 1960. La diversité α est la diversité locale au sein d'un habitat uniforme de taille fixe, mesurable par l'indice α de Fisher. La diversité γ est sa transposition à l'échelle de l'ensemble du paysage. Le paramètre β représente le niveau de changement dans la composition des communautés, ou le degré de différenciation des communautés en corrélation avec la variation du milieu. La diversité β est le taux de remplacement des espèces le long d'un gradient d'habitats. Si la diversité α représente donc la diversité d'une unité géographique homogène, on peut donc définir la biodiversité β comme la mesure de différence de ces unités géographiques. La distinction entre les diversités α et β dépend de la finesse de la définition de l'habitat. Sur une même campagne d'inventaire, une distinction de nombreux habitats diminue mécaniquement la diversité α au profit de la β (Marcon 2012). Il est donc important de définir une mesure qui ne dépende pas de ce découpage, donc une mesure additive (ou multiplicative) décrivant la

diversité totale γ , décomposable en la somme (ou le produit) convenablement pondérée de toutes les diversités α des habitats (diversité intra) et de la diversité β interhabitat (Marcon 2012).

Pour de nombreuses personnes, la biodiversité est synonyme de richesse spécifique. Un assemblage dont une espèce est fortement dominante et comprenant beaucoup d'espèces n'est pas perçue intuitivement comme moins diverse qu'une communauté avec moins d'espèces, mais dont les effectifs sont proches (Marcon 2012). Toutes les espèces ne sont jamais représentées par la même abondance quel que soit l'environnement. Les écologistes ont toujours été intrigués par les observations de diversité et d'abondance d'espèces (Rosenzweig 1995; Hawkins 2001). A la notion de richesse spécifique il faut ajouter la notion d'équitabilité pour définir et discriminer des communautés écologiques (Whittaker 1965). Cette notion d'équitabilité correspond au terme d' « equitability » (Lloyd et Ghelardi 1964) au sens où la répartition des individus entre espèces se distingue de la répartition optimale en « baton rompu » mais se retrouve le plus souvent dans la littérature sous le vocabulaire d' « evenness » (Cotgreave et Harvey 1994). L'équitabilité est simplement une mesure de la répartition des individus d'un échantillon au sein des espèces de cet échantillon. Ainsi, un assemblage dans lequel les espèces présentent une abondance similaire est défini par une équitabilité maximale. Il est parfois admis de faire correspondre une biodiversité élevée avec une haute équitabilité, soit une dominance faible, et un grand nombre de mesures permettent d'encapsuler cette notion. Le cas le plus fréquent dans l'ensemble des communautés, tous taxons confondus, est représenté par la répartition où quelques espèces sont très abondantes, d'autres seulement communes, et les autres, souvent la majorité, rares (Preston 1948; Whittaker 1965 ; McGill et al. 2007). Les communautés de Collemboles produisent le même phénomène (e.g. Hopkin 1997 p.168). Ainsi, certaines espèces sont représentées par de nombreux individus comme *Parisotoma notabilis*, d'autres représentées par quelques individus comme *Pseudosinella alba*, d'autres encore étant rares et détectées ponctuellement comme *Pseudachorutes dubius*.

1.1. De la niche à l'association

Depuis très longtemps, la notion de niche et d'appropriation de cette niche par plusieurs espèces est l'hypothèse initiale à la compréhension de la répartition des individus au sein des espèces de la communauté. Chaque espèce possède une niche fondamentale qu'on peut définir comme «an n-dimensional hypervolume, every point in which corresponds to a state of the environment which would permit the species S to exist indefinitely» (*trad. : Un hypervolume à n dimensions, chaque point correspondant à un état de l'environnement permettant aux S espèces d'exister indéfiniment*) (Hutchinson 1957). Cette définition est réservée à la niche fondamentale. Ce sont des facteurs abiotiques qui la déterminent. On peut même voir dans la littérature des cartographies d'espèces par extrapolation des cartographies des variables environnementales nécessaires à leur présence (Luff 1982). Dans une communauté, chaque espèce possède donc une niche fondamentale spécifique. L'ensemble de ces niches fondamentales peuvent se chevaucher en tout ou partie permettant,

théoriquement, à plusieurs espèces de co-exister dans un même environnement. Cependant, il faut distinguer la niche fondamentale théorique d'une espèce, et sa niche réalisée, c'est-à-dire celle qu'elle occupe réellement. La niche réalisée sera celle obtenue à partir de la niche fondamentale, une fois qu'interviennent les facteurs biotiques.

Même si des assemblages de collemboles sont différents d'un lieu à un autre d'un même biotope, un lien semble exister entre la présence de certaines espèces et des facteurs du milieu comme le type d'humification (Ponge et Prat 1982; Ponge et al. 1986), le pH et la couverture végétale (Ponge 1993; Rusek 1999; Loranger et al. 2001; Sousa et al. 2006). La composition de la communauté est même considérée comme un indicateur de qualité écologique spécifique et de bonne résolution du milieu qui l'héberge (Van Straalen 1998). La communauté du sol est interprétée comme un groupe d'espèces, dont la présence ou l'absence et la relative abondance peuvent être déduites de règles d'assemblage, elles-mêmes basées sur les niches écologiques avec un rôle fonctionnel pour chaque espèce. L'attraction de l'espèce *Heteromurus nitidus* par les excréments des vers annélides en est un exemple (Salmon et Ponge 2001) et l'étude fine des traits de vie fait l'objet du projet BETSI - Biological and Ecological functional Traits of Soil Invertebrates – CESAB/FRB ; Ponge et Salmon 2013). La communauté du sol est donc un assemblage limité d'espèces dans lequel la compétition interspécifique pour l'espace du sol, la matière organique en décomposition, les champignons et les bactéries du cycle de la décomposition, combinée aux interactions biotiques comme la prédation, le commensalisme ou le parasitisme, déterminent quelles espèces sont absentes ou présentes dans la communauté. Par extension, La compétition de deux espèces partageant la même niche est la raison pour laquelle deux espèces trop proches du point de vue phylogénétique, comme l'ensemble des espèces du genre *Mesaphorura*, ne pourraient pas partager la même niche (Dunger et Schlitt 2011). La théorie des niches peut donc expliquer la répartition des espèces en fonction de leurs habitats.

Les postulats de cette vision s'appuient sur la concordance de trois observations explicites :

1. Les espèces d'un biotope, par exemple les espèces *Isotoma viridis* et *Lepidocyrtus cyaneus*, peuvent coexister indéfiniment dans une prairie sans que la population de l'une n'élimine ni ne remplace la population de l'autre tant que le milieu reste stable (Jensen et al. 1973).
2. Il existe des assemblages stables coadaptés d'espèces particulières, comme l'association de l'espèce forestière *Folsomia quadrioculata* avec l'espèce ubiquiste *Parisotoma notabilis* puisque la présence de la première dans un échantillon est systématiquement synonyme de la présence de l'autre, avec des abondances souvent similaires (Arpin et al. 1984).
3. Il existe une hétérogénéité environnementale suffisante dans le sol qui limite l'accès aux ressources. Cette hétérogénéité peut être spatiale comme celle des différents horizons du sol (Persson et Lohm 1977) ou saisonnière (Hassall et al. 1986).

Il se trouve aussi qu'une espèce peut se rencontrer en dehors de son habitat, c'est-à-dire sa niche réalisée. En effet, il suffit qu'une zone où le taux d'accroissement d'une population est négatif se trouve près d'une zone où ce dernier est fort pour qu'il y ait colonisation. Par

exemple, dans le cadre de la thèse, nous avons détecté un individu juvénile de *Brachystomella parvula*, espèce caractéristique de milieux ouverts, dans un humus forestier. C'est ce qu'on appelle la dynamique source-puits. La théorie des niches permet donc de distinguer des habitats mais n'est pas suffisante pour expliquer la diversité spatiale au sein d'un même habitat et notamment l'influence du paysage.

La classification synusiale est un aboutissement explicite de la théorie des niches. Elle repose sur la définition des synusies, à savoir des communautés qui partagent le même fonctionnement écologique. Les espèces de ces communautés vivent ensemble et ont des stratégies de vie homologues. La production d'associations animales est confrontée à un problème de méthode (Julve 2008a) mais des synusies sur les oiseaux (Julve 2008b) et les papillons liées à leurs préférences alimentaires sont en construction. A notre connaissance, les travaux publiés dans les revues «matériaux entomocénétiques» (1994-1995) et «matériaux orthoptériques et entomocénétiques» (1996 - 2015), en application théorique de la thèse de Defaut (1987) sont les seules études d'application de cette classification à l'entomofaune et mettent en évidence l'absence du caractère synzoéciphyte* des criquets malgré leur caractère phytophage. Réalisés sur la base d'une cartographie des orthoptères ouest paléartiques (B. Defaut 1994), le champ d'application est étendue sur les Coléoptères coprophages (Chabrol et al. 1998), les Coléoptères Carabidae (Chabrol et Desmichel 2000) et les Cigales (Hemiptera, Cicadidae) (Puissant et Defaut, 2005). Dunger (1991) cite la mise en place d'un système synusiale pour les communautés pionnières de collembolles des mines à ciel ouvert (Dunger 1991b). Nous ne sommes pas parvenus à nous procurer cet article publié dans une revue confidentielle.

*Lorsque j'ai découvert ce mot, il m'a semblé nécessaire de la placer dans ma thèse : animal vivant dans un habitat associé à celui d'une plante

1.2. La communauté déconnectée des conditions environnementales

Des observations de cohabitation d'espèces sur une même niche sont en opposition avec le résultat prévu pour la compétition pour la ressource. Comment plusieurs espèces peuvent-elles cohabiter sur une même niche écologique ? A l'opposé, pourquoi certaines espèces disparaissent de leur habitat alors qu'aucune pression ne semble s'exercer sur elles ? Né avec la biogéographie insulaire de MacArthur et Wilson 1967, le concept de « dispersal assembly perspective » prend le parti d'une explication spatiale de la répartition des espèces qui complète la théorie des niches. La richesse spécifique d'une île dépend de sa surface et de son éloignement au continent, considéré comme un réservoir d'espèces. L'ensemble des espèces d'une communauté d'une île est maintenu par l'immigration constante d'individus en provenance du continent, jusqu'à un équilibre partiel et temporaire dont l'instabilité dépend de la taille de l'île et de la distance de cette île au continent. Si les indicateurs sont le nombre d'espèces et le nombre d'individus pour chaque espèce, les variables explicatives de l'opposition entre extinction et maintien de la population sont la fluctuation des populations et l'immigration de nouveaux individus. Ainsi, le « spatially implicit neutral model » (SINM) de

S. P. Hubbell prédit la distribution de l'abondance au niveau de la communauté locale en fonction de l'indice lié à l'immigration et au taux de survie (Hubbell 2001). Les deux paramètres dépendent eux-même du nombre d'espèces sur l'île. En effet, les ressources déjà exploitées par d'autres espèces sont indisponibles pour des espèces immigrées et le taux d'extinction d'espèces sera proportionnel au nombre d'espèces en présence. L'immigration diminue donc tandis que l'extinction augmente avec le nombre d'espèces présentes sur l'île. On peut appliquer cette règle à une communauté si on considère qu'elle habite un patch isolé au milieu d'une matrice hostile. Dans ce schéma conceptuel, le continent représente le pool d'espèces régionales, dénommé « métacommunauté » par Levins 1969. La communauté locale décrite par les partisans de la « dispersal assembly perspective » est un assemblage ouvert et déséquilibré d'espèces présentes pour des raisons historiques ou de dispersion aléatoire, dérivée de la métacommunauté. La présence ou l'absence d'une espèce résulte du processus stochastique d'équilibre entre immigration et taux d'extinction. La communauté locale est un assemblage accidentel d'espèces. Contrairement à la représentation synécologique des tenants de *la niche assembly perspective*, les espèces présentes dans un même assemblage ne sont donc que faiblement adaptées au milieu et non dépendantes les unes des autres, ce qui distingue la théorie de Hubbell du mécanisme de la biogéographie de Mac Arthur et Wilson.

1.3. Les filtres à l'origine de l'assemblage des espèces

La théorie des filtres (Lortie et al. 2004 ; Götzenberger et al. 2012 ; Garnier et Navas 2013) propose un concept de synthèse entre les deux perspectives d'assemblage. Elle propose une explication à plusieurs degrés pour la sélection des taxons présents dans la communauté. Le premier filtre est un filtre de dispersion biogéographique qui dépend de l'aire de répartition des espèces. On ne s'attendra pas, par exemple, à trouver sur un territoire du bassin parisien une espèce arctique comme *Megaphorura arctica* ou endémique cavernicole des Pyrénées comme *Bessoniella procera* (Deharveng et Thibaut 1989). Si ces exemples paraissent évidents

avec des espèces aussi remarquables, le problème est plus complexe avec les espèces cryptiques, pour lesquelles les aires de répartition sont remises en cause par la méconnaissance du statut taxinomique. Le cas du complexe poly-spécifique *Ceratophysella denticulata* / *C. engadinensis* en est un bon exemple (Skarzynski 2004). Parfois, la distinction taxinomique est intra-spécifique. L'espèce la plus ubiquiste de notre territoire, *Parisotoma notabilis*, présente quatre lignées distinctes sur l'ensemble de son aire de répartition (Porco et al. 2012). Le second filtre correspond au filtre abiotique de la niche fondamentale. Il distingue

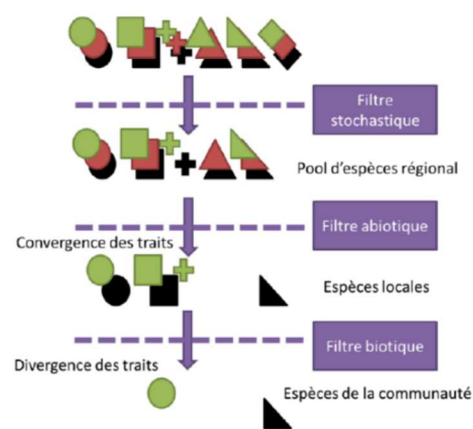


Figure 68: Représentation de la théorie des filtres par Joimel 2015. Une espèce est représentée par un symbole, ses traits par des couleurs.

les espèces en fonction de leurs préférences, essentiellement impact de la couverture végétale et acidité du sol pour la faune du sol (Ponge 1993). Le dernier filtre, biotique, est le résultat des interactions entre les organismes de l'ensemble de la biocénose (prédation, parasitisme, symbiose, agrégation, compétition, ...).

Tous les types de couverts végétaux peuvent être retrouvés sur les terrils : forestier, boisements éparcés, buissons, prairies, sols nus. Certains milieux sont tellement originaux et différents des milieux naturels que l'on peut s'interroger sur la capacité de la faune indigène à coloniser ces espaces.

1.4. Les collemboles de la Région Nord-Pas de Calais

Emettre des hypothèses sur l'origine locale des collemboles des terrils nécessite l'utilisation de la notion de « métacommunauté ». La métacommunauté est le pool d'espèces régionales dont pourraient être issus les taxons observés. La faune des Collemboles de la région Nord-Pas de Calais présente une similarité avec les faunes du Royaume Uni et de Belgique. L'hypothèse qui explique cette similitude est la proximité géographique, le partage d'un climat océanique, d'une même matrice géologique et la similitude des flores. Quelques 300 espèces de collemboles (Hopkin 2007) peuvent donc être détectées sur le territoire. A l'échelle nationale, le référencement zoologique qui semblerait le plus approprié est celui de la Belgique, pour lequel F. Janssens de l'université d'Anvers a réalisé un travail exhaustif important : un total de 210 espèces (Janssens 2008) relevés dans plus de 25 citations de références dans 127 articles de revues parfois confidentielles. Si l'on peut affirmer que l'ensemble des espèces présentes sur notre territoire sont citées dans le catalogue de Belgique, il y a toutefois quelques citations qui peuvent poser questions. *Mesaphorura yosii*, espèce eu-édaphique citée en Allemagne, ne semble pas traverser le Rhin, remplacée sur dans les habitats similaires en France par *Mesaphorura florum* (D. Russel, communication pers.). La citation en Belgique de cette espèce, absente dans le nord de la France, témoigne de l'existence d'une distinction entre la Belgique et le nord de la France. *Mesaphorura yosii* est toutefois détecté en abondance dans les hydromodèles de la forêt de Sénart (Ponge 1993), une cartographie à l'échelle européenne avec le SIG « edaphobase » (Burkhardt et al. 2014) devrait permettre la compréhension de la corologie de ce taxon.

Depuis 2010, un ensemble de projets financés par la Région et des partenaires privés permettent l'amélioration des connaissances sur les collemboles de la Région Nord-Pas de Calais. Dans un premier temps, nous avons repris l'ensemble des études en notre possession pour la conception du pool régional d'espèces. Il s'agit d'une liste de 118 espèces établies à partir des études suivantes : Empylbiodiv, Unionbiodiv et Naturalinea.

L'ensemble de ces espèces se retrouve dans la liste des 210 espèces de Belgique. Il ne semble donc pas y avoir d'espèces spécifiques à la Région. Cent dix huit espèces constituent donc le pool régional de la métacommunauté, ou tout du moins un échantillonnage représentatif de cette métacommunauté.

1.5. Les espèces de collemboles dans une succession de colonisation

Dunger et al. (2001) décrivent huit groupes de collemboles bien distincts dans la colonisation de mines à ciel ouvert désaffectées où la pyrite en combustion produit une acidification. Il est à noter que dans le cas de son expérience, une reforestation a été effectuée, ce qui n'est pas le cas dans notre projet où la végétalisation s'est faite spontanément et a pu aboutir à des milieux forestiers dans la plupart des cas.

Ils définissent le **groupe initial fugitif** composé d'espèces capables de s'installer et de se reproduire au tout premier stade du milieu minier, à savoir la roche nue. Ces espèces ne présentent aucune préférence écologique. Les espèces du groupe se maintiennent pendant deux ou trois ans, probablement en raison d'un faible pouvoir de compétition, comme dans le cas de l'espèce *Entomobrya lanuginosa*.

A la suite du groupe initial fugitif, un deuxième groupe représente les **pionnières opportunistes**. Celles-ci interviennent après une amélioration des conditions de vie, notamment l'accumulation de matières organiques comme *Ceratophysella succinea*, espèce dont l'aire de répartition est limitée à l'est de l'Allemagne (Burkhardt et al. 2014). Les populations de *C. succinea* se réduisent rapidement lorsqu'une intensive décomposition de la litière est produite par les Annélides (Dunger 1991a).

Le **groupe post-pionnier** rassemble des espèces avec des pics d'abondance durant au moins une décennie. *Lepidocyrtus paradoxus* continue à dominer dix à quinze ans après la plantation, et tient sa place dans la communauté de Collemboles au stade naturel à l'équilibre. Ces espèces doivent être appelées les pionnières à l'équilibre. Le comportement d'une pionnière à l'équilibre, comme *Pogonognathellus longicornis*, montre une augmentation tardive de sa population mais avec une présence constamment élevée sous le stade climacique du *Fraxino-Ulmetum*. Ces espèces ont été reconnues comme pionnières dans différentes parties du monde (*e.g.* Dunger et Voigtländer 2009).

Entre ces deux types de groupes pionniers, le **groupe bipolaire**, qui ne montre pas de préférence pour les sites quel que soit leur âge, assemble trois espèces ubiquistes, *Mesaphorura macrochaeta*, *Parisotoma notabilis* et *Protaphorura armata*, définies comme eu-édaphique par Dunger et Voigtländer (2009).

A côté de ces espèces qui ne montrent pas de préférence pour la couverture forestière, quatre groupes contiennent des espèces liées à la présence d'arbres. La plantation d'arbres ne donne pas spontanément une forêt et il est nécessaire de distinguer les espèces qui vivent sous les arbres des espèces qui sont liées à un couvert forestier. Pour une clarté de la nomenclature de Dunger, nous avons distingué les espèces vivant sous les arbres en croissance sous le vocabulaire de « sylvestre » des espèces « forestières » vivant sous un couvert forestier accompli. Le **groupe des pionniers sylvestres** apparaît à la plantation d'arbres pour atteindre des densités remarquables sur les sites les plus anciens comme dans les forêts des milieux naturels. A l'opposé, le **groupe des sylvestres euryèces** est rare dans les stades initiaux des cinq premières années. Ces deux groupes sont connus pour coloniser d'autres sites de mines

désaffectés (Hutson 1981; Moore et Luxton 1986; Materna 1999). Les espèces du **groupe des pré-forestières** sont absentes durant les dix premières années du développement du site de la mine désaffectée mais sont présentes dans les plus anciens sites comme dans les forêts des milieux naturels. Les collemboles du dernier groupe, le **groupe des forestières sténoèces**, habitent exclusivement dans les forêts des milieux naturels. Ce dernier groupe inclut des espèces très communes, comme *Folsomia quadrioculata* ou *Mesaphorura krausbaueri* qui n'ont jamais été trouvés sur des sites de mines désaffectées.

Tableau 18 : classification synécologique des espèces pionnières de collemboles. Modifié d'après Dunger et Voigtländer 2009

Nom du groupe	Nb esp.	Espèces caractéristiques sur les mines allemandes	Période d'occurrence sur site minier
Initial fugitif	11	<i>Mesaphorura florum</i> <i>Entomobrya lanuginosa</i> <i>Bourletiella pistillum</i>	0 - 3 ans
Pionnier	5	<i>Hypogastrura assimilis</i> <i>Ceratophysella succinea</i> <i>Isotomodes productus</i>	4 - 10 ans
Bipolaire	3	<i>Mesaphorura macrochaeta</i> <i>Parisotoma notabilis</i> <i>Protaphorura armata</i>	0 - ∞
Post-pionnier	18	<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> <i>Lepidocyrtus paradoxus</i> <i>Isotoma viridis</i>	0 - ∞
Pionnier sylvestre	8	<i>Megalothorax minimus</i> <i>Tomocerus flavescens</i> <i>Mesaphorura hylophila</i>	0 - ∞
Euryèce sylvestre	7	<i>Isotomiella minor</i> <i>Stenaphorurella quadrispina</i> <i>Pseudosinella alba</i>	5 - ∞
Pré-forestier	20	<i>Mesaphorura tenuisensillata</i> <i>Xenylla grisea</i> <i>Neonaphorura dungeri</i>	10 - ∞
Sténoèce forestier	16	<i>Folsomia manolachei</i> <i>Folsomia quadrioculata</i> <i>Mesaphorura krausbaueri</i>	Absent

1.6. Originalité des collemboles des terrils

Le substrat, lorsqu'il est extrait des profondeurs du sous-sol (Petit et Leprêtre 1987), va être colonisé en surface à partir d'individus provenant de l'environnement proche (Lehmitz et al. 2011; Hohberg et al. 2011 ; Lehmitz et al. 2012). Ce constat est lié à la capacité de dispersion des espèces en présence dans l'environnement proche et à la capacité d'accueil du terril. Toutefois, cette hypothèse peut être remise en cause par quelques témoignages d'une littérature toutefois peu prolixe sur la question. Certaines espèces sont spécifiques des terrils : *Mesaphorura atlantica* a été découvert sur un terril à côté de la commune de « Charnock Richard », Lancashire, où 218 individus ont été collectés par F.R. Moore en 1979 (Rusek 1979; Moore et Luxton 1986 ; Dunger et Schlitt 2011) mais elle n'a jamais été citée depuis malgré un inventaire plutôt exhaustif de la faune du Royaume uni (Hopkin 2007). Par ailleurs, les

terrils sont des stations potentiellement intéressantes pour la colonisation d'espèces d'origine lointaine, la distance d'origine du taxon dépendant de sa capacité de dispersion. Une espèce décrite du bassin méditerranéen, *Proctostephanus madeirensis* Da Gama 1959 se retrouve éloignée de la limite septentrionale de son aire de répartition sur un terril à « Pennington Flash » dans le Lancaster (Lawrence et Khaloyan 1977).

2. Matériel et méthodes : analyse des communautés des terrils

2.1. L'origine de la base de données

2.1.1. Analyse de la faune des terrils

Douze terrils ont été choisis avec l'aide de l'entomologiste Bruno Derolez du Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement chaîne des terrils, afin de distinguer quatre catégories : des terrils nus en milieu semi-urbain, des terrils boisés en milieu semi-urbain, des terrils nus en milieu non urbain et des terrils boisés en milieu non urbain. (cf. Chap I table 3). Sur dix terrils, les prélèvements ont été effectués sur des échantillons de sols entre le 22 mai 2013 et le 13 juillet 2013 afin d'effectuer une analyse comparative sur une saison homogène. Cette saison n'a pas été propice à l'obtention de sols nus en labour dans l'environnement. Le onzième terril, le T122 de Leforest a été échantillonné en octobre, ce qui a permis l'obtention de données sur des labours en périphérie. Le douzième terril, le T74 n'a pas été échantillonné pour des prélèvements de sol. Ce terril n'a été utilisé que pour les analyses de sacs de litière. Nous avons défini quatre classes de couverture végétale sur les terrils : sol nu, milieu ouvert, station arbustive, station arborée et les quatre classes de couvertures végétales similaires dans l'environnement proche des terrils : labours, prairie, haie ou bosquet, bois ou forêt.

2.1.2. Analyse de la faune de l'environnement périphérique du bassin minier

Bien que le bassin minier ne soit pas un territoire homogène, le résultat de notre analyse doit se baser sur une unicité de référence. Afin d'éviter une dispersion trop importante des variables pouvant agir sur les communautés de collemboles, nous avons réduit notre secteur d'étude à la partie Est du bassin minier, écartant l'ensemble du Valenciennois. Les assemblages observés sont des faunes dérivées de la communauté régionale à l'échelle de ce secteur. Nous avons effectué trois campagnes de prélèvements sur 48 stations. Une première campagne a été réalisée en 2011 pour le projet « empylbiodiv » (18 échantillons) sur les communes de Biache Saint-Vaast en Artois, Roeulx dans la vallée de l'Escaut et Wallers dans la vallée de la Scarpe. Une deuxième campagne en 2012 a été effectuée, dans le cadre du projet Naturalinea, sur la commune de Leforest à proximité du terril T122 (11 échantillons), et une troisième campagne associée à l'échantillonnage des terrils pour la thèse (100 échantillons dans l'environnement). Quelques prélèvements dispersés ont été effectués sur la dune côtière du mont Saint Frieux pour évaluer la possibilité d'une homologie entre la faune du sol des graviers du terril et la faune sabulicole dunaire

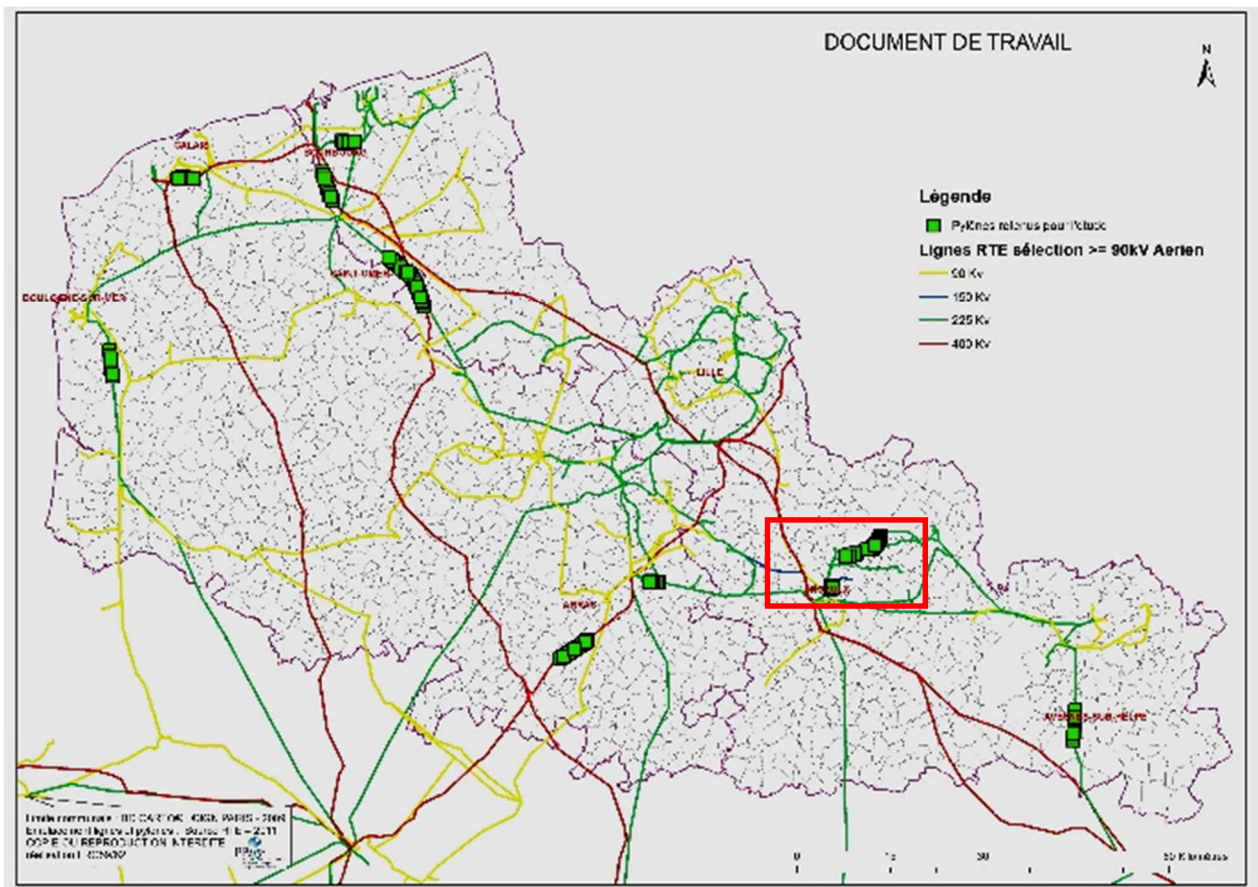


Figure 69 : Cartographie des stations de prélèvement des projets « Empylbiodiv » et « Naturalinéa ». Dans l'encadré rouge, les stations sélectionnées pour l'étude du bassin minier.

Tableau 19 : Echantillons dans les paysages du bassin minier en fonction de la strate végétale.

Campagne d'échantillonnage	Lieu	Végétation	Code	nombre d'échantillons	
Empylbiodiv	Biache St Vaast	Buissons	Bsv	6	
	Roeulx		Rlx	6	
	Waller		Wal	6	
Naturalinea	Leforest	Labours	N122_1	5	
			N122_2	5	
			N122_3	5	
			N122_4	5	
		cultures	C122_1	5	
			C122_2	5	
			C122_3	5	
		Prairies	P122_1	5	
			P122_2	5	
			P122_3	5	
			P122_4	5	
			P122_5	5	
			P122_6	5	
			P122_7	5	
		Buissons	B122_1	5	
			B122_2	5	
			B122_3	5	
			B122_4	5	
		Bois	F122_1	5	
			F122_2	5	
F122_3	5				
F122_4	5				
Thèse	Ruitz	Prairies	P2_1	5	
			P2_2	5	
			P2_3	5	
	Haillicourt		P9_1	5	
			P9_2	5	
			Bruay L Buis.	P11	5
	P12_1			5	
	P12_2			5	
	Estevelles		P12_3	5	
			P98_1	5	
			P98_2	5	
	Haillicourt		Buisson	B9	5
	Ruitz		Bois	F2	5
	Haillicourt			F9	5
	Bruay L Buis.			F11_1	5
				F11_2	5
F12		5			
Harnes	F93	5			
Estevelles	F98	5			
Ostricourt	F18	5			

Les stations cultivées (C122_1, C122_2, C122_3) n'ont pas été prises en compte *a priori* dans les analyses multifactorielles, puisque le statut de ces sites où la végétation est temporaire et clairsemée n'est pas adaptable à une situation similaire sur les terrils. Nous n'avons donc conservé que trois stations nues sous labour dans l'environnement, sur la commune de Leforest.

Stations sur terrils	Stations sur environnement périphérique
Stations « nues » T2nu ; T2qnu ; T9nu ; T11nu ; T12prai ; T56nu ; T108nu ; T98nu ; T93nu ; T115nu	Stations « labours » et « cultures » N122_3 ; N122_1 ; N122_2
Stations « milieux ouverts » T11forlich ; T122herb ; T2prai ; T9prai ; T98prai	Stations « prairies » P122_4 ; P122_7 ; P122_2 ; P11 ; P12_3 ; P12_2 ; P12 ; P122_5 ; P122_3 ; P122_6 ; P2_3 ; P2_2 ; P2_1 ; P122_8 ; P98_1 ; P98_2 ; P9_2 ; P9_1
Stations « arbustives » T9buis ; T9envbosc ; T98buis ; T2buis	Stations « haies et bosquets » B122_4 ; B122_3 ; F122_4 ; F122_3 ; P122_9
Stations « arborées » T9for ; T11forlich ; T11bet ; T11For ; TV11be ; T12for ; T12bet ; TCav98bois	Stations « bois et forêts » F2 ; F9 ; F11_1 ; F11_2 ; F98 ; F122_1 ; F122_2 ; F9

2.2. Protocole pour l'étude des Collemboles

Les prélèvements de sol sont effectués à l'aide d'une tarière de 11 cm de hauteur pour un diamètre d'environ 8 cm, reproduit deux fois pour obtenir un volume d'environ 1 litre. Les échantillons sont ensuite placés dans des sacs hermétiquement clos pour le transport. L'échantillon est disposé sur un extracteur de faune de type « Berlèse » pendant 7 jours, la pédofaune étant récupéré dans des piluliers remplis d'un mélange glycol-éthanol 70%.

Le tri s'effectue à l'aide d'une loupe binoculaire, d'une coupelle de tri et d'une aiguille montée modifiée pour cet usage. Si le collembole est fortement teinté, il sera préalablement décoloré dans une solution de potasse à 10%. Pour chaque prélèvement, les collemboles sont montés entre lame et lamelle dans une goutte d'acide lactique afin de rendre les spécimens transparents, puis ils sont disposés sous microscope à contraste de phase. La reconnaissance des espèces est effectuée à l'aide de différentes clés de détermination, généralistes ou spécifiques de certaines familles (Gisin 1960; Pomorski 1990 ; Bretfeld 1999 ; Potapov 2001; Thibaud et al. 2004 ; Hopkin 2007; Dunger et Schlitt 2011; Jordana 2012).

2.3. Choix des méthodes d'interprétation

Nous proposons deux méthodes d'interprétation sur notre jeu de données, correspondant à deux méthodes conceptuelles distinctes. La première est une méthode inductive, basée sur des postulats *a priori* puisque nous avons choisi nos stations en fonction de l'appréciation de

la couverture végétale qui les couvrent. Les relevés de faune sont distingués en fonction de ces couvertures végétales. Nous avons ainsi défini quatre types de végétation : sol nu, végétation basse, végétation arbustive et végétation arborée. C'est la méthode classique des naturalistes qui souhaitent décrire un milieu délimité par la faune qui le constitue. Nous l'appellerons donc **la méthode inductive**. Par la suite, nous avons recherché des couvertures végétales similaires dans l'environnement. Puis, nous avons ensuite comparé les communautés des terrils avec celles de l'environnement pour les couvertures végétales similaires. Cette méthode présente l'inconvénient de faire appel à une appréciation subjective de la notion de similarité, puisque les couverts végétaux correspondants ne sont pas représentés par les mêmes espèces de plantes ni par les mêmes densités de couverture.

La deuxième méthode est **une méthode déductive**, puisque nos données ont été soumises, sans a priori, à une ordination dont la méthode de calcul a défini, elle-même, les limites des assemblages. C'est la méthode de calcul qui définit les similarités des stations, sans prise en compte du couvert végétal ni d'aucun autre paramètre excepté les faunes de collemboles qui constituent les communautés. Lorsque cette méthode propose une classification de plusieurs assemblages d'espèces, il apparaît nécessaire de définir ces assemblages sous une dénomination. Les homologues de ces assemblages étant les espèces qui les constituent, nous avons opté pour une classification synusiale des milieux en fonction des espèces. Cette méthode, peu utilisée pour la faune a été développée pour décrire les communautés végétales par l'école zuricho-montpelliéraine et de leurs successeurs (Braun-Blanquet 1932 ; Reynaud-Beauverie 1936 ; Gounot 1969 ; Guinochet 1973 ; Gehu 1980 ; Gillet 2000). L'observation et l'analyse des communautés végétales répondent à un procédé standardisé permis par la stabilité de la végétation. L'application de cette méthode aux animaux est beaucoup plus difficile en raison des conséquences de la capacité de déplacement de ceux-ci sur les conditions de l'échantillonnage (Julve 2008b; Devigne et De Biseau 2014). En conséquence, les communautés animales sont traditionnellement représentées en lien avec la végétation qui les héberge comme point de référence (Soyez 1949 ; Delsaut et Godin 1977 ; Varchola et Dunn 1999 ; Julve 2008). Pourtant, une déconnexion entre la présence d'une espèce animale et la végétation n'est pas à négliger (Defaut 1994), et des informations supplémentaires sur l'état d'un biotope peuvent être fournies par l'étude de la faune. En raison de la possibilité de l'absence d'une espèce animale pendant la période de l'échantillonnage, les règles de la phytosociologie synusiale (Gillet 2000; Julve 2008a) sur l'obligation de présence avérée du taxon à l'origine du nom de l'alliance sont dans certains cas non applicables. Toutefois, si on observe une corrélation prononcée entre la présence de plusieurs espèces, l'absence épisodique de l'une d'entre elles peut être négligée dans l'interprétation de l'association. Le premier élément explicatif de la présence d'une espèce est traditionnellement sa ressource en nourriture. L'étude des enzymes de la digestion des collemboles (Berg et al. 2004) confirme que la source nutritionnelle est essentiellement celle de la matière morte du cycle des décomposeurs. L'ensemble de la faune du sol, et en particulier la mésofaune participe à la dynamique de l'humification (Dunger 1964 ; Hutson 1980 ; Visser 1985 ; Coleman et Whitman 2005; Huhta 2007 ; Culliney 2013). Toutefois, cette propriété semble relative puisque une

préférence pour des matières vivantes semble avérée (Chen et al. 1995 ; Larsen 2007). L'association d'une communauté de collemboles est donc liée à un stade d'une série climacique (Hopkin 1997 ; Dunger et al. 2001) et à la succession des champignons qui participent à la décomposition de la matière organique (Seastedt et al. 1989).

L'utilisation d'une classification synusiale pour décrire une communauté collemboologique avec un échantillonnage global, réduit, parcellaire et ponctuel peut paraître ambitieux, voire présomptueux au regard de l'expérience de l'auteur. Cette analyse exploratoire se rapproche plus de la recherche d'un cadre de référence analogue au paradigme sigmatiste des premiers phytosociologues. En effet, notre analyse n'est pas assez fine pour détailler des niveaux précis dans les horizons du sol, une chronologie dans l'occurrence des taxons, et les relations entre espèces. Aussi, nous n'utiliserons pas le terme de synusie pour la description de nos communautés, mais celui d'association. La fixation d'un cadre de référence des communautés de collemboles à l'échelle du bassin minier est nécessaire si on veut réaliser une analyse de la divergence faunistique des terrils. La mise en place de ce cadre de référence pour évaluer l'originalité des terrils nécessite une méthode qui n'aura ici que la valeur d'un modeste essai. Sans entrer dans le débat qui oppose les phytosociologues et les modélisateurs sur la représentativité des méthodes d'ordination (Guinochet 1973), nous avons fait le choix d'utiliser les outils de la modélisation pour nous assister dans une démarche entomocénétique. Aussi, pour discerner des associations distinctes, nous allons soumettre l'ensemble des échantillons réalisés sur le territoire du bassin minier à une succession de deux analyses multifactorielles suivie d'un test de significativité. La première analyse est le cluster de Ward qui propose une ventilation des stations par analyse de similitude. La deuxième est une représentation graphique par NMDS accompagnée par un test ANOSIM de comparaison.

Encart 4 : Ecole sigmatiste et école synusiale

La méthode sigmatiste des premiers phytosociologues consiste à décrire une association végétale en fonction de la strate végétale dominante (Braun-Blanquet 1932; Meddour 2011). L'objectif est d'appréhender l'ensemble des conditions du milieu à l'aide de quelques espèces représentatives sur une courte période au sein de l'association. L'apogée de cette méthode est représenté par le code « CORINE BIOTOPE » des services décentralisés de l'Etat. **La méthode synusiale** intégrée recherche un niveau de précision supérieur en affinant l'échelle de l'analyse à des associations de plantes avec des traits de vie similaire (Gillet et al. 1991; Gillet 2000) comme par exemple le niveau de la strate ou la périodicité.

Dans le cas de la faune du sol, la distinction de la faune eu-édaphique, héli-édaphique et épi-édaphique devrait être la première étape du renseignement nécessaire à la conception de synusies. Le type de nutrition, la capacité de dispersion, l'appréciation de l'acidité du sol sont autant de traits de vie permettant la mise en place d'une description synusiale au sens contemporain du terme. N'ayant pas pris en compte ce niveau de précision, notre conception « synusiale » dans cette étude se rapproche plus de l'école sigmatiste.

2.4. Protocole analytique entomocénotique des communautés de collemboles

L'ordination des observations suit souvent le même protocole :

Etape 1. La première étape est l'utilisation d'une méthode descriptive visant à rechercher une représentation graphique de la ventilation des stations par similarité des faunes. On parle de méthode d'analyse exploratoire qui n'a pas valeur de test. Le principe consiste à regrouper des stations dont la plupart des espèces sont communes et à éloigner les stations qui ne les partagent pas. Cette recherche d'une organisation a débouché sur des méthodes dites d'ordination, dont la définition a été introduite par Goodall (1954). Dans l'étape 1, l'ordination doit nous permettre de produire une ségrégation sur un seul axe. Les stations sont soumises à un classement par un calcul binaire de similarité entre les stations puis à une arborescence (cluster) par la méthode de Ward (Maechler et al. 2015). Cette méthode est la seule méthode d'agglomération sur un seul axe qui minimise la dispersion interne de chaque groupe formé par fusion binaire (Murtagh et Legendre 2014).

Etape 2. A l'issue de ce classement, la deuxième étape vise à détecter le pouvoir de discrimination des espèces dominantes sur le regroupement des stations. Un tableau de contingence est proposé avec un classement des espèces en fonction de leur abondance relative dans la communauté. Ce classement reprend les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet :

Proportion des individus de l'espèce dans la communauté	Coefficient
75% - 1%	5
5% - 75%	4
25% - 5%	3
5% - 25%	2
1% - 5%	1
Quelques individus	+
Un individu (pour cinq échantillons)	r

Les espèces du tableau de contingence présentent une typologie en cinq catégories (Meddour 2011) :

- Les espèces **exclusives** cantonnées à une association définie
- Les espèces **électives** fortement liées à une association, et se retrouvant rarement dans d'autres associations.
- Les espèces **préférentes** présentes dans de nombreuses associations mais avec une préférence pour une association donnée.
- Les espèces **compagnes** indifférentes pouvant être retrouvées dans toutes les associations
- Les espèces **accidentelles** se retrouvant dans une association inhabituelle.

Une nomenclature est ainsi mise en place à partir d'espèces de référence dont le choix sera effectué par ordre de priorité dans les espèces exclusives, puis les espèces électives et éventuellement les espèces préférentes si les deux premières catégories ne sont pas représentées. Le choix de ces espèces dans la dénomination synusiale est subjectif et fait appel à l'expérience de l'auteur pour la dénomination de l'association. En effet, le choix de la dénomination doit être en rapport avec l'exclusivité de l'espèce de la zone évaluée. L'espèce qui va donner son nom à l'association doit posséder une valeur ségrégative suffisante pour l'échelle de sa représentation. Si cette espèce est trop commune, l'association représentée aura une résolution insuffisante tandis qu'une espèce trop rare risque de réduire l'amplitude réelle de l'association décrite.

Le code international de nomenclature phytosociologique édicte un certain nombre de règles pour dénommer les unités phytosociologiques. Les niveaux majeurs sont, par ordre hiérarchique ascendant, l'association (à défaut de la synusie), l'alliance, l'ordre, la classe et la division. Si le niveau de l'association correspond à celui de la communauté locale, le niveau de la division peut être interprétée comme celui de l'ensemble de la métacommunauté.

Pour la dénomination de ces niveaux hiérarchiques, on se réfère à la méthode proposée par Bernard Defaut (1994). On utilise un ou deux noms d'espèces, choisies parmi celles qui sont caractéristiques de l'unité syntaxinomique en question ou du rang supérieur.

Si on utilise un seul nom, on accorde au nom de genre un suffixe caractéristique du niveau hiérarchique et on met l'épithète spécifique au génitif. Les suffixes correspondants aux niveaux de la hiérarchie syntaxinomique ascendants s'établissent comme suit :

association : - etum

Alliance : - ion

Ordre : - etalia

Classe : - etea

division : - ea

Si on utilise deux noms d'espèce, on applique la règle ci-dessus au deuxième nom ; pour le premier nom, on accorde au nom de genre le suffixe « o » et on met l'épithète spécifique au génitif. Par exemple, des sections d'anthrosols fortement perturbées d'un site situé dans la métropole lilloise ne contiennent que deux espèces : *Lepidocyrtus cyaneus* et *Proisotoma*

minuta. Cette assemblage se retrouve parfois dans des sols cultivés et représente donc une association. Le nom de l'association formée selon la méthode de dénomination est le *Lepidocyrtocyanei-Proisotometum minutae*

Etape 3. Lorsque l'association semble avoir été cernée, une méthode exploratoire d'ordination plus fine que la méthode binaire de Ward permet de détecter la possibilité d'interférences entre associations. Si deux associations se recoupent sur quelques espèces rares ou peu abondantes, on pourra considérer ces dernières comme **des espèces transgressives** (Defaut 1994) et accepter la distinction sans tenir compte de cette transgression. Cependant, les différentes méthodes pour calculer les matrices de similarités ne donnent pas les mêmes résultats (Tableau 20). Différentes méthodes d'ordination utilisent différentes matrices de similarité, et peuvent modifier significativement les résultats. Par exemple, les analyses en composantes (ACP) et coordonnées (PCoA) principales ainsi que le cluster de Ward utilisent la distance euclidienne, l'analyse factorielle de correspondance (AFC, Greenacre 1984) une distance curvi-linéaire, tandis que NMDS (Non Metric Data Scaling) utilise la distance de similarité qu'on lui donne, Bray Curtis dans le cas du package Vegan sur R (Oksanen et al. 2015). A la différence de l'ACP et du cluster de Ward, l'AFC et le NMDS permettent d'étudier la structure des écarts à l'indépendance, c'est-à-dire une station théorique représentant la moyenne de toutes les stations pour l'ensemble des espèces, et non l'intensité des différences entre stations. Ce sont les méthodes d'ordination les plus consensuelles pour représenter les différentes communautés (Leprêtre et Leprêtre 1986 ; Ponge 1993 ; Dray et Chessel 2008). Le NMDS se distingue de l'AFC par le choix d'une mesure par rang des espèces plutôt que par une mesure par densité des populations pour l'évaluation des écarts entre stations. Cette option est importante si on considère que certaines espèces peuvent se reproduire par parthénogénèse, notamment *Folsomia quadrioculata* et *Parisotoma notabilis* (Chernova et al. 2010) et peuvent présenter des variabilités de populations extrêmement importantes sur un temps très court et très localement. Le calcul de la distance entre stations utilise la fonction de Bray-Curtis. L'ordination des stations par NMDS est donc la méthode choisie pour la représentation des communautés.

Tableau 20 : propriétés des méthodes d'ordination source. Source : modifié d'après Hérault et Rossi 2010

Méthodes	basées sur	méthode de comparaison	type de données
Analyse en COordonées Principales PCoA	Distance	linéaire	quantitative
Non Metric Data Scaling : NMDS	Distance sur rang	unimodale	Tableau de contingence
Analyse en Composantes Principales ACP	valeurs propres	linéaire	quantitative
Analyse Factorielle de Correspondance CA (et sa version lissée dCA)	valeurs propres	unimodal	tableau de contingence

2.5. Tester statistiquement les résultats observés

Il faut conserver l'idée que ces méthodes ne sont que des méthodes d'ordination et lorsqu'un certain nombre de groupes est préalablement identifié, une analyse de la signification statistique du regroupement est nécessaire. Il existe de nombreuses méthodes de test, pour en citer quelques unes : MRPP pour regrouper des échantillons, PERMANOVA lorsque les variables sont discrètes, et ADONIS pour des variables continues ou discrètes. Afin de vérifier la validité de notre modèle de ségrégation, nous avons effectué un test d'analyse de similarité par comparaison de variance ANOSIM (Clarke 1993) sur cette ségrégation, et en choisissant comme distance la métrique de *Gower*. Cette métrique représente le rapport de la différence d'abondance entre les deux relevés pour une espèce et de la plus grande différence d'abondance observée pour toutes les comparaisons de relevés pour la même espèce. Cette métrique présente l'avantage de réduire le biais induit par un échantillonnage insuffisant. La méthode de l'ANOSIM est simple, puisqu'elle compare la variance de chaque communauté à la dispersion au sein du regroupement de ces communautés pour la variable discrète choisie. Si les variances propres à chaque assemblage sont inférieures à la dispersion conjointe des deux assemblages, alors on ne peut rejeter l'hypothèse que les deux communautés testées sont disjointes. Si la variance de l'un des deux échantillons est supérieure à la dispersion de l'ensemble, alors on ne peut rejeter l'hypothèse que les deux échantillons appartiennent à la même communauté. Cette affirmation n'est valable que si on admet que l'échantillon ne présente qu'une seule communauté. Comme le test ANOSIM n'est pas paramétrique, la différence est donnée par des permutations.

3. Résultats de l'étude des assemblages de Collemboles

Sur l'ensemble du bassin minier, terrils et environnements associés, 11130 individus de 112 espèces ont été prélevés et identifiés.

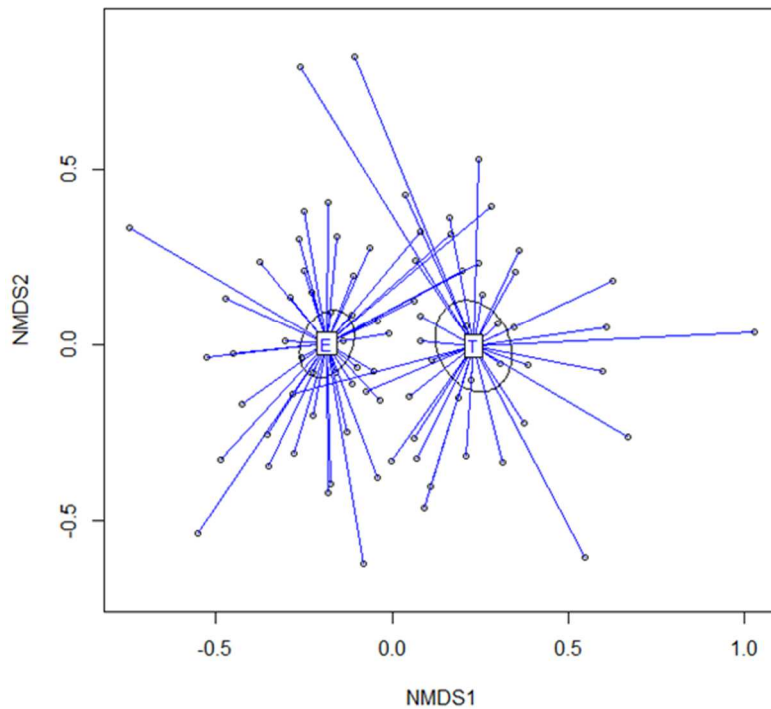


Figure 70 : Représentation des stations des terrils (T) et de l'environnement (E) du bassin minier en fonction des similarités de la faune de Collemboles. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015) Stresstest = 0.27 (< 0.3) ANOSIM statistic R: 0,0569 ; p: 0,009. Nous ne pouvons pas rejeter l'hypothèse que les communautés des terrils et de l'environnement sont distinctes, avec un risque d'erreur de moins de 1 %.

Globalement, la composition des communautés de collemboles diffère significativement (Fig. 40, ANOSIM statistic R: 0,0569 p : 0,009 méthode = Gower) entre les terrils et les sites de l'environnement périphérique.

3.1 Résultats de la méthode inductive

Si nous ajoutons une ségrégation par les quatre types de strate végétale, nue, friche basse, buisson et forêt à la ségrégation entre terril et environnement, nous obtenons une représentation graphique en huit groupes distincts ordonnés autour d'un axe. La différence non significative (ANOSIM statistic R: 0,383 Significance: 0,196 dissimilarité =gower) nous indique qu'un certain nombre de ces groupements ne sont pas distincts. Il est toutefois remarquable qu'un gradient apparaisse entre les stations en friche du terril et les sols nus de l'environnement selon un schéma circulaire avec des convergences sur les extrémités (Figure 71).

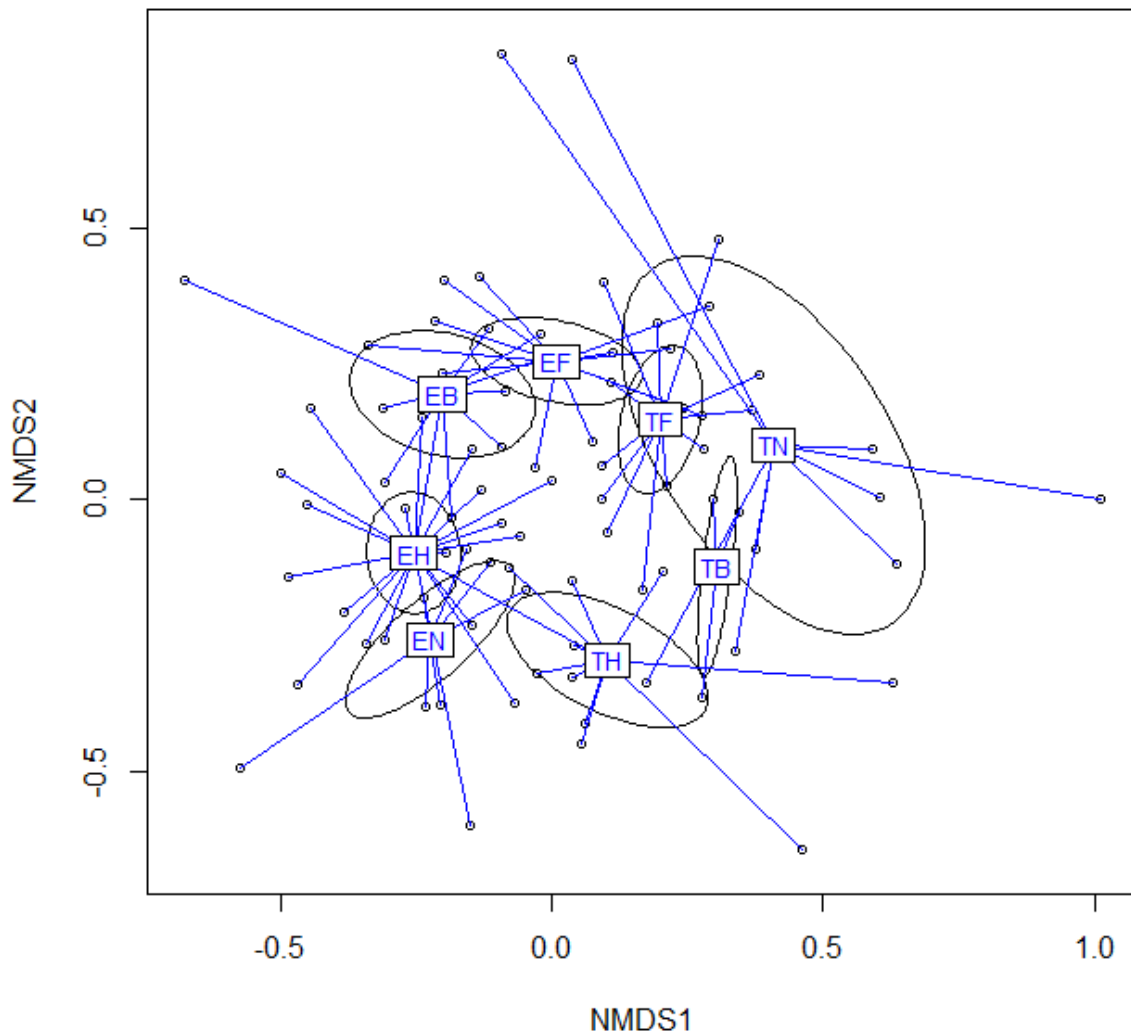
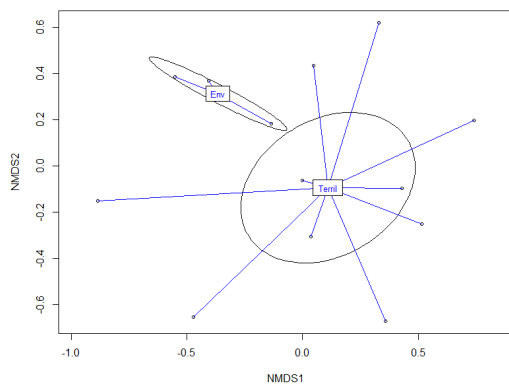
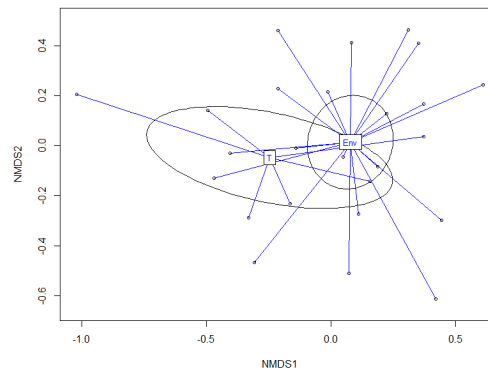


Figure 71: Représentation des stations des terrils (T^*) et de l'environnement (E^*) du bassin minier en fonction des similarités de la faune de collemboles et du couvert végétal. (EN et TN) Stations nues, (EH et TH) végétation basse, (EB et TB) végétation arbustive, (EF et TF) végétation arborée. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan (Oksanen et al., 2015).

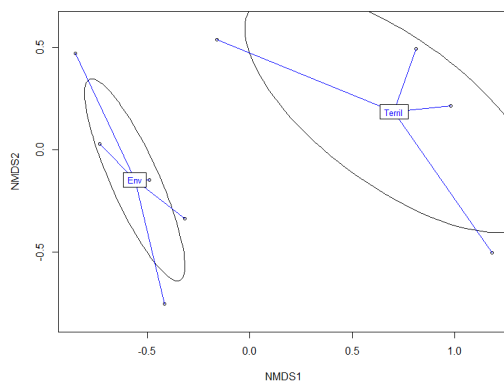
La distinction par strate végétale nous indique l'existence d'un gradient. Lorsque les successions phytosociologiques ont atteint un certain niveau de stabilité, boisement pour la série arborée, prairie pour la série herbacée, on observe au niveau des communautés de collembole des phénomènes de convergence (Figure 71). Pour les milieux en fin de série végétales, c'est-à-dire les prairies (EH vs TH) et les forêts (EF vs TF), les communautés de collemboles deviennent similaires ($p=0,3$ dans les deux cas). Par contre, dans les milieux de transitions, stations nues ($p=0,007$) et buissonneuses ($p=0,023$) se distinguent par leurs communautés de collemboles (Figure 72).



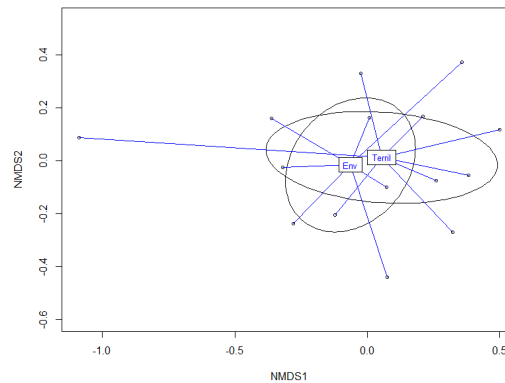
(A) Stress: 0.16 (<0.2)
ANOSIM statistic R: 0.6375
Significance: 0.007



(B) Stress: 0.22 (<0.3)
ANOSIM statistic R: 0.3182
Significance: 0.313



(C) Stress: 0.089 (<0.1)
ANOSIM statistic R: 0.2687
Significance: 0.023



(D) Stress: 0.199 (<0.2)
ANOSIM statistic R: 0.02187
Significance: 0.297

Figure 72 : Représentation des stations des terrils (Ter) et de l'environnement (Env) du bassin minier en fonction des similarités de la faune de collemboles et du couvert végétal. (A) Stations nues, (B) végétation basse, (C) végétation arbustive, (D) végétation arborée. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan (Oksanen et al., 2015)

Stations des terrils et stations de l'environnement sont caractérisées par de nombreuses espèces spécifiques (Vanhee et al. 2014). Quinze espèces ne sont trouvées que dans l'environnement, comme *Folsomia sexoculata*, que l'on pourrait ainsi définir comme une espèce du groupe euryèce forestier sensu Dunger et Voigtländer (2009). Toutefois, cette spécificité n'est pas fortement marquée. 21 espèces n'ont été trouvées que sur les terrils, avec en particulier trois espèces eu-édaphiques bien représentées : *Folsomides parvulus*, *Pseudosinella cf octopunctata*, et *Isotomodes productus*. Une différence entre la faune du terril et celle de l'environnement périphérique est observable pour chaque type de couverture végétale même si elle n'est pas significative pour la friche basse vs prairie ($p=0,313$) et la forêt ($p=0,297$).

3.2. Classification des communautés naturelles par déduction

La quasi-totalité des échantillons de sols des études dans la Région Nord – Pas-de-Calais, dans le cadre d'études externes comme dans le cadre de la thèse, contiennent l'espèce ubiquiste *Parisotoma notabilis* (Porco et al. 2012). Nous pouvons considérer ce taxon comme représentant du niveau hiérarchique le plus élevé à l'échelle régionale en classification entomocénétique. La Région se trouve donc dans la division du *Parisotomea notabilae*. A l'échelle du bassin minier, *Pseudosinella alba* se retrouve dans la quasi-totalité de nos prélèvements. Le bassin minier se retrouve donc dans la classe du *Pseudosinelletea albae*. Sur l'ensemble des stations étudiées dans l'environnement naturel du bassin minier, les espèces dominantes ne sont pas les mêmes d'un échantillon à l'autre. Il n'y a donc pas une communauté locale unique dans l'environnement du bassin minier mais plusieurs communautés locales avec de nombreuses espèces transgressives dans l'ensemble des communautés. A l'aide de la méthode de cluster de Ward, nous avons réalisé une ségrégation en communautés homogènes et évalué des limites au résultat de cette ségrégation en la confrontant à une représentation en NMDS et en soumettant le résultat de cette représentation à un test d'ANOSIM (Figure 78).

3.2.1. Résultats du cluster de Ward sur les stations de l'environnement

Les cent espèces des quarante huit stations de l'environnement présentent une distribution des stations en quatre groupes distincts (Figure 73). En toute indépendance d'indication, le méthode déductive donne un classement des stations conforme, à quelques nuances près, à la méthode inductive.

Nous pouvons donc affirmer que :

1. notre protocole n'est pas mauvais, car l'algorithme de Ward permet la réalisation d'une ordination dans un regroupement de communautés
2. à l'échelle du bassin minier, une ségrégation des communautés selon le type de paysage est observable avec les collemboles
3. toute communauté locale non conforme à la correspondance attendue par l'observation du paysage mérite une prospection sur son origine.

Synusies collembologiques du bassin minier

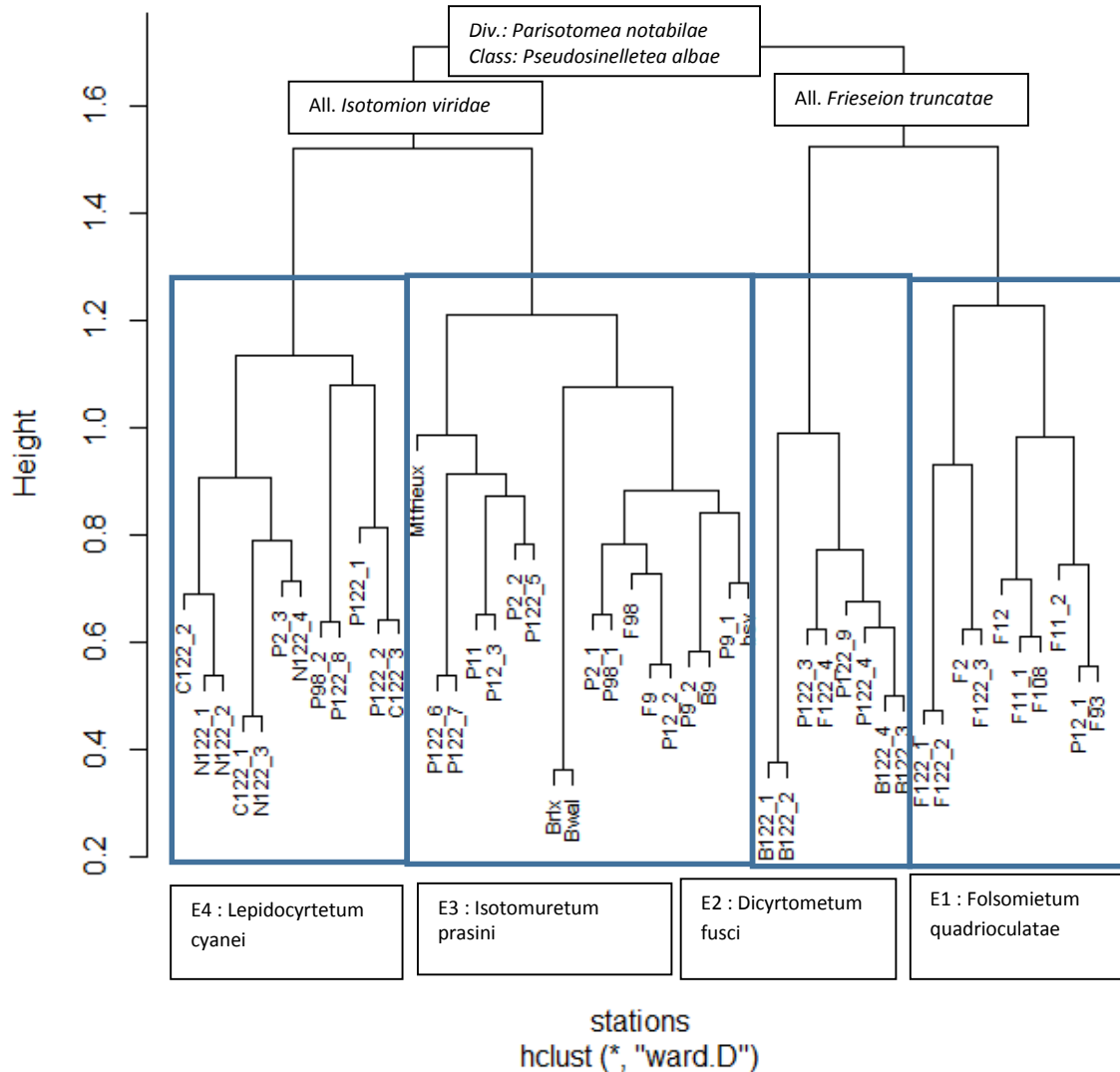


Figure 73 : « Clustering » des stations de l'environnement du bassin minier par la méthode de Ward. (Maechler et al. 2015)

3.2.2. Les espèces de collemboles caractéristiques des associations du sol du bassin minier

Les espèces caractéristiques qui distinguent des communautés homogènes sont :

1. des espèces exclusives : *Mesaphorura krausbaueri*, *Dicyrtoma fusca*, *Folsomia quadrioculata* (ou sa différentielle *Folsomia sexoculata*), *Isotoma anglicana* et *Paratullbergia callipygos*,
2. des espèces électives : *Sminthurus viridis*, *Pogonognathellus longicornis* et *Isotomurus prasinus*
3. des espèces préférées : *Lepidocyrtus cyaneus* et *Friesea truncata*

3.2.3 Association des milieux boisés E1 : *Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae*

Cette association concerne dix stations : F12, F11_1, F18, F11_2, P12_1, F93, F122_1, F122_2 et F2 et représente 6 espèces dénombrées.



F11_2 : bois des Dames Bruay la Buissière



P12_1 : clairière du Bois des Dames Bruay la Buissière



F108 : bois de l'Offlarde (Ostricourt)



F122_2 : jeune «Hêtre» à proximité du terril T122



F2 : « bois Robert » à proximité du terril T2



F93 : bosquet en périphérie du terril de Harnes T93

Figure 74: Photographies des sites à *Folsomietum quadrioculatae*

Toutes les stations à *Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae* sont des stations boisées, sauf dans le cas d'une pelouse dans une clairière P12_1 défrichée en bordure du bois des dames comme en témoigne la présence de souches (Figure 74). On peut suggérer un effet « mémoire » du sol de cette station pour la mésofaune, antérieur au défrichement ancien. Quatre stations présentent la même association d'espèces, à l'exception du remplacement de *Folsomia quadrioculata* par *Folsomia sexoculata*. Associées aux espèces qui caractérisent l'association, deux espèces redondantes sont régulièrement observées : *Mesaphorura macrochaeta* et *Paratullbergia callipygos*. Ces espèces appartiennent au groupe des sténoèces forestiers de Dunger et Voigtländer (2009). Une espèce introduite (Potapov 2001) a été détectée dans le bois des dames (F12), ainsi que dans le fossé en provenance du bois (P12_3), il s'agit de *Desoria trispinata* (MacGillivray 1896) dont l'origine se trouve aux Etats Unis. La détermination a été confirmée par Mikaël Potapov.

3.2.4 Association des milieux arbustifs E2 : *Frieseo truncatae Dicyrtometum fusci*

Cette association concerne huit stations : B122_1, B122_2, P122_3, F122_4, P122_4, B122_4, B122_3, P122_9 dont la particularité est de se retrouver en milieu bocager. Elle contient 35 espèces. Outre *Dicyrtoma fusca*, *Oncopodura crassicornis* semble être une espèce exclusive de cette association.



B122_2 : Résidu d'un bosquet au milieu d'un champ de maïs



F122_4 : Lisière du bosquet à Leforest



P122_4 : Prairie bocagère à Evin-Malmaison

Figure 75 : Photographies de stations à *Frieseo truncatae Dicyrtometum fusci*

Le point commun d'ancrage paysager des stations à *Frieseo truncatae Dicyrtometum fusci* est une combinaison de prairies et de bosquets ou de haies. Aussi, cette association correspond à l'association d'espèces de milieux boisés (*Friesea truncata*) et de prairies (*Isotoma viridis*). Un écotone lié à un effet lisière n'est pas à négliger. *Pogonognathellus longicornis* pour les espèces épi-édaphiques et *Mesaphorura florum* pour les espèces euédaphiques semblent appartenir aux espèces électives de cette association, alors que Dunger et Voigtländer (2009) classent cette dernière espèce dans le groupe des initiales fugitives. *Pseudosinella alba* et *Lepidocyrtus lanuginosus* sont des espèces redondantes dans la plupart des stations de cette association. Les deux espèces *Stenaphorurella denisi* et *S. quadrispina* sont les espèces préférées de ce type de station alors que *S. quadrispina* est classée dans le groupe des euryèces sylvestres par Dunger et Voigtländer (2009). De telles informations contradictoires nécessiteraient des prospections approfondies à plus grande échelle. Il est à noter que *Dicyrtomina fusca* a été trouvée en abondance sur une parcelle polluée à proximité du terroir de Noyelle Godault (Demuyne et al. 2014) et dans d'autres stations dont la plupart sont boisées.

3.2.5 Association des prairies E3 : L'association à *Isotoma viridis* *Isotomuretum prasini*

Cette association concerne 18 stations : Brlx, Bwal, P2_1, P9_2, P98_1, P9_1, B9, F98, F9, P12_2, P11, P12_3, Mtfrieux, P2_2, P122_5, P122_6, P122_7, bsv et contient 76 espèces.



P122_5 : prairie à Leforest



P9_1 : prairie bocagère à Haillicourt



P2_1 : prairie à Ruitz

Figure 76 : Photographies de sites à *Isotoma Lepidocyrtetum lonuginosatae*

Le point commun des stations à *Isotoma viridis* *Isotomuretum prasini* est la présence de grandes patûres. Outre les espèces caractéristiques *Isotoma viridis* et *Isotomurus prasinus*, les espèces exclusives sont *Isotoma anglicana*, *Sminthurus viridis*, *Lepidocyrtus curvicollis*, *Lepidocyrtus lignorum* et *Lepidocyrtus violaceus* pour les espèces épi-édaphiques, et *Brachystomella parvula*, *Friesea mirabilis*, et *Folsomia fimetaria* pour les espèces héli-édaphiques. De très nombreuses espèces compagnes héli-édaphiques parviennent à exploiter ce type de milieu, en fonction notamment de la proximité d'autres biotopes (bois, forêts, champs) : *Ceratophysella denticulata*, *Hemisotoma thermophila*, *Pseudosinella alba* et *Isotomodes productus*. On retrouvera des espèces compagnes avec des capacités de dispersion élevées comme *Entomobrya multifasciata*, *Lepidocyrtus cyaneus*, *Isotomurus palustris* et *Tomocerus vulgaris*. Dans cette catégorie des espèces compagnes, les Symphyléones sont bien représentés : *Deuterosminthurus pallipes*, *Sminthurides malmgreni* et *Sminthurinus aureus*.

3.2.6 Association des sols cultivés E4 : *Isotoma viridis* *Lepidocyrtetum cyanei*

Sur le territoire du bassin minier, douze stations sont concernées : C122_1, C122_2, N122_1, N122_2, N122_3, P2_3, N122_4, P98_2, P122_8, P122_1, P122_2, C122_3. 42 espèces sont représentées par cette association.



C122_1 : champs de maïs



C122_3 : plantation betteraves



N122_1 : labour et fumure

Figure 77 : photographies de station à *Isotoma Lepidocyrtetum cyanei*

Les stations à *Isotoma viridis* *Lepidocyrtetum cyanei* sont les stations à sols nus ou agricoles. Deux espèces épigées dominent dans ce type de milieu : *Lepidocyrtus cyaneus* et *Isotoma*

viridis. Moins dominantes, deux espèces hémi-édaphiques sont bien représentées : *Parisotoma notabilis* et *Pseudosinella alba*. Une espèce euédaphique, *Protaphorura armata*, a été trouvée à plusieurs reprises. Bien que Hopkin (2007) confirme le statut taxinomique de cette espèce par synonymie de nombreuses descriptions antérieures, une révision serait nécessaire pour tester la réalité d'une ubiquité prononcée pour cette espèce. La seule espèce exclusive de cette association est une euédaphique : *Mesaphorura krausbaueri*. Il est remarquable que dans ce type de paysage fortement perturbé, des espèces originaires de tout type d'habitat peuvent être retrouvées, comme *Folsomia quadrioculata* pour les espèces sylvestres même en absence de ce type de milieu à proximité. Ces espèces habituellement abondantes dans leur association d'origine prennent dans ce cas un caractère transgressif.

3.2.7 Vérification des homologies possibles entre associations

Le système binaire de l'algorithme de Ward projette une ségrégation prononcée entre deux groupes d'associations : un groupe d'associations de milieux fermés dénommé alliance

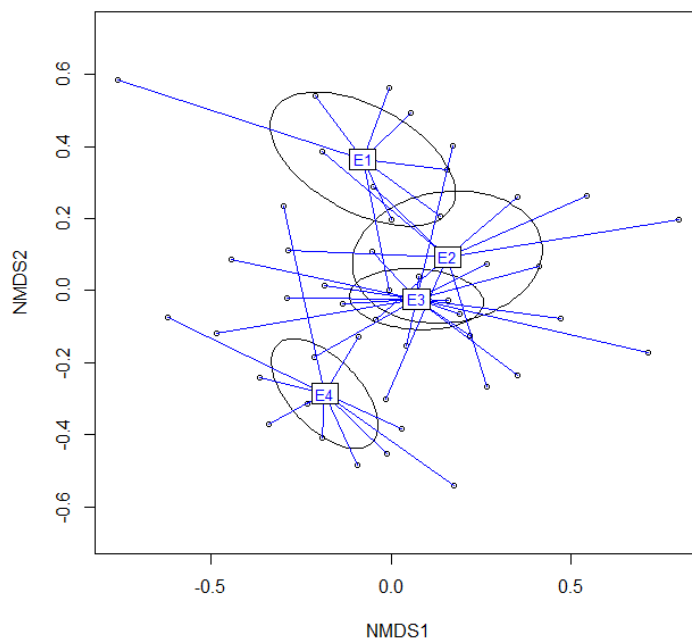


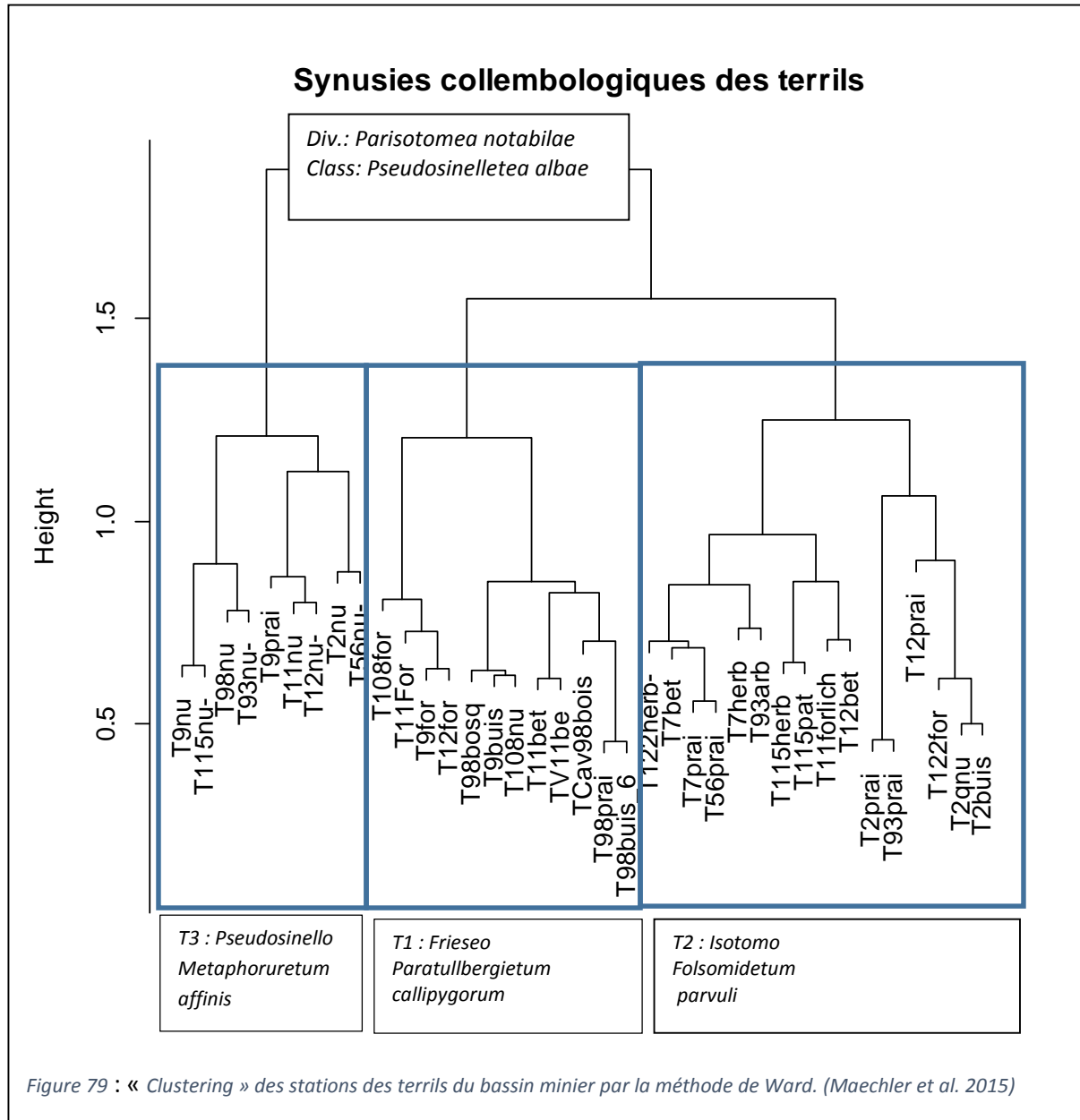
Figure 78 : Représentation des associations de collemboles. Stresstest = 0,27 (<0,3). E1 Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae ; E2 Frieseo truncatae Dicyrtometum fuscii ; E3 Isotomo viridis Isotomuretum prasini ; E4 Isotomo Lepidocyrtetum cyanei La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015)

Frieseion truncatae
(E1 Frieseo truncatae
Folsomietum quadrioculatae
et E2 Frieseo truncatae
Dicyrtometum fuscii)
et un groupe d'associations
de milieux ouverts
(E3 Isotomo viridis
Isotomuretum prasini
et E4 Isotomo viridis
Lepidocyrtetum cyanei).
Toutefois, un certain nombre
de taxons est partagé entre
ces deux associations E2 et E3
dont les habitats sont très
proches (prairies et bocages).
Le test ANOSIM valide cette
ventilation des associations
en quatre groupes : R: 0,232
Significance: 0,01 distance =
Bray-Curtis.

Nous conservons donc une cartographie des associations synusiales en quatre classes : une sous couverts forestiers (E1), une sous bocages (E2), une sous prairies (E3), et une en champs cultivés (E4).

3.3 Les assemblages sur les terrils

Sur l'ensemble des stations, nous retrouvons les espèces *Parisotoma notabilis* et *Pseudosinella alba*. L'ensemble des assemblages des stations des terrils se retrouvent donc bien dans la division *Parisotomea notabilae*, classe du *Pseudosinelletea albae*.



3.2.3. Association T1 : Association du Frieseo *Paratullbergietum callipygorum*

Cette association est représentée sur les terrils de notre prospection par douze stations : T9buis, T9for, T11bet, T11For, TV11be, T12for, T108nu, T108for, T98prai, T98buis, T98bosq,



Figure 80: Photographies de stations à *Paratullbergietum callipygorum*

TCav98bois et 68 espèces y ont été détectées. Le nombre d'espèces potentielles est estimé entre 76 (bootstrap) et 96 (jackknife 2). Nous lui avons donné le nom de l'espèce *Paratullbergia callipygos*, bien que cette espèce soit aussi présente dans l'association T3 des stations nues.

La présence systématique dans les stations boisées de cette espèce en font une espèce élective de ce type de milieu. Comme dans les stations boisées de l'association E1 *Folsomietum quadrioculatae* de l'environnement périphérique, les espèces *Mesaphorura macrochaeta*, *Protaphorura armata*, *Paratullbergia callipygos* et *Monobella grassei* sont récurrentes dans ce type de milieu. Quelques situations méritent une explication : il s'agit des stations T108nu et T98bosq. Dans le premier cas, il s'agit d'une zone nue de 2 ans provenant du défrichement d'une bétulaie sur le terail d'Ostricourt (C. Hildebrand, communication pers.). Dans le deuxième cas, il s'agit d'un petit bosquet de peupliers parvenu à coloniser une station sur le terail d'Estevelles, grand terail entièrement dépourvu d'arbres.

Dans les deux cas, la présence de l'espèce pionnière fugitive d'un Pseudosinelle à cinq ocelles apporte un témoignage du lien de l'association de collemboles de la station à l'aspect dénudé du sol concerné. De plus, L'abondance élevée de *Hemisotoma thermophilus* sur la station défrichée du terail d'Ostricourt (T108nu) est un témoignage de l'existence d'un humus invisible provenant de l'ancien boisement.

Ce qui distingue l'association des milieux boisés sur les terrils (T3) de l'association de référence *Folsomietum quadrioculatae* (E4) de l'environnement périphérique est le maintien de l'espèce pionnière cosmopolite *Folsomides parvulus*. Le lien de cette espèce avec la présence d'un sol à granulométrie grossière s'observe dans le cas de la station Tcav98bois qui correspond à un cavalier (ancienne voie ferrée sur ballast de schistes) au milieu d'un bois (F98). L'espèce semble cantonnée sur l'emplacement de l'ancienne voie et n'a pas été détectée dans le bois environnant.

3.2.4. Association T2 : association à *Isotomo viridis* *Folsomidetum parvuli*

Cette association est représentée sur les terrils par seize (16) stations : T2qnu, T2prai, T2buis, T7bet, T7herb, T7prai, T11forlich, T12prai, T12bet, T56pra, T93arb, T93prai, T115herb, T115pat, T122for, T122herb et contient 69 espèces. Les espèces dominantes sont *Parisotoma notabilis*, *Sphaeridia pumilis*, *Isotoma viridis*, *Sminthurinus elegans*, *Mesaphorura macrochaeta*, *Folsomides parvulus*, *Lepidocyrtus lanuginosus* *Lepidocyrtus cyaneus*,



Figure 81 : Photographies de stations à *Folsomidetum parvuli*

Brachystomella parvula, *Protaphorura armata*, *Pseudosinella alba* et l'espèce actuellement dénommée *Friesea cf. handschini*

Nous retrouvons l'ensemble des taxons présent dans le (E3) *Isotomo viridis* *Isotomuretum prasini* de l'environnement périphérique, notamment les espèces : *Isotoma viridis*, *Mesaphorura macrochaeta*, *Lepidocyrtus cyaneus*,

Lepidocyrtus lanuginosus, et *Protaphorura armata* .

Des espèces rares dans l'environnement périphérique, comme *Folsomides parvulus* ou *Brachystomella parvula* présentent sur les terrils des populations denses. Ce qui est remarquable dans cette association, c'est la présence d'une espèce du genre *Friesea*, dont l'habitus se rapproche de *Friesea handschini* Kseneman 1938 (Dányi et al. 2010), mais qui s'en distingue par la taille des soies autour des épines anales (L. Dányi, communication pers.). Son statut taxinomique est encore en débat et l'utilisation de l'outil moléculaire devrait éclaircir le statut de notre taxon. (L. Deharveng, L. Dányi, communication pers.)

3.3.3.. Correspondance de la communauté de collemboles de la litière avec la faune du sol des friches

Les représentations des associations détectées dans les sacs de litière des stations en friche peuvent être comparés avec les échantillons de la faune du sol de l'association du *Isotomo viridis* *Folsomidetum parvuli*. Il y a absence d'une différence significative ($p=0,36$) entre les deux associations. Ainsi, malgré l'inadéquation entre la litière du sac et l'horizon superficiel des stations à végétation basse, les litières de bouleau sur les friches de Libercourt et de Loos-en-Gohelle sont colonisées par une communauté répondant à l'association du *Isotomo viridis* *Folsomidetum parvuli*.

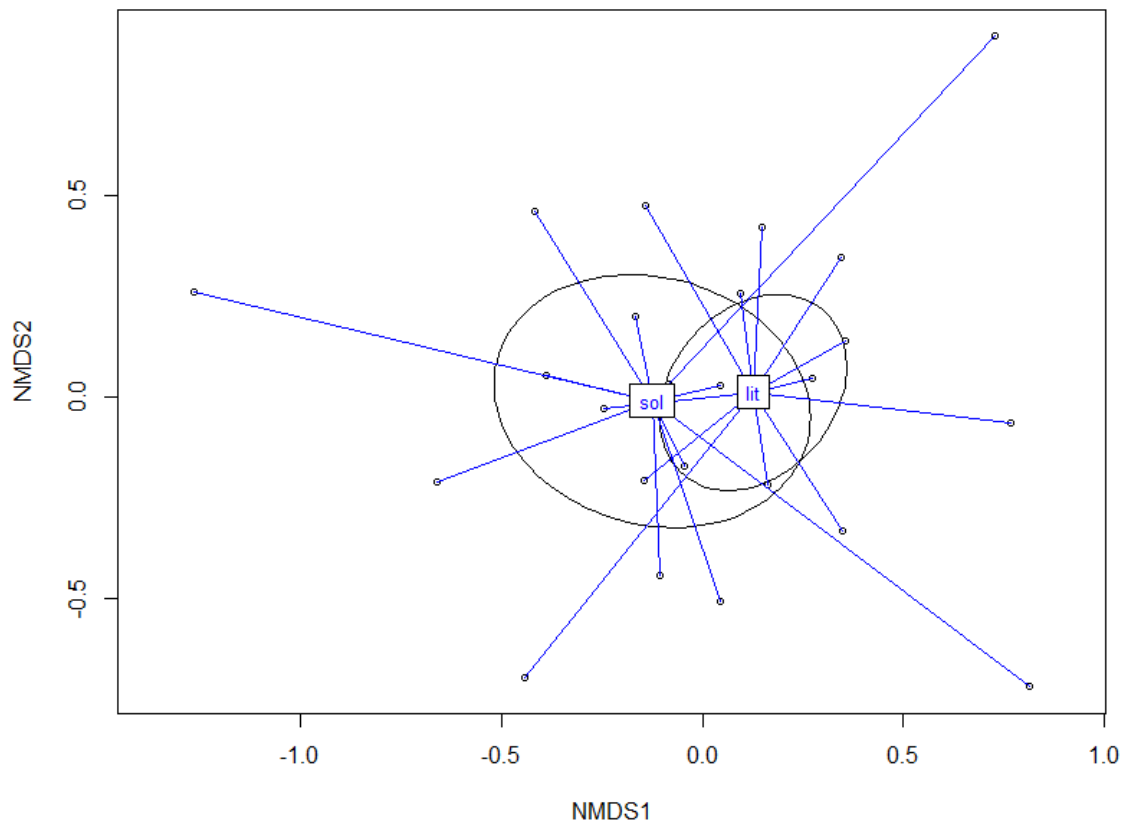


Figure 82 : Représentation des communautés de collemboles des stations à végétation basse des terrils en fonction de la niche écologique. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015). Stresstest=0,21 (<0,3).. Sol=échantillons des sols de friches de terril, lit. = litière des friches de Libercourt et Loos-en-Gohelle, ANOSIM statistic R: 0,168, Significance: 0,363

Toutefois, l'espèce dominante est l'espèce caractéristique du *Folsomietum quadrioculatae*, association caractéristique des sols de stations boisées. Cette espèce est donc plutôt liée à la présence de la litière de feuilles d'arbres qu'au recouvrement végétatif de la station.

3.3.4. Association T3 : association à *Pseudosinello Metaphoretum affinis*.

Cette association est représentée par 9 stations : T2nu, T9nu, T9prai, T11nu, T12nu, T56nu, T93nu, T98nu, T115nu sur l'ensemble de notre étude du bassin minier et correspond à la quasi-totalité des stations à sols nus prospectées. Elle contient 27 espèces. Le nombre potentiel d'espèces est estimé entre 30 (bootstrap) et 35 (jackknife 2).



Figure 83: Photographies des stations à *Pseudosinello Metaphoruretum affinae*

L'espèce dominante de cette association est une espèce du genre *Pseudosinella* qui se distingue par la possession de 5 ocelles et qui n'est pas encore décrite (Jordana, communication pers.). Une population de plus de 200 individus sur environ 50 cm² de sol a été détectée sur une zone nue du teruil de Libercourt T115 (Figure 83). Les populations de cette espèce disparaissent avec l'apparition d'une végétation stable. On peut suggérer une compétition avec des espèces

ayant une meilleure fitness lorsque la matière organique est plus accessible. Cette espèce pourrait être l'espèce caractéristique du groupe des pionniers fugitifs de Dunger et al. (2001). Elle est accompagnée par *Metaphorura affinis*, espèce qui peut se maintenir à l'état de population relictuelle lorsque la végétation apparait. *Seira domestica* a été détectée sur des stations particulièrement pauvres en espèces et peut appartenir, elle aussi, au groupe des pionniers fugitifs décrit par Dunger (2001).



Figure 84 : *Folsomides parvulus*, espèce caractéristique du teruil. Mouch'©

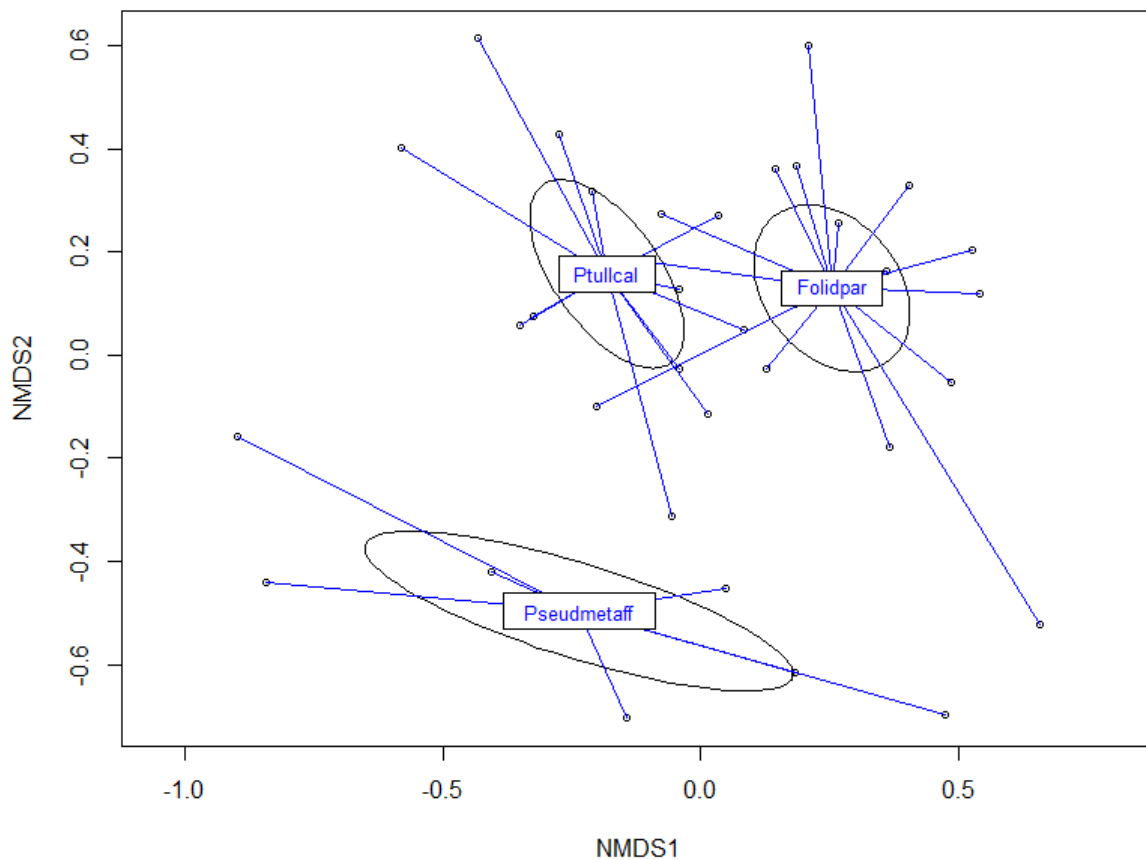


Figure 85 : Représentation des associations entomocénétiques des stations des terrils en fonction des similarités de la faune de Collemboles. La méthode d'ordination est le NMDS effectué sur R pack. Vegan. (Oksanen et al., 2015) Stresstest = 0.23 (< 0.3) Ptullcal : *Frieseo Paratullbergietum callipygorum*; Folidpar : *Isotomo Folsomidetum parvuli*; Pseudmetaff : *Pseudosinello Metaphoruretum affinae* ANOSIM statistic R: 0.4243 Significance: 0.001.

4. Similitude entre les associations des terrils et de l'environnement périphérique

Bien que colonisés par des espèces se comportant comme des pionnières fugitives (Dunger 1991a), il n'y a pas de points communs du point de vue de la composition faunistique en collemboles entre les sols nus des terrils (T3) et les sols agricoles (E3) de l'environnement. Dans le cas des sols nus, il y a bien deux associations distinctes : la T3 *Pseudosinello Metaphoruretum affinis* sur terril et la E4 *Isotomo Lepidocyrtetum cyanei*. Dans le cas des stations boisées, la distinction de l'association T1 avec l'association E1 de l'environnement n'est pas nette, l'espèce caractéristique de l'association T1 *Paratullbergia callipygos* appartenant aux espèces dominantes de l'association E1. En raison des similitudes prononcées entre le *Frieseo Paratullbergietum callipygorum* (T1) des stations boisées des terrils et le *Frieseo Folsomietum quadriculatae* (E1), nous avons soumis les deux associations à un test ANOSIM en utilisant la distance de Gower.

Nous avons procédé de même pour la distinction entre l'association T2 *Isotomo Folsomidetum parvuli* des prairies des terrils et l'association E3 *Isotomo viridis Isotomuretum prasini* des prairies de l'environnement.

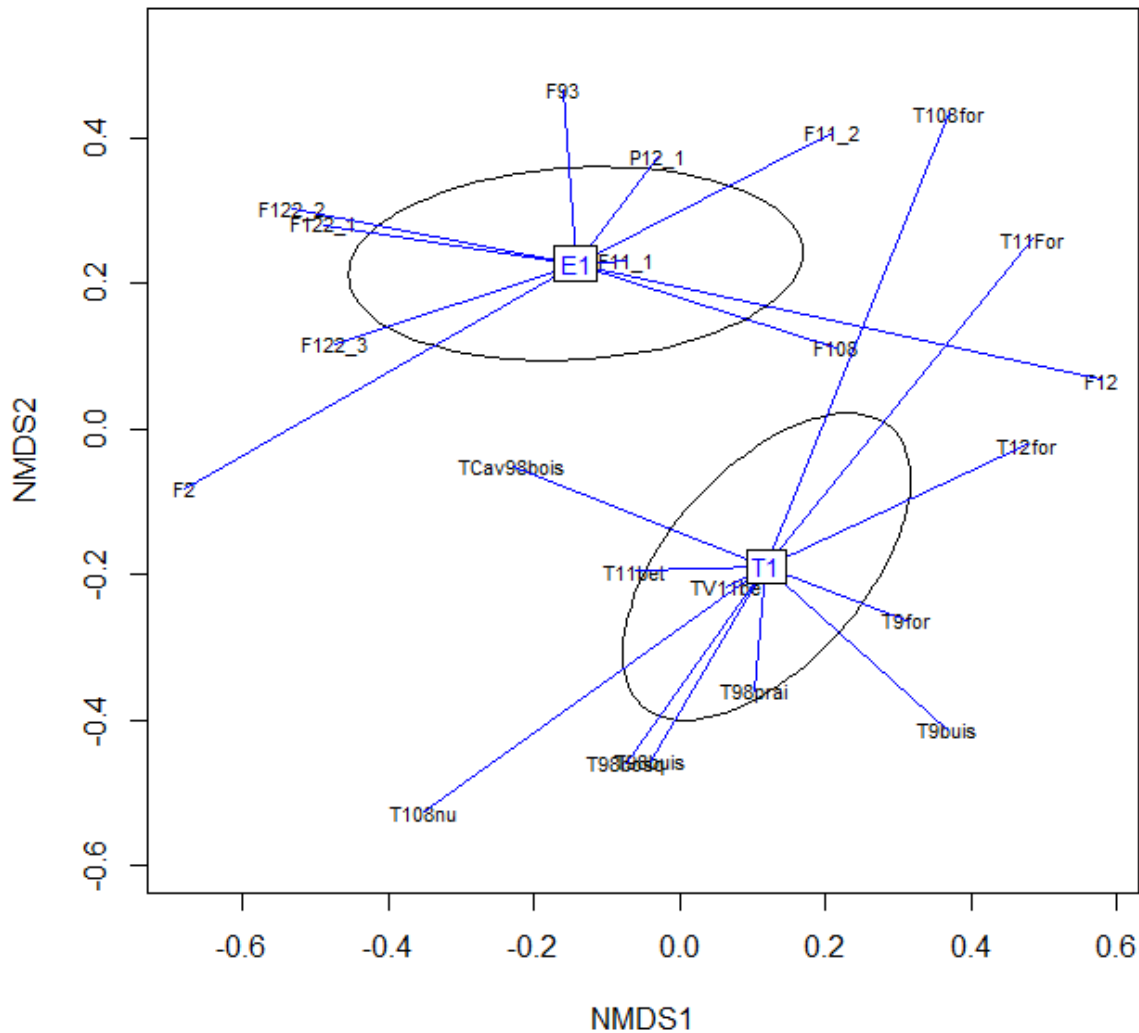


Figure 86: Représentation des associations entomocénétiques *Frieseo Paratullbergietum callipygorum* des stations des terrils (T1) et *Frieseo Folsomietum quadrioculatae* des stations de l'environnement périphérique (E1) en fonction des similarités de la faune de Collemboles. Stresstest = 0.23 (< 0.3) ANOSIM statistic R=0.04354 Significance: 0.153 distance = gower

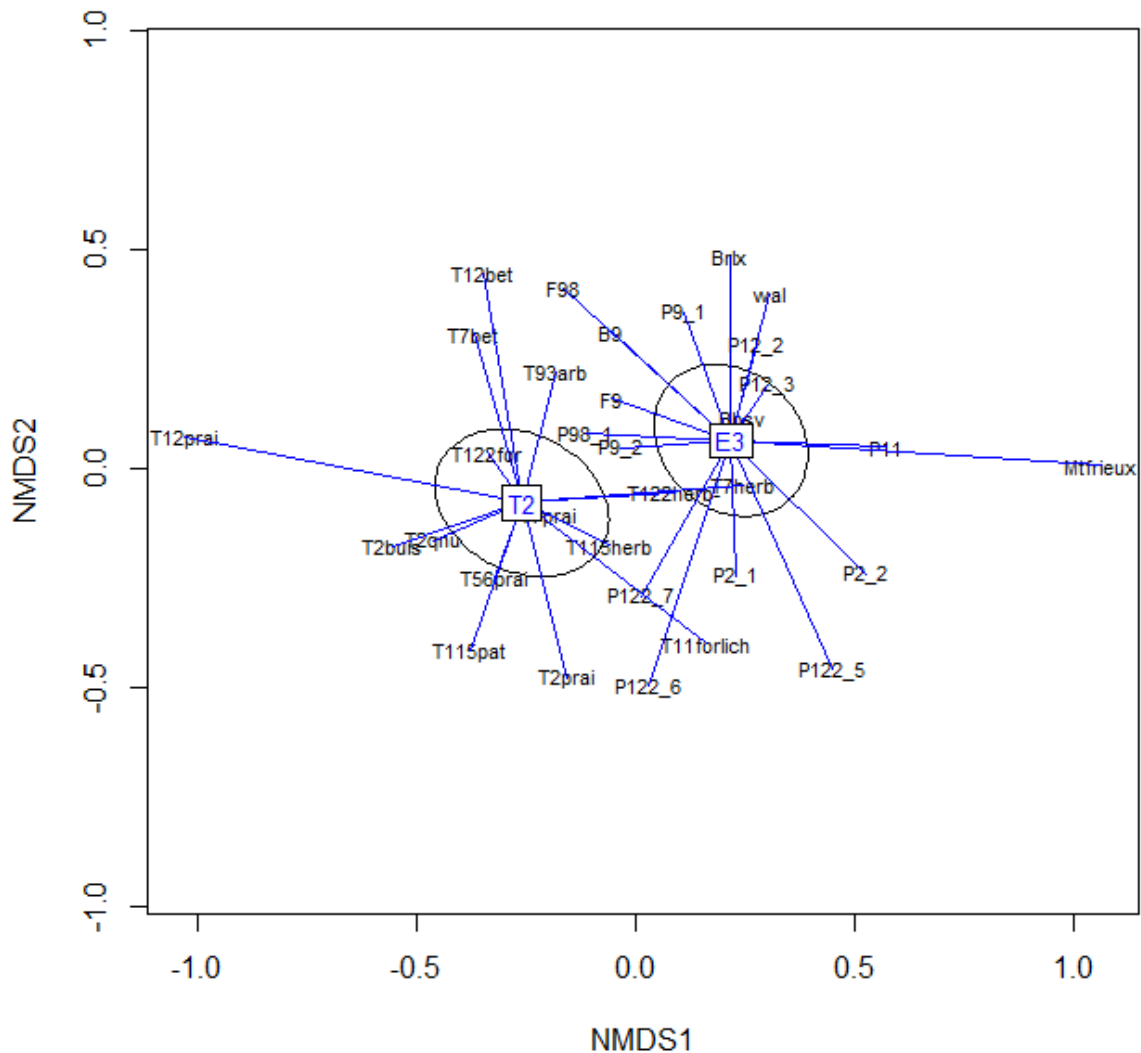


Figure 87 : Représentation des associations entomocénocènes *Isotomo Folsomidetum parvuli* des stations des terrils (T2) et *Isotomo viridis Isotomuretum prasini* (E3) des stations de l'environnement périphérique en fonction des similarités de la faune de Collemboles. Stresstest = 0.23 (< 0.3) ANOSIM statistic R: 0.03974 Significance: 0.057 distance = gower

Pour les stations boisées, malgré une tendance graphique à la séparation de E1 et T1 (Figure 86), le test ne nous permet pas d'affirmer l'existence d'une différence significative. Contrairement aux stations des mines à ciel ouvert du Sud-Est de l'Allemagne, les terrils de schistes peuvent accueillir les espèces du groupe sténoèce forestier. C'est donc une même et unique association. Dans l'attente d'études futures pour éprouver cette hypothèse, nous supprimons donc l'association T1 au profit de E1, sous la dénomination de *Frieseo folsomietum quadrioculatae*, considérant temporairement cette association unique.

Pour les stations de prairies, la distinction entre les associations *Isotomo Folsomidetum parvuli* (T2) des stations des terrils et *Isotomo viridis Isotomuretum prasini* (E3) des stations de l'environnement présentent une différence de composition, mais à la limite de la significativité ($p = 0,057$). Nous pouvons admettre que les deux associations sont différentes mais avec de nombreuses espèces transgressives entre les deux types de milieux.

« ἔν οἶδα ὅτι οὐδὲν οἶδα »

je sais tout, car tout ce que je sais, c'est que je ne
sais rien

Socrate

Conclusion

Les rejets de l'industrie minière du charbon ont produit des îles de schistes et de grès. Ces roches se sont formées en profondeur à partir de sédiments sous l'effet de la pression de la chaleur. En revenant en surface, ces sédiments, transformés pendant plusieurs millions d'années, vont retrouver une nouvelle vie. Pendant la constitution d'îles de schistes et de grès dans le plat pays comme dans la plupart des bassins miniers, une rupture dans le paysage s'est constituée avec l'installation d'un biotope nouveau. Dans la plupart des régions du monde, le déchet minier de l'exploitation du charbon va être considéré comme un déchet inerte, et des plans de stabilisation et de banalisation ont été effectués pour faire disparaître ces monuments. Au contraire, dans la Région Nord-Pas de Calais, le reverdissement spontané par une flore et une faune remarquables des terrils abandonnés fait de ces sites des zones d'enjeux de requalification écologique.

Nous avons mis en évidence que le sol du terril se distingue du sol naturel à partir d'une analyse en composante principale sur 5 paramètres : granulométrie, matière organique, azote total, acidité (pH), rapport carbone/azote (C/N). Globalement, la composition du terril se distingue de son environnement essentiellement par une texture de sol différente, un rapport C/N plus élevé mais non significatif. Dans la littérature, l'un des facteurs les plus marquant dans la distinction des sols de terril est l'acidité. Mais, cette acidité est localisée (Walter 1963 ; Petit 1980 ; Hutson 1980; Jochimsen 1996) et notre échantillonnage aléatoire n'est pas concerné par ce facteur distinctif.

Trois facteurs abiotiques, provenant de trois forces motrices, vont agir sur la dynamique biologique de la pédogénèse. Le premier est une granulométrie plus grossière provenant d'une érosion insuffisante de la roche extraite des profondeurs. Le deuxième est le résultat de la combustion et le troisième provient du lavage des schistes.

Ce nouveau sol complète alors la rupture paysagère par une rupture pédologique. Cette rupture, bien caractérisée pour la flore, la faune et la fonge, s'observe également dans la faune du sol.

La vie débute sur les terrils avant la formation d'un sol, mais contrairement à une idée reçue, la végétalisation n'est pas nécessaire au développement de cette vie. L'installation de la vie dans ce lithosol est intense (Lehmitz et al. 2011; Hohberg et al. 2011) pour peu qu'il n'ait pas subi un traitement chimique ou qu'on l'ait laissé évoluer naturellement. Si trois actions biologiques successives sont reconnues pour compléter la formation d'un sol, la fragmentation de morceaux de plantes, l'humification de ces fragments et la minéralisation des résidus, nous pouvons ajouter en premier lieu une apparition de la vie dans le sol

déconnectée de la croissance végétale (Wanner et al. 1998). L'apport de la vie et la fragmentation de la litière sont effectués partiellement par la faune du sol (Wanner et Dunger 2002). Mais la faune locale ne peut s'installer et produire des populations pérennes dans les stations à schistes et grès nus ou au premier stade de végétalisation (Dunger 1991b). Aussi ces volumes de sols se retrouvent disponibles et proposent un espace de colonisation à des espèces rares de proximité (*Folsomides parvulus*, *Isotomodes productus*, *Xenylla tullbergi*) ou exotiques (*Pseudosinella* sp. nov., *Friesea* cf. *hanschini*). Dans le cas particulier des zones de combustion, il semblerait même qu'une prospection plus intensive devrait nous dévoiler d'autres espèces originales.

Afin de pouvoir cerner la structure initiale des communautés de collemboles en présence, il nous a fallu définir un certain nombre d'associations. L'interprétation synusiale sur analyse factorielle a permis la fixation d'un cadre de référence pour les sols naturels du bassin minier. Cinq associations naturelles ont été définies en fonction des espèces représentatives : une association de milieux boisés, le *Frieseo truncata Folsomietum quadrioculatae*, deux associations de milieux prairial et bocager, les *Isotomo Lepidocyrtetum lanuginosae* et *Isotomo Sphaerietum pumilis*, et une association d'un milieu perturbé par l'agriculture, le *Isotomo Lepidocyrtetum cyanei*.

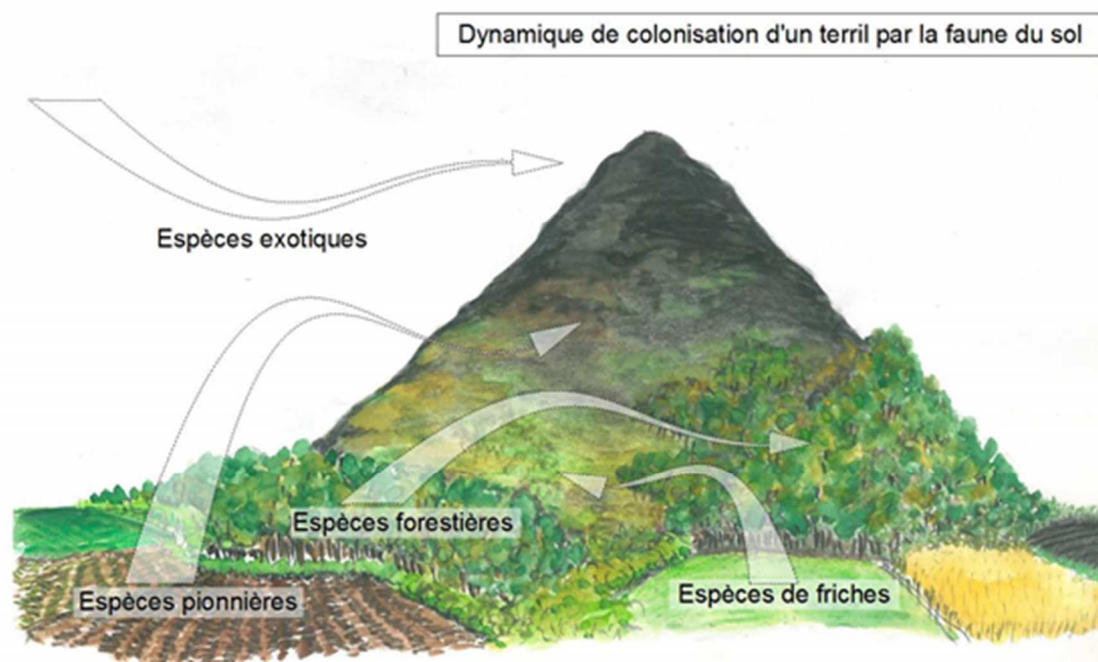


Figure 88 : Schématisation de la colonisation d'un terril par la faune du sol. B. Detervid©

Sur les terrils, trois communautés distinctes ont été diagnostiquées, en lien avec le paysage qui compose la station. Lorsque ces communautés sont ségréguées en fonction de trois stades de végétation, à savoir sol nu, végétation basse et buisson, l'ensemble des communautés décelées sur les terrils se distingue des communautés de milieux environnants. Toutefois, les espèces qui colonisent le terril proviennent, en grande majorité, de l'environnement proche.

Cependant, trois espèces rencontrées sur les terrils, parfois en abondance, n'appartiennent pas à la faune régionale : *Pseudosinella* sp., *Friesea* cf. *handschini* et *Heteromurus major*. Des espèces sont des héli-édaphiques avec un pouvoir de dispersion limité ; seuls les sols de terrils nus ou en début de colonisation végétale sont concernés par ces trois taxons nouveaux. Leur présence est donc liée aux conditions extrêmes du terril peu propices à la faune régionale. Pour ces espèces, le terril correspond à des îlots biogéographiques. Le modèle que nous observons avec la colonisation de la faune du sol répond à l'opinion défendue par les tenants de la « niche assembly perspective », à savoir qu'on peut évoquer la notion d'influence de l'habitat comme condition de présence pour les espèces. Toutefois, la présence serait moins liée à une niche écologique qu'à l'absence de la niche de ses concurrents (P. Julve, communication pers.). L'application du modèle de la « dispersal assembly perspective » ne doit donc pas être rejetée et la synthèse de la théorie des niches donne un schéma qui peut s'appliquer à nos observations.

Nous sommes donc en mesure de définir de nouvelles combinaisons d'espèces distinctes de celles que l'on retrouve dans le bassin minier hors des terrils, avec une association de sol nu, le *Pseudosinello Metaphoruretum affinis*, une association végétation en friche avec *Isotomo Folsomidetum parvuli*, et une association de milieux boisés analogue à celle de l'environnement : *Frieseo truncatae Folsomietum quadrioculatae*

Toutefois, lorsque le stade de la série végétative se stabilise à un stade plus pérenne avec l'installation d'un climax, la communauté originale est remplacée peu à peu par la communauté locale, avec quelques populations relictuelles des premiers collemboles colonisateurs : les espèces du groupe des pionniers bipolaires sensu Dunger et Voigtländer (2009). On peut envisager l'évocation d'une notion de gradient de conformité à l'environnement périphérique. Toutefois, la présence détectée de *Folsomides parvulus* dans une zone boisée nous a permis de confirmer la présence d'un cavalier résiduel au sein d'une friche boisée en périphérie d'un lotissement. On peut évoquer la notion de « mémoire » des sols avec les observations de l'association de collemboles de zones boisées sur des pelouses ou des stations nues provenant de défrichages d'ancien boisements. Il serait d'ailleurs intéressant de tester notre hypothèse sur les 68 sites de terrils et cavaliers disparus pour évaluer cette hypothèse.

Les mécanismes à l'origine de cette limitation à la colonisation qui s'estompe avec la stabilisation et l'uniformisation du paysage ne sont pas bien compris. En observant plus particulièrement la granulométrie en fonction du couvert végétal, nous avons détecté l'éventualité d'un lien entre une forme de sénescence de ce couvert et une granulométrie moins grossière. Plusieurs hypothèses sont à émettre pour expliquer cette différence de texture entre les sols nus et les sols recouverts d'une végétation :

Hypothèse 1 : Les sols recouverts de végétation s'érodent plus vite sous l'effet du tissu racinaire

Hypothèse 2 : les sols nus sont des sols non protégés du ruissellement et du vent, et les argiles, particules les plus fines sont emportées en profondeur par la pluie ou emportées par le vent.

Hypothèse 3 : Les amas de schistes nus ne sont pas stables et ce sont les particules les plus grosses qui recouvrent le substrat par ruissellement en surface. Cette hypothèse peut être remise en question avec nos observations dans les sacs de litière de poussières mobiles en surface.

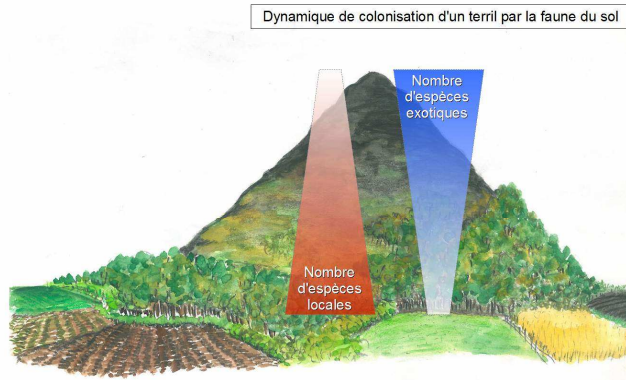


Figure 89 : gradient de l'originalité des communautés sur un terril

Enfin, nous pouvons établir une réflexion sur la notion d'espèce invasive en analysant les conditions d'installation d'une espèce exotique sur un biotope nouveau. Il est intéressant d'observer la pullulation d'espèces exotiques sur des milieux artificiels très distincts de l'environnement, conformément aux observations sur d'autres terrils (Lawrence et Khaloyan 1977; Moore et Luxton 1986) mais lorsque la différence s'estompe avec la renaturation spontanée du milieu, ce

sont les espèces régionales qui reprennent possession du territoire. Si l'espèce exotique s'acclimate et se maintient sur un espace délimité, elle prend le statut d'espèce rare. Si cette espèce s'acclimate et colonise des biotopes périphériques en éliminant les espèces autochtones, elle prend le statut d'espèce invasive. Pour les espèces régionales, c'est la répartition des individus au sein des espèces présentes qui ne suivent pas les mêmes proportions, certaines espèces rares dans l'environnement pouvant devenir abondantes sur les terrils. Les terrils présentent une opportunité pour ces espèces. Nous pouvons donc affirmer que nous sommes dans la même métacommunauté mais que les facteurs de limitation des communautés sur les terrils sont différents, favorisant d'une part le développement d'espèces rares dans l'environnement, et d'autre part permettant l'installation d'espèces exotiques. Le terril offre un refuge à des espèces qui ne peuvent développer leurs populations dans d'autres biotopes locaux. Cette capacité de développement démographique local d'une population considérée comme rare sensu Magguran (2003) est en adéquation avec la notion de ressource : avec la rupture pédologique présentée par le sol du terril en friche, il y a bien la marque de l'apparition d'une nouvelle niche écologique potentielle sensu Hutchinson (1956). Nous n'avons échantillonné que très partiellement douze terrils alors qu'il en existe encore 271 sur les 340 répertoriés. 229 terrils sont exploités pour la récupération des granulats et sont en cours de disparition en l'absence d'une politique de préservation. Les études que nous avons effectuées sur les terrils sont incomplètes, nous pouvons les considérer comme des opérations de prospection. Elles ont fourni matière à de nombreuses questions, notamment en initiant deux axes, un sur l'installation de la vie sur un substrat à priori stérile, l'autre sur la capacité d'accueil d'espèces exotiques. Chaque terril pourrait faire l'objet d'une thèse en écologie, tant les phénomènes

géochimiques et biotiques sont abondants sur ces structures, avec des phénomènes d'évolution observable à l'échelle de temps humaine ; il est d'ailleurs étonnant que peu de sujets de recherche soient liés à ces ateliers facilement accessibles. Les communautés de l'ensemble des stations en combustion devraient être systématiquement inventoriées. D'autres taxons devraient faire l'objet de recensement, entre autres les acariens des stations sèches ou encore les myriapodes du Genre *Polyxenus* des stations en friche. Des Annelides ont aussi été retrouvés dans des sites sans sol apparent, comme au sommet du terril T108. Le rapport entre les collemboles et les champignons et les lichens pourraient faire l'objet d'une étude intéressante, notamment dans les milieux les plus inhospitaliers des terrils comme les zones de combustions ou très alcalins.

Avec les dégâts de l'agriculture productiviste au défi des services écosystémiques, ce sont les résidus de l'industrie qui offrent une nouvelle opportunité pour que la vie puisse reprendre dans le respect des chronoséquences naturelles.

Enfin il nous faut envisager une modélisation de l'évolution du terril pour conseiller les aménageurs sur la gestion à mettre en place pour conserver le caractère original du terril dans son environnement.

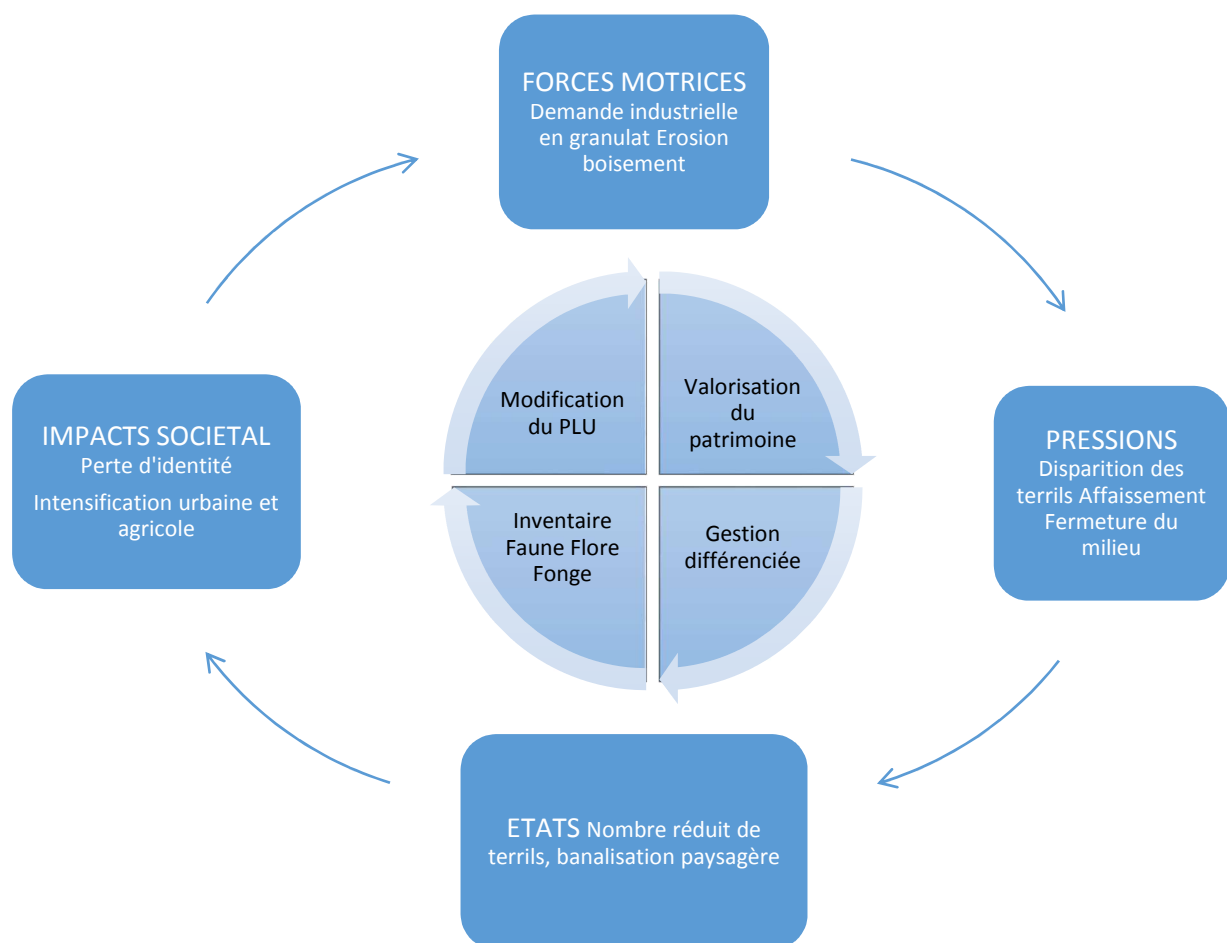


Figure 90 : Schéma DPSIR de la dégradation des terrils

Le Plan local d'urbanisme (PLU) est le document de prospective communal opposable aux tiers pour la planification de l'aménagement. C'est le document qui permet la construction et la planification des projets. Il est le dérivé à l'échelle locale du Schéma de Cohérence Territorial (SCOT) et remplace le Plan d'Occupation des Sols (POS). Il est assez fréquent que la politique de croissance d'une commune nécessite l'urbanisation d'une zone naturelle d'intérêt écologique ou agricole, requalifiant en constructible un site si les prescriptions le permettent (Castel 2010). La nomenclature du PLU prévoit la requalification de zones naturelles d'intérêt écologique « NE » en zones urbaines « AUD » mais non l'inverse. En effet, la requalification d'une zone urbaine abandonnée en zone naturelle n'est quasiment jamais pratiquée. Les seuls cas connus concernent la requalification de friches industrielles périphériques en bord de rivière dans le nord de la France (LMCU 2013) et en île de France. Il est communément admis dans les consciences des maîtres d'ouvrage qu'un site qui a subi l'industrialisation ne puisse être requalifié en zone naturelle. Le terril est peut-être l'un des cas rarissimes de conversion de sites industriels en sites naturels (Lemoine 2007 ; Environnement Conseil 2012), et cela, certainement à cause de l'impossible constructibilité du substrat meuble qui le constitue. Une quarantaine de terrils est inscrit à l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), par exemple, le terril n°37 de Verquin, ou les terrils n°157 et 158 d'Haveluy. Quelques-uns ont été classés en Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope (APPB) comme le terril de Pinchonvalles à Avion et font l'objet d'un suivi régulier (Delplanque et al. 2010). Toutefois, les terrils sont des sites artificiels voués à la balaisation si il n'y a pas de gestion. Le terril appartient à la liste des milieux dont l'intérêt patrimonial est lié à l'intervention de l'homme, comme les marécages, les tourbières et les prairies calcaires. La requalification au PLU des terrils que l'on souhaite préserver doit être accompagnée d'une liste de prescriptions destinées à maintenir l'ensemble des strates végétales, et les plus instables en particulier.

Il existe aussi d'autres terrils que ceux issus de l'exploitation du charbon (cf encart 1 p. 18). Des études similaires à la nôtre pour comprendre l'interaction de ces terrils avec l'environnement naturel peuvent être un point initial à la compréhension de l'évolution de ces sols artificiels.

On ne peut pas négliger le passé et l'homme s'est imposé au centre des écosystèmes. L'industrie est une contrainte devenue nécessaire au maintien du confort de nos sociétés. Les terrils représentent les traces les plus importantes d'un passé industriel énergivore révolu, et dans la plupart des situations de par le monde, résorber un terril a été le meilleur moyen d'effacer ce passé. Mais effacer les traces d'un passé ne correspond pas à effacer le passé lui-même. Il suffit d'un *Folsomides parvulus* pour retrouver la trace d'un outil industriel comme un ancien ballast de cavalier abandonné enfoui sous un boisement. Lorsqu'on offre au temps le moyen de s'accoutumer aux marques du passé, sans intervenir plus que nécessaire, la biocénose restaure une virginité au milieu délaissé. Les forêts des terrils abandonnés de la

Région Nord-Pas de Calais présentent des espèces sténoèces forestiers contrairement aux sites où de malheureuses tentatives de banalisation forcée ont donné des résultats artificiels pour la faune du sol. Devenus les rares sanctuaires pour un grand nombre d'espèces évincées de leur milieu d'origine, les terrils méritent une préservation au titre du patrimoine de la nature en complément du patrimoine mondiale de l'humanité de l'UNESCO. La nature reprend ses droits dans une région où, de la première révolution de la société de production, nous passons à la troisième révolution industrielle.

Bibliographie

- Abourouh, M. 1992. « Essai de mycorhization en pépinière par les spores de *Pisolithus tinctorius*. » *Annales de la recherche forestière au Maroc* 26 (1): 127-38.
- Aerts, R. 1997. « Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystem : a triangular relationship ». *Oikos* 79: 439-49.
- Afes. 2008. *Référentiel pédologique*. Quae. Savoir Faire.
- AFNOR. 2003. « NF X31-107. Qualité du sol - Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol ».
- Alvarez, I., et J. M. Trappe. 1983. « Effects of application rate and cold soaking pretreatment of *Pisolithus* spores on effectiveness as nursery inoculum on western conifers ». *Canadian Journal of Forest Research* 13 (3): 533-37. doi:10.1139/x83-078.
- Anonyme. 2005. « Que signifie le terme de "terril" ». *projet Babel*.
<http://projetbabel.org/forum/viewtopic.php?p=2119#2119>.
- Arpin, P., J.-F. Ponge, B. Dabin, et A. Mori. 1984. « Utilisation des nématodes Mononchida et des Collembolés pour caractériser des phénomènes pédobiologiques ». *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 21 (2): 243-68.
- Arthus-Bertrand, Y., Ph.-J. Dubois, V. Guidoux, I. Delannoy, et S. Bataille. 2003. *L'avenir de la Terre : Le développement durable raconté aux enfants*. Paris: La Martinière.
- Ash, H. J., R. P. Gemmell, et A. D. Bradshaw. 1994. « The Introduction of Native Plant Species on Industrial Waste Heaps: A Test of Immigration and Other Factors Affecting Primary Succession ». *Journal of Applied Ecology* 31 (1): 74-84. doi:10.2307/2404600.
- Attaie Bourhan, M. 1970. « studies in the composition of argillaceous sediments. I. The clay mineral composition of some namurian sediment of France, Belgium and Germany. » Thesis doct. philos., Southampton.
- Bachelier, G. 1963. *La vie animale dans les sols*. les cahiers de l'ORSTOM. Paris: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer.
- Baguette, M., et Ch. Devahif. 1988. « Les Carabidae (Coleoptera) du terriil du Grand Trait (Frameries) ». *Bull. et Ann. Soc. roy. Entom* 124: 287-90.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor, et S.N. Stuart. 2004. « IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment ». Gland, Switzerland et Cambridge, UK: IUCN.
- Baize, D., et B. Jabiol. 1995. *Guide pour la description des sols*. Editions Quae.
- Barbier, Y., P. Rasmont, et R. Wahis. 1990. « Aperçu de la faune des hyménoptères vespiformes de deux terrils du Hainaut occidental (Belgique) ». *Notes faunistiques de Gembloux* 21: 23-38.
- Bardgett, R. D. 2005. *The biology of soil. A community and ecosystem approach*. Oxford University Press. New York.

- Bärlocher, F. 2005. « Leaf Mass Loss Estimated by Litter Bag Technique ». In *Methods to Study Litter Decomposition*, édité par M. A. S. Graça, F. Bärlocher, et M. O. Gessner, 37-42. Springer Netherlands. http://link.springer.com/chapter/10.1007/1-4020-3466-0_6.
- Barnosky, A., N. Matzke, S. Tomiya, G. Wogan, B. Swartz, T. Quental, Ch. Marshall, et al. 2011. « Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived? » *Nature* 471 (7336): 51-57. doi:10.1038/nature09678.
- Bauchhenß, J. 1988. « Die Bodenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen ». In *Bodenökologie: Laufener Ökologie-Symposium 6.-7. Mai 1986 Laufen an der Salzach*, 18-28. Laufen/Salzach: Bayerische Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspf.
- BBC. 1966. « 1966: Coal tip buries children in Aberfan ». *BBC*, sect. 21. http://news.bbc.co.uk/onthisday/hi/dates/stories/october/21/newsid_2705000/2705335.stm.
- Berg, M. P., M. Stoffer, et H. H. Van den Heuvel. 2004. « Feeding guilds in Collembola based on digestive enzymes ». *Pedobiologia* 48: 589-601. doi:10.1016/j.pedobi.2004.07.006.
- Birkeland, P. W. 1984. *Soils and Geomorphology*.
- Bispo, A., D. Cluzeau, R. Creamer, M. Dombos, U. Graefe, P. H. Krogh, J. P. Sousa, et al. 2009. « Indicators for Monitoring Soil Biodiversity ». *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (4): 717-19. doi:10.1897/IEAM_2009-064.1.
- Bitsch, C., et J. Bitsch. 1998. « Internal anatomy and phylogenetic relationships among apterygote insect clades (Hexapoda) ». *Annales de la Société Entomologique de France* 34: 339-63.
- . 2000. « The phylogenetic interrelationships of the higher taxa of apterygote hexapods ». *Zoologica Scripta* 29: 131-56.
- . 2004. « Phylogenetic relationships of basal hexapods among the mandibulate arthropods: a cladistics analysis based on comparative morphological characters ». *Zoologica Scripta* 33 (6): 511-50.
- Bitsch, J. 2001. « The hexapod appendage: Basic structure, development and origin ». *Annales de la Société Entomologique de France* 37: 175-93.
- Boca, F. 1997. « Etude typologique de l'habitat du Léopard des murailles *Podarcis muralis* et de sa répartition sur les terrils de l'ouest du bassin minier du Nord-Pas de Calais ».
- Bon, M., et Ch. Delzenne-Van Haluwyn. 1971. « Macromycètes des terrils de charbonnage du Nord de la France. I. Gasteromycètes ». *Documents mycologiques*, n° 1: 47-54.
- Bon, M., et Ch. Van Haluwyn. 1981. « Macromycètes des terrils de charbonnage du Nord de la France. 2ème note Boletales-Russulales. » *Documents mycologiques* XI (44): 28-50.
- . 1982. « Macromycètes des terrils de charbonnage du Nord de la France 3ème partie ». *Documents mycologiques* XII (46): 33-52.
- . 1983a. « Macromycètes des terrils de charbonnage du Nord de la France 4ème note ». *Documents mycologiques* XIII (49): 42-55.

- . 1983b. « Macromycètes des terrils de charbonnage du Nord de la France 5ème partie ». *Documents mycologiques* XIII (50): 29-41.
- Boulanger, C.. 2009. « Etude de la biodiversité des macroinvertébrés des mares ». Rapport de stage L3. Laboratoire Environnement & Santé: ISA-FLST.
- Bourguignon, C., et L. Bourguignon. 2008. *Le sol, la terre et les champs: pour retrouver une agriculture saine*. Sang de la Terre.
- Brady, N. C., et R. R. Weil. 1996. « The Nature and Properties of Soils. », n° Ed. 11: xi + 740 pp.
- Braun-Blanquet, J. 1932. *Plant sociology. The study of plant communities. First ed.* New York: McGraw-Hill book company.
- Bretfeld, G. 1999. *Synopses on Palaearctic Collembola: Symphypleona*. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz.
- Brewer, R. 1954. « Soil parent material ». *The Australian journal of science* 134 (8).
- Briand, G., G. Lemoine, S. Belland, J. Mensah, et B. Huttner. 2007. « Guide pour l'ouverture au public d'un terril : Quelles démarches, comment aménager et gérer ? » Oignies: Mission Bassin Minier.
- Brosseau, O. 2015. « La biodiversité s'explique ». *MDDE*.
- Bruce, L., Di McCracken, G. Foster, et M. Aitken. 1999. « The effects of sewage sludge on grassland euedaphic and hemiedaphic collembolan populations ». *Pedobiologia* 43: 209-20.
- Burkhardt, U., D. Russell, P. Decker, H. Höfer, J. Römbke, C. Trog, J. Vorwald, E. Wurst, et W. E. Xylander. 2014. « The Edaphobase project of GBIF-Germany - A new online soil-organism zoological data warehouse. » *Applied Soil Ecology* 83: 3-12.
- Caron, J.F. 1986. « Etude de l'avifaune nicheuse du terril de Pichonvalles à Avion (62) ; Intérêt faunistique et floristique ». *Le Héron* 19 (3): 7-32.
- Cassagnau, P. 1986. « Les écomorphoses de Collemboles : 1. Déviation de la morphogénèse et perturbations histophysiologiques ». *Annales de la Société Entomologique de France* 22 (1): 7-33.
- . 1990. « Les Collemboles neanurinae de l'Himalaya : I. genres Synameria, Singalimeria et Stenomeria ». *Annales de la Société entomologique de France* 26 (1): 19-32.
- . 1996. « Collemboles paleonurini primitifs d'Afrique et de Madagascar. » *Annales de la Société Entomologique de France* 32 (2): 121-61.
- Castel, J.-C. 2010. « Ville dense, ville diffuse. Les deux faces de l'urbanisation ». *Etudes Foncières* 147: 14-20.
- Chabrol, L., et S. Des michel. 2000. « Contribution à la connaissance des entomocénoses des landes sèches dans l'ouest de la Haute-Vienne : cas des Coléoptères Carabidae ». *Matériaux Entomocénologiques*, n° 5: 63-70.

- Chabrol, L., E. Guilloux, L. Moreau, Y. Reyjol, et D.-P. Petit. 1998. « Restauration d'un pâturage extensif sur une lande sèche : suivi des Coléoptères coprophages ». *Matériaux Entomocénétiques*, n° 3: 5-15.
- Chave, J., G. Egbert, et Jr. Leigh. 2002. « A Spatially Explicit Neutral Model of b-Diversity in Tropical Forests ». *Theoretical Population Biology* 62: 153-68. doi:10.1006/tpbi.2002.1597.
- Chen, B., R. J. Snider, et R. M. Snider. 1995. « Food preference and effects of food type on the life history of some soil collembola ». *Pedobiologia* 39: 496-505.
- Chenu, C., et A. Bruand. 1998. « Constituants et organisation du sol ». In *Sol : Interface fragile*, INRA Editions, 3-17. Mieux Comprendre. Paris, France. <http://prodinra.inra.fr/record/138597>.
- Chernova, N. M., M. B. Potapov, Yu Yu Savenkova, et A. I. Bokova. 2010. « Ecological Significance of Parthenogenesis in Collembola ». *Entomological Review* 90 (1): 23-38. doi:10.1134/S0013873810010033.
- Chesworth, W. 1992. « Weathering Systems. » In *Weathering : Soils and Paleosols*, Elsevier, 19-40. Martini I.P. Chesworth W.
- Chiverton, P. A., et N. W. Sotherton. 1991. « The Effects of Beneficial Arthropods of the Exclusion of Herbicides from Cereal Crop Edges ». *Journal of Applied Ecology* 28 (3): 1027-39. doi:10.2307/2404223.
- Clarke, K. R. 1993. « Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure ». *Australian Journal of Ecology* 18 (1): 117-43.
- Cohez, V., et B. Derolez. 2007. « Pré-diagnostic écologique des terrils. version 1.2 Chaîne des terrils. » Loos-en-Gohelle.
- Coineau, Y. 1974. *Introduction à l'étude des microarthropodes du sol et de ses annexes...* Documents pour l'enseignement pratique de l'écologie. Paris: Doin.
- Coleman, D., et W. Whitman. 2005. « Linking species richness, biodiversity and ecosystem function in soil systems ». *Pedobiologia* 49 (6): 479-97. doi:10.1016/j.pedobi.2005.05.006.
- Cortet, J. 1999. *Les microarthropodes du sol et la décomposition de la matière organique, bioindicateurs de la gestion des sols agricoles en zones de grandes cultures.*
- Cortet, J., D. Gillon, R. Joffre, J.-M. Ourcival, et N. Poinso-Balaguer. 2002. « Effects of pesticides on organic matter recycling and microarthropods in a maize field: use and discussion of the litterbag methodology ». *European Journal of Soil Biology* 38 (3-4): 261-65. doi:10.1016/S1164-5563(02)01156-1.
- Cortet, J., et N. Poinso. 2000. « Impact de produits phytopharmaceutiques sur les microarthropodes du sol en culture de maïs irrigué: approche fonctionnelle par la méthode des sacs de litière ». *Canadian Journal of Soil Science* 80 (2): 237-49. doi:10.4141/S99-055.
- Cortet, J., D. Ronce, N. Poinso-Balaguer, Ch. Beaufreton, A. Chabert, Ph. Viaux, et J. Paulo Cancela de Fonseca. 2002. « Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems ». *European Journal of Soil Biology* 38 (3-4): 239-44. doi:10.1016/S1164-5563(02)01152-4.

- Corvol, A. 2004. *Les forêts d'occident du moyen âge à nos jours: actes des XXIVes Journées internationales d'histoire de l'Abbaye de Flaran, 6, 7, 8 septembre 2002*. Presses Univ. du Mirail.
- Cotgreave, P., et P. H. Harvey. 1994. « Evenness of Abundance in Bird Communities ». *The Journal of Animal Ecology* 63 (2): 365-74. doi:10.2307/5554.
- Coûteaux, M.-M., P. Bottner, et Bj. Berg. 1995. « Litter decomposition, climate and litter quality ». *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 63-66. doi:10.1016/S0169-5347(00)88978-8.
- CPIE, Chaîne des terrils, et Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais. 2008. « Schéma de développement patrimonial : les terrils du Nord Pas de Calais ».
- Crouau, Y., et E. Pinelli. 2008. « Comparative Ecotoxicity of Three Polluted Industrial Soils for the Collembole *Folsomia Candida* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71 (3): 643-49. doi:10.1016/j.ecoenv.2008.01.017.
- Culliney, T. W. 2013. « Role of Arthropods in Maintaining Soil Fertility ». *Agriculture* 3 (4): 629-59. doi:10.3390/agriculture3040629.
- Dányi, L., G. Traser, et I. J. Kaprus. 2010. « Redescription of *Friesea handschini* Kseneman, 1938 (Collembola, Neanuridae) with notes on intraspecific variability of the species ». *Zootaxa* 2620: 45-55.
- Davis, B. N. K. 163apr. J.-C. « A study of micro-arthropod communities in mineral soils near Corby, Northants. » *Journal of Animal Ecology*, n° 32: 49-71.
- Debehault, C. 1968. « La combustion des terrils de charbonnage ». *Mem. Lic. Sci. geogr. ULB*.
- De Cáceres M., P. Legendre, S. K. Wiser, et L. Brotons. 2012. « Using Species Combinations in Indicator Value Analyses ». *Methods in Ecology and Evolution* 3 (6): 973-82. doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x.
- Defaut, B. 1994. *Les synusies orthoptériques en région paléartique occidentale*. Association des Naturalistes de l'Ariège.
- Defaut, B.. 1987. « Recherches cénotiques et bioclimatiques sur les orthoptères en région ouest paléarctique ». Toulouse: [s.n].
- Deharveng, L. 1996. « Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France) ». *Conservation Biology* 10 (1): 74-84.
- Delattre, Ch., E. Mériaux, M. Waterlot, et R. Marlière. 1973. *Région du nord : flandres, artois, boulonnais, picardie, bassin de mons*. Guides Géologiques Régionaux. Masson.
- Delhaye, E., G. Lemoine, F. Rivet, C. Grandjacques, et A. Top. 2011. « Le parc Péru : d'un espace pollué voué à la destruction, à la reconnaissance partagée d'un patrimoine naturel d'exception ». Journées techniques nationales « Reconversion des friches urbaines polluées ». Paris: ADEME.
- Delplanque, S., Th. Cornier, C. Farvacques, F. Duhamel, et J.-M. Valet. 2010. « Complément d'inventaire floristique des espèces d'intérêt patrimonial et orientations de gestion du terril

de Pinchonvalles et des prairies adjacentes ». Centre Régional de Phytosociologie /Conservatoire Botanique National de Bailleul.

- Delwaulle, J.C., D. Diangana, et J. Garbaye. 1987. « Augmentation de la production du Pin des Caraïbes dans la région côtière du Congo par introduction du champignon ectomycorhizien *Pisolithus tinctorius* ». *Revue Forestière Française*, n° 5: 409. doi:10.4267/2042/25812.
- Demuynck, S., C. Pernin, F. Grumiaux, et A. Leprêtre. 2014. « Intérêt du mode de gestion pour les communautés faunistiques du sol ». présenté à Gestion et requalification durable des sites et sols pollués: Expériences en Nord - Pas de Calais, Cité Scientifique, Villeneuve d'Ascq. http://www.lgcge.fr/attachments/article/74/I_6%20S.%20Demuynck.pdf.
- Derolez, B., V. Cohez, P. Cannesson, et F. Kowalski. 2006. « Pré-diagnostic des terrils. version 1.2 ».
- Derume, M., P. Hauteclair, et C. Bauffe. 2007. « Inventaire et comparaison de la faune des Coccinelles (Coleoptera - Coccinellidae) de terrils des bassins miniers wallons liégeois et hennuyer (belgique) ». *Nat. Mosana* 60 (2): 33-56.
- Devigne, C., et J.-C. De Biseau. 2014. « Urban ecology: comparison of the effectiveness of five traps commonly used to study the biodiversity of flying insects ». *Biodiversity Journal*, 5 (2): 165–174.
- Diaz, G., et M. Honrubia. 2011. « New report of the mycorrhizal association between *Pisolithus tinctorius* (Sclerodermataceae, Basidiomycota) and *Quercus coccifera* (Fagaceae, Angiospermae) ». *Cryptogamie Mycology* 32 (1): 95-102.
- Digby, P. G. N., et R. A. Kempton. 1987. « Ecological Data ». In *Multivariate Analysis of Ecological Communities*, 1-26. Population and Community Biology 5. Springer Netherlands. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-3135-0_1.
- Dixon, R. K., G. M. Wright, H. E. Garrett, G. S. Cox, P. S. Johnson, et I. L. Sander. 1981. « Container- and nursery-grown black oak seedlings inoculated with *Pisolithustinctorius*: growth and ectomycorrhizal development during seedling production period ». *Canadian Journal of Forest Research* 11 (3): 487-91. doi:10.1139/x81-066.
- Dollé, P. 1985. « L'histoire de la géologie et de son évolution dans le Bassin Houiller du Nord-Pas de Calais, de son origine à 1960 ». *Travaux du Comité français d'histoire de la géologie (COFRHIGEO)*, n° 4: 41-73.
- Doran, J. W. 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment: Proceedings of a Symposium Sponsored by Divisions S-3, S-6, and S-2 of the Soil Science Society of America, Division A-5 of the American Society of Agronomy, and the North Central Region Committee on Soil Organic Matter (NCR-59) in Minneapolis, MN, 4-5 November 1992*. SSSA.
- Dormoy, E. 1867. *Topographie souterraine du bassin houiller de Valenciennes*. Imprimerie Impériale. Paris. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Topographie_souterraine_du_bassin_houiller_de_Valenciennes,_%C3%89mile_Dormoy,_1867.pdf.
- Dray, S., et D. Chessel. 2008. « L'ordination des tableaux écologiques ». ter2. Fiche TD avec le logiciel R. Lyon, France: Univ-lyon1.

- Dray, S., et A.-B. Dufour. 2007. « The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists ». *Journal of Statistical Software* 22 (4): 1-20.
- Dray, S., A.-B. Dufour, et D. Chessel. 2007. « The ade4 package-II: Two-table and K-table methods ». *R News* 7 (2): 47-52.
- Dray, S., A.-B. Dufour, et J. Thioulouse. 2004. « The ade4 package-I- One-table methods ». *R News* 4: 5-10.
- Drelon, V., et Ph. Andrzejewski. 2008. « Les terrils, montagnes du plat pays ». *Fenêtre sur la mine*. <http://mineur62.free.fr/Histoire/texte/terrilsintro.html>.
- Dufrêne, M., et P. Anrys. 1988. « Les Carabides Du Centre de Recherches Biologiques d'Harchies et Du Marais d'Hensies (Carabidae, Coleoptera). » *Bulletin et Annales de La Société Royale Belge d'Entomologie* 124: 20-28.
- Dufrêne, M., P. Anrys, Y. Barbier, et P. Rasmont. 1990. « Comparaison de taxocénoses de Carabides de terrils et de milieux semi-naturels ». *Notes faunistiques de Gembloux* 21: 59-66.
- Duhamel, F., F. Hendoux, et V. Boulet. 2005. « Terrils et friches industrielles ». In *Plantes protégées et menacées de la région Nord Pas de Calais*, 395-402. Bailleul: Centre Régional de Phytosociologie.
- Dumont, G., et V. Debrabant. 2010. *Les trois âges de la mine dans le Nord – Pas-de-Calais*.
- Dunger, W. 1964. *Tiere im Boden. Die Neue Brehm- Bücherei*. Vol. 327. Wittenberg,.
- . 1991a. « Arthropods in primary succession ». In *Proceeding of the 4th ECE/XIII. SIEEC*, 696-702. Gödölo: Zombori L. & L. Peregovits.
- . 1991b. « Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen ». *Zool. Jahrbuch* 118: 423-47.
- Dunger, W., et B. Schlitt. 2011. *Synopses on Palaearctic Collembola - Onychiuroidea. Tullbergiidae*. Senckenberg, Museum of Natural History.
- Dunger, W., H.-J. Schulz, et B. Zimdars. 2002. « Colonization behaviour of Collembola under different conditions of dispersal. » *Pedobiologia*, Proceedings of the Xth international Colloquium on Apterygota, České Budějovice 2000: Apterygota at the Beginning of the Third Millennium, 46 (3-4): 316-27. doi:10.1078/0031-4056-00139.
- Dunger, W., et K. Voigtländer. 1990. « Succession of Myriapoda in Primary Colonization of Reclaimed Land ». In *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*, A. Minelli, 219-27. Leiden: BRILL.
- . 2005. « Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites ». *Geoderma*, Disturbed landscapes: Development of ecosystems, 129 (1-2): 32-44. doi:10.1016/j.geoderma.2004.12.028.
- . 2009. « Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany - a review ». *Soil organisms* 81 (1): 1-51.

- Dunger, W., M. Wanner, H. Hauser, K. Hohberg, H. -J. Schulz, T. Schwalbe, B. Seifert, et al. 2001. « Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation¹ ». *Pedobiologia* 45 (3): 243-71. doi:10.1078/0031-4056-00083.
- Dupraz, P., et M.I Pech. 2007. « Effets des mesures agri-environnementales ». *INRA Sciences Sociales*, n° 2-3: 1-5.
- Egbert, Jr., J. Rosindell, et R. Etienne. 2010. « Unified neutral theory of biodiversity and biogeography ». *Scholarpedia* 5 (11): 8822. doi:10.4249/scholarpedia.8822.
- Environnement Conseil. 2012. « Ville de Loos-en-Gohelle, Projet d'Aménagement et de Développement Durables ».
- Etienne, R. S. 2007. « A Neutral Sampling Formula for Multiple Samples and an "Exact" Test of Neutrality ». *Ecology Letters* 10 (7): 608-18. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01052.x.
- Falconer, J., J. W. Wright, et H. W. Beall. 1933. « The Decomposition of Certain Types of Forest Litter Under Field Conditions ». *American Journal of Botany* 20 (3): 196-203. doi:10.2307/2436065.
- FAO. 2013. « Journée mondiale des sols et Année internationale des sols ». Résolution adoptée par l'Assemblée générale le 20 décembre 2013 A /RES/68/232. Organisation des Nations Unies.
- Fauth, J. E., J. Bernardo, M. Camara, W. J. Resetarits Jr., J. Van Buskirk, et S. A. McCollum. 1996. « Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach ». *The American Naturalist* 147 (2): 282-86.
- Feydel, S., et D. Delestrac. 2015. « Nature, le nouvel eldorado de la finance ». *ARTE Info*. <http://info.arte.tv/fr/nature-le-nouvel-eldorado-de-la-finance>.
- Fließbach, A., H.-R. Oberholzer, L. Gunst, et P. Mäder. 2007. « Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1-4): 273-84. doi:10.1016/j.agee.2006.05.022.
- Fossier, R. 1964. « Les défrichements dans la France du Nord au moyen-âge ». *Revue Forestière Française*, n° 8/9: 629-39.
- Fouché, P. 1959. *Traite de prononciation française. (2. ed.)*. Klincksieck.
- Fox, J. 2005. « The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R ». *Journal of Statistical Software* 14 (9): 1-42.
- François, E., J. Amsallem, et M. Deshayes. 2010. « L'intégration du principe de continuité écologique dans les schémas de cohérence territoriale (SCOT) - Analyse de 21 expériences de SCOT ». *Sciences, Eaux et Territoires*, Évaluation des politiques et des pratiques de gestion de la biodiversité, pour un dialogue renouvelé entre acteurs, 3: 110-15.
- Fressoz, J.-B. 2012. *L'Apocalypse joyeuse. Une histoire du risque technologique*. Le Seuil. L'Univers historique.
- Gardi, C., C. Menta, et V. Parisi. 2003. « Use of microarthropods as biological indicators of soil quality : the BSQ synthetic indicator ». *Options Méditerranéennes Série A* (50): 297-304.

- Garnier, E., et M.-L. Navas. 2013. *Diversité fonctionnelle des plantes*. Bruxelles: De Boeck.
http://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=166593.
- Gavériaux, J.-P. 1998. « Les champignons du terril Pinchonvalles (62210 - Avion) en liaison avec les grandes unités de végétation ». *Bulletin semestriel de la Société Mycologique du Nord* 64 (2): 31-42.
- . 2002. « Le Pisolithe et l'Astrée hygrométrique. Champignons des terrils ». *Spécial Champignons magazine* 32: 19.
- Gehu, J.-M. 1980. « La phytosociologie d'aujourd'hui. Methodes et orientations. » *Notizario Soc. Ital. Fitosociologia* 16: 1-16.
- Genin, B., Ch. Chauvin, et F. Ménard. 2003. *Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN*. Educagri Editions.
- Ghio, C. 1975. « Observation sur la végétation des terrils de charbonnages dans la région du Borinage ». *Les naturalistes belges* 56 (10): 350-425.
- Ghouzi, D. 1982. « The Case of the French Nord/Pas-de-Calais Coalfield ». *Minerals and the Environment* 4 (2-3): 67-74. doi:10.1007/BF02086776.
- Gillet, F. 2000. *La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique*. Documents du Laboratoire d'Ecologie végétale. Neuchâtel: Institut de Botanique, Université de Neuchâtel.
- Gillet, F., B. Foucault (de), et Ph. Julve. 1991. « Les fondements d'un nouveau paradigme phytosociologique ». *Candollea* 46: 301-40.
- Gillet, S., et J.-F. Ponge. 2003. « Changes in species assemblages and diets of Collembola along a gradient of metal pollution ». *Applied Soil Ecology* 22 (2): 127-38. doi:10.1016/S0929-1393(02)00134-8.
- Giroux, M., et P. Audesse. 2004. « Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme ». *agrosol* 15 (2): 107-10.
- Gisin, H. 1943. « Oekologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Excursionsgebiet Basel ». *Rev. Suisse Zool.* 50: 131-224.
- . 1960. *Collembolenfauna Europas*. Museum d'histoire naturelle. Genève, Suisse.
- Gobat, J.M., M. Aragno, et W. Matthey. 2003. *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols*. Collection Gérer l'environnement. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Godin, J. 2002. « Degré de rareté, évolution de la distribution et particularités de l'herpétofaune de la Région Nord-Pas-de-Calais ». *Bulletin de la Société Herpétologique de France* 104: 16-36.
- GON. 2015. « A la recherche du Criquet à ailes bleues ». <http://www.gon.fr/GON/spip.php?article550N>.

- Gordon, R. L. 1970. *The Evolution of energy policy in western Europe : the reluctant retreat from coal*. Greenwood Publishing Group. Preager: Harlow. <http://lol.univ-catholille.fr/fr/content/chamo160046>.
- Götzenberger, L., F. de Bello, K. A. Bråthen, J. Davison, A. Dubuis, A. Guisan, J. Lepš, et al. 2012. « Ecological Assembly Rules in Plant Communities—approaches, Patterns and Prospects ». *Biological Reviews* 87 (1): 111-27. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x.
- Gounot, M. 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson et Cie.
- Greenacre, M.J. 1984. *Theory and Applications of Correspondence Analysis*. London: Academic Press.
- Guinocet, M. 1973. *Phytosociologie*. Masson.
- Haas, F., D. Waloszek, et R. Hartenberger. 2003. « Devonohexapodus bocksbergensis, a new marine hexapod from the Lower Devonian Hunsrück Slates, and the origin of Atelocerata and Hexapoda ». *Organisms Diversity and Evolution* 3: 39-54.
- Hall, I. G. 1957. « The Ecology of Disused Pit Heaps in England ». *Journal of Ecology* 45 (3): 689-720. doi:10.2307/2256953.
- Hassall, M., S. Visser, et D. Parkinson. 1986. « Vertical migration of *Onychiurus subtenuis* (Collembola) in relation to rainfall and microbial activity ». *Pedobiologia* 29 (3): 175-82.
- Hättenschwiler, S. 2005. « Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition ». In *Forest Diversity and Function*, édité par M. Scherer-Lorenzen, Ch. Körner, et E.-D. Schulze, 149-64. Ecological Studies 176. Springer Berlin Heidelberg. http://link.springer.com/chapter/10.1007/3-540-26599-6_8.
- Hauteclair, P., M. Derume, et C. Bauffe. 2007. « A propos de la diversité entomologique de terrils liégeois et hennuyers. Bilan et analyse des inventaires réalisés en 2006. » *Les naturalistes belges* 88 (4): 32-52.
- Hawkins, B. A. 2001. « Ecology's Oldest Pattern? » *Trends in Ecology & Evolution* 16 (8): 470. doi:10.1016/S0169-5347(01)02197-8.
- Hélin, C. 2009. *Les paysages de la mine, un patrimoine contesté ?* Lewarde: Centre historique minier. <https://irhis.hypotheses.org/2118>.
- Hendrix, P. F., et R. Parmelee. 1985. « Decomposition, nutrient loss and microarthropod densities in herbicide-treated grass litter in a Georgia piedmont agroecosystem ». *Soil Biology and Biochemistry* 17 (4): 421-28. doi:10.1016/0038-0717(85)90003-3.
- Hérault, B., et V. Rossi. 2010. « méthodes d'ordination pour l'analyse des données écologiques ». présenté à Méthodes et modèles pour l'étude de la biodiversité, Kourou (France).
- Hohberg, K., M. Elmer, D. Russell, A. Christian, H.-J. Schulz, R. Lehmitz, et M. Wanner. 2011. « First five years of soil food-web development in 'Chicken Creek' catchment ». *Ecosystem development*, n° 3: 93-114.
- Ho, I. 1987. « Comparison of eight *Pisolithus tinctorius* isolates for growth rate, enzyme activity, and phytohormone production ». *Canadian Journal of Forest Research* 17 (1): 31-35. doi:10.1139/x87-006.

- Holl, K. D. 2002. « Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA ». *Journal of Applied Ecology* 39: 960-70.
- Holyoak, M., et M. Loreau. 2006. « Reconciling empirical ecology with neutral community models ». *Ecology* 87 (6). <http://escholarship.org/uc/item/6gj0k06d>.
- Hopkin, S. P. 1997. *Biology of the Springtails: (Insecta: Collembola)*. USA: Oxford University Press.
- . 2007. *A Key to the Collembola (springtails) of Britain and Ireland*. Field Studies Council. <http://www.cabdirect.org/abstracts/20093033920.html;jsessionid=FF2BB91C640C3F8012CC360CA752FAE6>.
- Howard, P. J. A., et D. M. Howard. 1974. « Microbial Decomposition of Tree and Shrub Leaf Litter. 1. Weight Loss and Chemical Composition of Decomposing Litter ». *Oikos* 25 (3): 341-52. doi:10.2307/3543954.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.
- Hudson, B. 1994. « Soil Organic Matter and Available Water Capacity ». *Journal of Soil and Water Conservation* 49 (2): 189-94.
- Huhta, V. 2007. « The role of soil fauna in ecosystems: A historical review ». *Pedobiologia* 50 (6): 489-95. doi:10.1016/j.pedobi.2006.08.006.
- Hulot, N.. 2004. *Le Syndrome du Titanic*. Calmann-Lévy. Paris.
- Hutchinson, G. E. 1957. « Concluding Remarks ». In *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22:415-27.
- Hutson, B. R. 1980. « The Influence on Soil Development of the Invertebrate Fauna Colonizing Industrial Reclamation Sites ». *Journal of Applied Ecology* 17 (2): 277-86. doi:10.2307/2402324.
- . 1981. « Age distribution and the annual reproductive cycle of some Collembola colonizing reclaimed land in Northumberland, England ». *Pedobiologia* 21 (6): 410-16.
- Hüttl, R., et E. Weber. 2001. « Forest Ecosystem Development in Post-Mining Landscapes: A Case Study of the Lusatian Lignite District ». *Naturwissenschaften* 88 (8): 322-29. doi:10.1007/s001140100241.
- ISO. 2006. « Soil Quality-Sampling of Soil Invertebrates Part 2 : Sampling and Extraction of Microarthropods (Collembola and Acarina). ISO 23611-2 ».
- IUSS. 2014. « World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps ». 106. Rome: FAO.
- Jabiol, B., A. Brêthes, J.-F. Ponge, François Toutain, et J.-J. Brun. 2007. *L'humus sous toutes ses formes, deuxième édition*. ENGREF. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00508410>.
- Janssens, F. 2008. « contineously revised on-line edition ». Collembola.org. <http://www.collembola.org/publicat/belgium/collemb/index.htm>.

- Jenny, H., S. P. Gessel, et F.T. Bingham. 1949. « Comparative Study of Decomposition Rates of Organic Matter in Temperate and Tropical Regions ». *Soil Science* 68 (6): 419-32. doi:10.1097/00010694-200606001-00017.
- Jensen, P., G. L. Jacobson, et D. E. Willard. 1973. « Effects of Mowing and Raking on Collembola ». *Ecology* 54 (3): 564-72. doi:10.2307/1935341.
- Jochimsen, M. E. A. 1996. « Reclamation of Colliery Mine Spoil Founded on Natural Succession ». *Water, Air, and Soil Pollution* 91 (1-2): 99-108. doi:10.1007/BF00280926.
- Joimel, S.. 2015. « Biodiversité et caractéristiques physicochimiques des sols de jardins associatifs urbains français ». Doctorat des Sciences, Nancy: Lorraine.
- Jordana, R.. 2012. *Synopses on Palearctic Collembola - Capbryinae & Entobryinae*. Senckenberg Museum of Natural History.
- Jordana, R., E. Baquero, S. Reboleira, et A. Sendra. 2012. « Reviews of the genera Schaefferia Absolon, 1900, Deuteraphorura Absolon, 1901, Plutomurus Yosii, 1956 and the Anurida Laboulbène, 1865 species group without eyes, with the description of four new species of cave springtails (Collembola) from Krubera-Voronya cave, Arabika Massif, Abkhazia ». *Terrestrial Arthropod Reviews* 5 (1): 35-85. doi:10.1163/187498312X622430.
- Julve, P. 2008a. « L'approche synusiale en biocénologie : Comparaison de quelques concepts théoriques et méthodologiques en phytosociologie et zoocénologie ». In *Colloque de Phytosociologie*. Velaine-en-Haye, France.
- . 2008b. « Les synusies d'oiseaux en France : approche méthodologique et relations avec les communautés végétales ».
- Kier, G., H. Kreft, T. M. Lee, W. Jetz, P. L. Ibisch, Ch. Nowicki, J. Mutke, et W. Barthlott. 2009. « A Global Assessment of Endemism and Species Richness across Island and Mainland Regions ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (23): 9322-27. doi:10.1073/pnas.0810306106.
- Klinger, A., et H. Didier. 2002. « Inventaire des sites occupés par les reptiles sur les terrils ». MBPE.
- Knacker, Th., B. Förster, J. Römbke, et G. F. Frampton. 2003. « Assessing the effects of plant protection products on organic matter breakdown in arable fields—litter decomposition test systems ». *Soil Biology and Biochemistry* 35 (10): 1269-87. doi:10.1016/S0038-0717(03)00219-0.
- Koutecký, T. 2005. « Biogeographical and geobiocoenological aspects of deep coal mining and its impacts on nature and landscape in the Ostrava region ». *Moravian geographical reports* 13 (2): 34-48.
- Ladoucette (de), P. 1996. « Cinquante ans de charbonnage de France ». In *Le charbon : une histoire d'hommes*, Historia, 9610:53. Tallendier.
- Laliberté, E., J. B. Grace, M. Huston, H. Lambers, F. Teste, B. Turner, et D. A. Wardle. 2013. « How does pedogenesis drive plant diversity? » *Trends in Ecology & Evolution* 28 (6): 331-40. doi:10.1016/j.tree.2013.02.008.

- Larsen, T. 2007. « Unravelling Collembolan Life Belowground: Stoichiometry, Metabolism and Release of Carbon and Nitrogen ». PhD thesis., Denmark: Plant Nutrition and Soil Fertility Laboratory, University of Copenhagen and Dept. of Terrestrial Ecology, NERI. National Environmental Research Institute.
- Lavelle, P, D Bignell, M Lepage, V Wolters, P Roger, P Ineson, OW Heal, et S Dhillion. 1997. « Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers ». *European Journal Of Soil Biology* 33: 159-93.
- Lavelle, P., et A. Spain. 2001. *Soil Ecology*. Springer Science & Business Media.
- Lawrence, P. N., et O. K. Khaloyan. 1977. « The taxonomy and ecology of *Proctostephanus madeirensis* Da Gama 1959 (Collembola) colonising waste tips in Britain ». *Entomologist's gazette* 282: 127-32.
- Lawrey, J. D. 1977. « The relative decomposition potential of habitats variously affected by surface coal mining ». *Canadian Journal of Botany* 55 (11): 1544-52. doi:10.1139/b77-182.
- Leclercq, J. 1954. « Invertébrés, surtout Mollusques terrestres, cherchant abri sous les schistes houillers au pied des terrils de charbonnages du Pays de Herve (Liege) ». *Les naturalistes belges* 35 (9-10): 159-60.
- Lécuru, Ch., et R. Courtecuisse. 1998. « Analyse de la fonge du terril Sainte-Marie à Auberchicourt (Nord) ». *Bulletin semestriel de la Société Mycologique du Nord* 64 (2): 17-30.
- Legendre, P., et M. De Cáceres. 2013. « Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning ». *Ecology Letters* 16: 951-63.
- Legros, E. 1948. *La viticulture hutoise. Etude ethnographique et dialectographique*. Editions du Musée Wallon. Liège.
- Lehmitz, R., D. Russell, K. Hohberg, A. Christian, et W. E. Xylander. 2011. « Wind Dispersal of Oribatid Mites as a Mode of Migration ». *Pedobiologia* 54 (3): 201-7. doi:10.1016/j.pedobi.2011.01.002.
- Lehmitz, R., D. Russell, K. Hohberg, W. E. Xylander, et A. Christian. 2012. « Active dispersal of oribatid mites into young soils ». *Applied Soil Ecology* 55: 10-19. doi:10.1016/j.apsoil.2011.12.003.
- Lemoine, G. 2005. « Nature et espaces industriels . » Lille: CG 59 et EPF.
- . 2007. « Les terrils miniers intègrent les espaces naturels sensibles ». *Espaces Naturels* 19.
- . 2012a. « Le Demi-Argus *Cyaniris semiargus* (Rottemburg, 1775) apprécie les pelouses calaminaires de la région Nord - Pas-de-Calais ! » *Le Héron* 45 (1): 59-70.
- . 2012b. « Lorsque des espaces industriels favorisent la biodiversité... Description d'une démarche volontaire pour préserver des colonies d'abeilles sauvages, le cas de la carrière de sablon d'Hamel (59) exploitée par l'entreprise STB Matériaux ». *La Santé de l'Abeille* 250 (7-8): 14.
- . 2013. « Les terrils du pays noir passent au vert ». *Espèces*, n° 8: 39-43.

- Leprêtre, A., et C. Leprêtre. 1986. *EcoNum. Ensemble de programmes interactifs d'Analyse Statistique Multidimensionnelle Num. Ensemble*. Monographie. U.S.T. Lille I.
- Levins, R. 1969. « Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control ». *Bulletin of the Entomological Society of America* 15 (3): 237-40. doi:10.1093/besa/15.3.237.
- Limacher, D. 1963. « À propos de la formation de minéraux secondaires lors de la combustion des charbons ». *Annales de la Société Géologique du Nord* 83: 287-88.
- Lloyd, M., et R. J. Ghelardi. 1964. « A Table for Calculating the 'Equitability' Component of Species Diversity ». *The Journal of Animal Ecology* 33 (2): 217-55. doi:10.2307/2628.
- LMCU. 2013. « Délibération du Conseil du 15/11/2013 : Evaluation des contrats de territoire - Rapport d'évaluation des volets 1 & 2 : relations de partenariat et volets 1 & 2. » 13 C 0591. Lille: Lille Métropole Communauté Urbaine.
- Loranger, G., I. Bandyopadhyaya, B. Razaka, et J. -F. Ponge. 2001. « Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? » *Soil Biology and Biochemistry* 33 (3): 381-93. doi:10.1016/S0038-0717(00)00153-X.
- Lortie, Ch., R. W. Brooker, Ph. Choler, Z. Kikvidze, R. Michalet, F. Pugnaire, et R. Callaway. 2004. « Rethinking Plant Community Theory ». *Oikos* 107 (2): 433-38. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x.
- Lottermoser, B. 2003. *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. Springer Science & Business Media.
- Lousier, J. D., et D. Parkinson. 1976. « Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest ». *Canadian Journal of Botany* 54 (5-6): 419-36. doi:10.1139/b76-041.
- Luff, M. L. 1982. *Preliminary Atlas of British Carabidae*. Biological Records Centre.
- Lunt, H. A. 1933. « Effects of weathering upon composition of hardwood leaves ». *Journal of Forestry* 31: 43-45.
- Luxton, M. 1982. « The Ecology of Some Soil Mites from Coal Shale Tips ». *Journal of Applied Ecology* 19 (2): 427-42. doi:10.2307/2403477.
- Maaß, St., M. Migliorini, M. Rillig, et T. Caruso. 2014. « Disturbance, Neutral Theory, and Patterns of Beta Diversity in Soil Communities ». *Ecology and Evolution* 4 (24): 4766-74. doi:10.1002/ece3.1313.
- MacArthur, Robert H., et Edward O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Mace, G. M. 1995. « Classification of threatened species and its role in conservation planning. » In *Extinction rate*, Oxford University Press, 197-213. Lawton J.H. et May R.M.
- Maechler, M., P. Rousseeuw, A. Struyf, M. Hubert, et K. Hornik. 2015. *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 2.0.1. CRAN project.
- Magurran, A.. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd.

- Marcon, E. 2012. « Mesure de la biodiversité ». EcoFoG.
- Martens, J. M. 1979. « La viticulture sur terril ». *Parcs Nationaux* 34 (3).
- Masalehdani, N.-N., et Y. Paquette. 2013. « Chapter 8 - Coal Fires of Northern and Massif Central, France ». In *Coal and Peat Fires: A Global Perspective*, édité par Gl. B. St. Sokol, 121-36. Boston: Elsevier. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444594129000089>.
- Materna, J. 1999. « Collembolan succession on afforested colliery spoil heaps in two contrasting post-mining landscape ». In *Soil Zoological Problems in Central Europe*, 223-31. České Budějovice: Karel Tajovský & Václav Pižl.
- May, R. M. 1992. « How Many Species Inhabit the Earth? » *Scientific American* 267 (4): 42-48. doi:10.1038/scientificamerican1092-42.
- . 1994. « Conceptual Aspects of the Quantification of the Extent of Biological Diversity ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 345 (1311): 13-20. doi:10.1098/rstb.1994.0082.
- May, R. M., et R. J. H. Beverton. 1990. « How Many Species? » *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 330 (1257): 293-304. doi:10.1098/rstb.1990.0200.
- Mazzoncini, M., S. Canali, M. Giovannetti, M. Castagnoli, F. Tittarelli, D. Antichi, R. Nannelli, C. Cristani, et P. Bàrberi. 2010. « Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation ». *Applied Soil Ecology* 44 (2): 124-32. doi:10.1016/j.apsoil.2009.11.001.
- McGill, B. J, R. S Etienne, J. S Gray, D. Alonso, M. J Anderson, H. Kassa Benecha, Maria Dornelas, et al. 2007. « Species Abundance Distributions: Moving beyond Single Prediction Theories to Integration within an Ecological Framework ». *Ecology Letters* 10 (10): 995-1015. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x.
- Meddour, R. 2011. *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne*. Tela-botanica. Tizi Ouzou, Algérie: Tela-botanica. http://www.tela-botanica.org/sites/botanique/fr/documents/phytosocio/m%C3%A9thode_phytosociologique_Braun-Blanqueto-T%C3%BCxenienne_2011.pdf.
- Meilliez, F. 2008. « Evolutions hydrologiques irréversibles dans le bassin minier du Nord – Pas-de-Calais ». In *Les Paysages de la mine, un patrimoine contesté ?*, 72-81. Lewarde: Centre historique minier.
- Mission Bassin Minier Nord - Pas de Calais. 2009. « Carte générale du bassin minier de la Région Nord-Pas de Calais ». Oignies. <http://www.missionbassinminier.org/ressources/cartes.html>.
- . 2015. « Mission Bassin minier, Agir pour l'avenir d'un territoire ». <http://www.missionbassinminier.org/nos-chantiers/trame-verte-et-bleue/la-trame-verte-et-bleue.html>.
- Moeys, J. 2007. « Spacial variability and agro-pedological determinisms of an herbicide fate in the surface horizon - an application to isoproturon in an agricultural catchment of the "Beauce chartraine" region, France ». Docteur de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Paris, France: AgroParisTech. Pastel-00004448. HAL.

- . 2014. « The soil texture wizard: R functions for plotting, classifying, transforming and exploring soil texture data ». CRAN.
- Moore, F. R., et M. Luxton. 1986. « The Collembolan Fauna of Two Coal Shale Tips in North-West England ». *Pedobiologia* 29 (5): 359-66.
- Morand, J.-F. 1777. « L'art d'exploiter les mines de charbon de terre ». *Ecole des mines de Paris*. <https://patrimoine.mines-paristech.fr/document/2511>.
- Morin, E. 1977. *La méthode, tome 1 : La Nature de la nature*. SEUIL. Paris: Seuil.
- Murtagh, F, et P. Legendre. 2014. « Ward's Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward's Criterion? » *Journal of Classification* 31 (3): 274-95. doi:10.1007/s00357-014-9161-z.
- Musin, F. 2000. « Evaluation du potentiel des terrils dans le cadre d'une initiative de développement local ». TFE, Bruxelles: IGEAT-Université Libre de Bruxelles.
- Nardi, F., G. Spinsanti, J. L. Boore, A. Carapelli, R. Dallai, et F. Frati. 2003. « Hexapod Origins: Monophyletic or Paraphyletic? » *Science (New York, N.Y.)* 299 (5614): 1887-89. doi:10.1126/science.1078607.
- Observatoire Régional de la Biodiversité. 2010. « Analyse des indicateurs 2010 ». *Observatoire de la biodiversité*. <http://www.observatoire-biodiversite-npdc.fr>.
- Oksanen, J., G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, B. O'Hara, G. L. Simpson, et al. 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1. CRAN r-project. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira (de), M. 1975. « Explosion d'un terril à Calonne-Ricouart ». *Journal télévisé*. FR3. 00151. INA. <http://fresques.ina.fr/memoires-de-mines/fiche-media/Mineur00151/explosion-d-un-terril-a-calonne-ricouart.html>.
- Olson, J. S. 1963. « Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems ». *Ecology* 44 (2): 322-31. doi:10.2307/1932179.
- Parent, G.-H. 1970. « Le Pélodyte ponctué, *Pelodytes punctatus* (Daudin), existe-t-il en Belgique et au Grand-Duché du Luxembourg ? note préliminaire. » *Les naturalistes belges* 51 (7): 333-37.
- Parisi, V. 2001. « La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi ». *Acta Naturalia de « L'Ateneo Parmense »* 37: 97-106.
- Parker, W., D. Moorhead, St. Pallardy, H. E. Garrett, R. K. Dixon, et I. L. Sander. 1986. « Six-year field performance of container-grown and bare-root black oak seedlings inoculated with *Pisolithustinctorius* and outplanted on two Ozark clear-cuts ». *Canadian Journal of Forest Research* 16 (6): 1339-44. doi:10.1139/x86-237.
- Pernin, C.. 2003. « Épandage de boues d'épuration en milieu sylvo-pastoral. Étude des effets in situ et en mésocosmes sur la mésofaune du sol et la décomposition d'une litière de chêne liège (*Quercus suber* L.) ». Thèse de doctorat, Marseille: Université Aix-Marseille III.
- Persson, T., et U. Lohm. 1977. *Energetical Significance of the Annelids and Arthropods in a Swedish Grassland Soil*. Ecological bulletins. Stockholm: Swedish Natural Science Research Council.

- Petit, D. 1972. « Les végétaux thermophiles peu communs de la région minière du Nord et du Pas-de-Calais ». *Le Monde des Plantes* 375 (5).
- . 1980. « La végétation des terrils du nord de la France : écologie, phytosociologie, dynamisme ». Villeneuve d'Ascq: Université des Sciences et Techniques de Lille.
- Petit, D., E.-J. Bonnot, et J. Delay. 1978. « Les végétaux thermophiles des terrils en combustion dans le Nord de la France. Sociologie - Ecologie - Caryologie ». *Société de Botanique du Nord de la France* 31 (3-4): 41-58.
- Petit, D., et A. Leprêtre. 1987. « Etude comparée de terrils du Nord Pas-de-Calais Approche biologique ». Délégation Régionale à l'Architecture et à l'Environnement Nord Pas-de-Calais.
- Piérart, P. 1977. « Protection et mise en valeur des sites miniers dans le Borinage et le Centre ». présenté à Actes du Colloque international, Protection des Espèces végétales et des Milieux naturels de nos Régions, Université de l'État à Mons, avril 23.
- . 2007. « A propos de quelques espèces de champignons invasifs ». *Centre d'écologie appliquée du Hainaut* 58: 8.
- Pomorski, R. J. 1990. « Morphological-systematic studies on the variability of pseudocelli and some morphological characters in Onychiurus of the "armatus-group" (Collembola, Onychiuridae). Part II. On synonyms within the "armatus-group", with special reference to diagnostic characters. » *Annales Zoologici* 43 (26): 535-76.
- Ponette, Q. 2010. « Effets de la diversité des essences forestières sur la décomposition des litières et le cycle des éléments ». *Forêt wallonne*.
- Ponge, J.-F. 1993. « Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems ». *Pedobiologia* 37 (4): 223-44.
- . 1999. « Heterogeneity in soil animal communities and the development of humus forms ». In *Going underground: ecological studies in forest soils*, édité par J. Rastin et N. Bauhus, 33-44. Research Signpost. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00504917>.
- . 2015. « The Soil as an Ecosystem ». *Biology and Fertility of Soils* 51 (6): 645-48. doi:10.1007/s00374-015-1016-1.
- Ponge, J.-F., F. Dubs, S. Gillet, J. P. Sousa, et P. Lavelle. 2005. « Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes ». *Soil Biology & Biochemistry* 20: 1-4.
- Ponge, J.-F., S. Gillet, F. Dubs, E. Fedoroff, L. Haese, J. P. Sousa, et P. Lavelle. 2003. « Collembolan communities as bioindicators of land use intensification ». *Soil Biology & Biochemistry* 35: 813-26.
- Ponge, J.-F., et B. Prat. 1982. « Les Collemboles, indicateurs du mode d'humification dans les peuplements résineux, feuillus et mélangés: résultats obtenus en forêt d'Orléans ». *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 19 (2): 237-50.
- Ponge, J.-F., et S. Salmon. 2013. « Spatial and taxonomic correlates of species and species trait assemblages in soil invertebrate communities ». *Pedobiologia* 56 (3): 129-36. doi:10.1016/j.pedobi.2013.02.001.

- Ponge, J.F., G. Vannier, P. Arpin, et J.F. David. 1986. « Caractérisation des humus et des litières par la faune du sol. Intérêt sylvicole ». *Revue Forestière Française*, n° 6: 509-16. doi:10.4267/2042/25685.
- Pope, Ph. E. 1988. « *Pisolithus tinctorius* increases the size of nursery grown red oak seedlings - Springer ». *New Forests* 2 (1): 5-16. doi:10.1007/BF00039037.
- Porco, D., M. Potapov, A. Bedos, G. Busmachiu, W. Weiner, S. Hamra-Kroua, et L. Deharveng. 2012. « Cryptic Diversity in the Ubiquist Species *Parisotoma notabilis* (Collembola, Isotomidae): A Long-Used Chimeric Species? » *PLoS ONE* 7 (9): e46056. doi:10.1371/journal.pone.0046056.
- Potapov, M., 2001. *Synopses on Palaearctic Collembola - Isotomidae*. Görlitz: Staatliches Museum für Naturkunde.
- Preston, F. W. 1948. « The commonness, and rarity, of species ». *Ecology* 29 (3): 254-83. doi:10.2307/1930989.
- Pruim, R., D. Kaplan, et N. Horton. 2015. *mosaic: Project MOSAIC Statistics and Mathematics Teaching Utilities* (version 0.10.0.). R package.
- Puissant, St., et B. Defaut. 2005. « Les synusies de Cigales en France (Hemiptera, Cicada). Premières données ». *Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques*, n° 10: 115-29.
- Raes, F., et E. Bosteels. 2006. *Terrils: de l'or noir à l'or vert*. Lannoo Uitgeverij.
- Rasmont, P., Y. Barbier, et A. Pauly. 1990. « Faunistique comparée des Hyménoptères Apoïdes de deux terrils du Hainaut occidental ». *Notes faunistiques de Gembloux* 21: 39-58.
- Reeve, H., et F. Lenoir. 2003. *Mal de terre*. Seuil. Science ouverte. Paris.
- Reynaud-Beauverie, M. A. 1936. *Le milieu et la vie en commun des plantes: notions pratiques de phytosociologie*. P. Lechevalier.
- Riley, S.J. 1995. « Aspects of the differences in the erodibility of the waste rock dump and natural surfaces, Ranger Uranium Mine, Northern Territory, Australia ». *Applied Geography* 15 (4): 309-23. doi:10.1016/0143-6228(95)00014-U.
- Robertson, Ph. G., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe, et Sollins Ph., éd. 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. Oxford: Oxford University Press, USA.
- Rosenzweig, Michael L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press.
- Rosindell, J, S. P. Hubbell, et R. S. Etienne. 2011. « The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten ». *Trends in Ecology & Evolution* 26 (7): 340-48. doi:10.1016/j.tree.2011.03.024.
- Rubichon, C. 2014. « Terril viticole d'Haillicourt : première cuvée de Charbonnay en vue ». *La voix du Nord*, septembre 13, Bruay-la-Buissière édition.
- Rusek, J. 1979. « Three new Mesaphorura-species (Collembola: Tullbergiinae) from Europe ». *Vestník Československe Spolecnosti Zoologicke* 43 (4): 290-99.

- . 1989. « Ecology of Collembola ». In *3rd International Seminar on Apterygota*, Univ. Siena Press, 271-81. Siena: R. Dallai ed.
- . 1998. « Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem ». *Biodiversity and Conservation* 7 (9): 1207-19.
- . 1999. « Changes in Mesofauna communities of arable soils. » In *Soils zoological problems in Central Europ*, Inst. Soil Biol. Acad.Sci. CR.
- Salmon, S., et J.-F. Ponge. 2001. « Earthworm excreta attract soil springtails: laboratory experiments on *Heteromurus nitidus* (Collembola : Entomobryidae) ». *Soil Biology and Biochemistry* 33 (14): 1959-69. doi:10.1016/S0038-0717(01)00129-8.
- Sarsby, R. W. 1998. *Contaminated and Derelict Land*. Proceedings of the Second International Symposium on Geotechnics Related to the Environment. Cracovie: Thomas Telford.
- Schreiber, K. 2012. « Echanges fertiles : évaluer, mesurer, évoluer pour produire sans polluer ». Marciac. <http://jardincomestible.fr/la-fertilite-des-sols-expliquee/>.
- Seastedt, T. R., M. V. Reddy, et S. P. Cline. 1989. « Microarthropods in decaying wood from temperate coniferous and deciduous forests ». *Pedobiologia* 33: 69-77.
- Sepkoski, J J. 1998. « Rates of speciation in the fossil record. » *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 353 (1366): 315-26.
- Séré, G. 2007. « Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol ». Doctorat de l'INPL, Nancy: Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Skarzynski, D. 2004. « Taxonomic status of *Ceratophysella denticulata* (Bagnall, 1941), *C. engadinensis* (Gisin, 1949) and *C. stercoraria* Stach, 1963 (Collembola: Hypogastruridae) in the light of laboratory hybridisation studies ». *Insect Systematics & Evolution* 35 (3): 277-84. doi:10.1163/187631204788920176.
- Smeets, E., et R. Weterings. 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. Technical report 25. European Environment Agency Copenhagen. http://www.geogr.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/projekte/brahmatwinn/Workshops/FEEM/Indicators/EEA_tech_rep_25_Env_Ind.pdf.
- Smith, J., S. G. Potts, B. A. Woodcock, et P. Eggleton. 2009. « The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition ». *Applied Soil Ecology* 41 (1): 90-97. doi:10.1016/j.apsoil.2008.09.003.
- Sømme, L. 1981. « Cold tolerance of alpine, Arctic, and Antarctic Collembola and mites ». *Cryobiology* 18 (2): 212-20. doi:10.1016/0011-2240(81)90091-2.
- Sousa, J. P., Th. Bolger, M. M. da Gama, T. Lukkari, J.-F. Ponge, C. Simón, G. Traser, et al. 2006. « Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study ». *Pedobiologia* 50 (2): 147-56. doi:10.1016/j.pedobi.2005.10.005.
- Soyez, B. 1949. « Etude statistique des groupements d'animaux dans les associations végétales des environs de marseille ». *Bulletin de la Société Zoologique de France* 74: 117-21.

- Stevens, M.I, P. Greenslade, I. D. Hogg, et P. Sunnucks. 2006. « Southern Hemisphere Springtails: Could Any Have Survived Glaciation of Antarctica? » *Molecular Biology and Evolution* 23 (5): 874-82. doi:10.1093/molbev/msj073.
- Stöckli, A. 1946. « Der Boden als Lebensraum ». *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 91 (1): 1-17.
- Szczepanska, J., et I. Twardowska. 1999. « Distribution and Environmental Impact of Coal-Mining Wastes in Upper Silesia, Poland ». *Environmental Geology* 38 (3): 249-58. doi:10.1007/s002540050422.
- Telle, A. 1979. « Une expérience de valorisation d'un teruil en matière sylvicole, viticole et maraîchère ». Expériences d'assainissement d'anciens sites industriels en Belgique. Colloque international sur l'assainissement des sites industriels désaffectés. Ateliers du Grand Hornu: Bureau d'Études économiques et sociales du Hainaut.
- Thibaud, J.-M., H.-J. Schulz, et M. M. da Gama Assalino. 2004. *Synopses on Palaearctic Collembola - Hypogastruridae*. Édité par Wolfram Dunger. Görlitz, Allemagne: Staatliches Museum für Naturkunde.
- Thiery, V., E. V. Sokol, N.-N. Masalehdani, et B. Guy. 2013. « La combustion des terrils. » *Géochronique*, n° 127: 23-25.
- Thomson, D., E. G. Cooch, et M. Conroy. 2008. *Modeling Demographic Processes in Marked Populations*. Springer Science & Business Media.
- Timmermans, M.J.T.N, D. Roelofs, J. Mariën, et N. Straalen. 2008. « Revealing Pancrustacean Relationships: Phylogenetic Analysis of Ribosomal Protein Genes Places Collembola (springtails) in a Monophyletic Hexapoda and Reinforces the Discrepancy between Mitochondrial and Nuclear DNA Markers ». *BMC Evolutionary Biology* 8 (1): 1-10. doi:10.1186/1471-2148-8-83.
- Tokeshi, M. 1990. « Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. » *J. Anim. Ecol.* 59: 1129-46.
- Toussaint, B., D. Mercier, F. Bedouet, F. Hendoux, et F. Duhamel. 2008. *Flore de la Flandre française*. Bailleul: Centre Régional de Phytosociologie.
- UICN, France, et MNHN. 2014. « La liste rouge des espèces menacées en France - Contexte, enjeux et démarche d'élaboration ». Paris, France.
- Vago, J. L. 2008. « Observations d'hyménoptères chalcidiens sur le teruil Sainte-Marie (Auberchicourt, Nord) ». *Bulletin de la Société Entomologique du Nord de la France*, n° 329: 16-22.
- Vanhée, B., L. Devigne, P. Mouchon, et C. Devigne. 2015. « Collemboles, une étonnante diversité ». *Espèces* 16: 39-45.
- Vanhee, B., C. Pernin, A. Leprêtre, et C. Devigne. 2014. « Are assemblages of springtails (Arthropoda) from spoil tip distinct from those of surrounding environments ». Poster présenté à First Global Soil Biodiversity Conference, Dijon, France.
- Van Straalen, N. M. 1998. « Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities ». *Applied Soil Ecology* 9 (1-3): 429-37. doi:10.1016/S0929-1393(98)00101-2.

- Van Ufford, L. H. Q. 1909. « Etude écologique de la flore des pierriers ». Thèse, Montreux, Suisse: Leyvraz.
- Varchola, J.M., et J.P. Dunn. 1999. « Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 73 (1): 41-49. doi:10.1016/S0167-8809(99)00009-2.
- Verbaere, A. 1987. « Installation de relavage des terrils — séparation des schlamms par liqueur dense — séparation des schlamms par unisizer ». *Industrie minérale, mines et carrières. Les techniques* 69: 2-10.
- Vercheval-Vervoort, J. 1978. *Terrils*. Vie ouvrière. Bruxelles.
- Verlaine, P. 1902. « Paysages belges ». In *Romances sans paroles*, 1:168-69. oeuvres complètes. Paris: Vanier.
- Vetterlein, D., C. Waschki, et E. Weber. 1999. « Nutrient Availability in the Initial Stages of Surface Mine Spoil Reclamation — Impact on Plant Growth ». *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162 (3): 315-21. doi:10.1002/(SICI)1522-2624(199906)162:3<315::AID-JPLN315>3.0.CO;2-I.
- Visser, S. 1985. « Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. » In *Ecological Interactions in Soil. Plants, Microbes and Animals*, Blackwell, 279-317. Oxford: Fitter, A.H., Arkinson, D., Read, D.J., Usher, M.B. (Eds).
- Walker, L. R. 1999. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier.
- Walter, H.. 1963. *Über die Stickstoffansprüche (die Nitrophilie) der Ruderalpflanzen*. Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Neue Folge 10. Stolzenau/Weser.
- Wanner, M., et W. Dunger. 2002. « Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany ». *European Journal of Soil Biology* 38 (2): 137-43. doi:10.1016/S1164-5563(02)01135-4.
- Wanner, M., W. Dunger, H.-J. Schulz, et K. Voigtländer. 1998. « Primary immigration of soil organisms on coal mined area ». In *Soil Zoological Problems in Central Europe*, 267-75. Ceské Budejovice: Pizl, V. & Tajovski, K.
- Waring, R. H., et W. H. Schlesinger. 1985. *Forest Ecosystems. Concepts and Management*. Academic Press.
<http://www.cabdirect.org/abstracts/19860609751.html;jsessionid=B82D8C3EA1FF630A2374254D906434E3>.
- Whittaker, R. H. 1960. « Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California ». *Ecological Monographs* 30 (3): 279-338. doi:10.2307/1943563.
- . 1965. « Dominance and Diversity in Land Plant Communities Numerical Relations of Species Express the Importance of Competition in Community Function and Evolution ». *Science* 147 (3655): 250-60. doi:10.1126/science.147.3655.250.
- Wieder, R. K., J. E. Carrel, J. K. Rapp, et Cl. L. Kucera. 1983. « Decomposition of Tall Fescue (*Festuca elatior* var. *arundinacea*) and Cellulose Litter on Surface Mines and a Tallgrass Prairie in Central Missouri, U.S.A. » *Journal of Applied Ecology* 20 (1): 303-21. doi:10.2307/2403394.

- Wieder, R. K., et G. E. Lang. 1982. « A Critique of the Analytical Methods Used in Examining Decomposition Data Pbtained From Litter Bags ». *Ecology* 63 (6): 1636-42.
- Wilson, E. O. 1988. *Biodiversity*. National Academies Press.
- . 1992. *The Diversity of Life*. Harvard University Press.
- Woch, M. W., M. Radwanska, et A. M. Stefanowicz. 2013. « Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): effect of substratum properties ». *Acta Botanica Croat.* 72 (2): 237-56.
- Zanella, A., B. Jabiol, J.-F. Ponge, G. Sartori, R. De Waal, B. Van Delft, U. Graefe, et al. 2011. « European humus forms reference base ». http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/56/17/95/PDF/Humus_Forms_ERB_31_01_2011.pdf.

Figures

Figure 1 Localisation des exploitations de charbonnages de France (1946 – 1990).....	18
Figure 2: coupe géologique schématique dans la région Nord Pas de Calais	19
Figure 3: Carte de répartition des terrils échantillonnés en fonction des terroirs phytogéographiques	35
Figure 4: Quatre catégories de terrils : terril boisé au milieu d'un bois (T108), terril boisé au milieu des champs (T122), terril en friche au milieu des bois (T115) et terril en friche au milieu des champs (T98)	35
Figure 5: Carte de l'emplacement schématique des sites de prélèvement utilisés pour la granulométrie.....	37
Figure 6: Représentation de l'analyse en Composantes Principales des sols de terrils et des sols de l'environnement	40
Figure 7: Représentation des textures d'échantillons de sols du bassin minier : sols de terrils ; sols de l'environnement	40
Figure 8: ACP des sols de terrils et des sols de l'environnement en fonction de la couverture végétale..	41
Figure 9 : Distribution des échantillons en fonction des classes de proportions des argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers entre les sols du milieu environnant et les sols des terrils.....	41
Figure 10 : Représentation de l'analyse en Composantes Principales des sols de terrils et des sols de l'environnement	42
Figure 11 : Différences de qualité du sol pour les indicateurs MO,, Azote total, pH, et C/N entre les sols des terrils et les sols du milieu environnant.	43
Figure 12 : Différences de qualité du sol pour le pH entre les sols des terrils et les sols du milieu environnant.	44
Figure 13 : Le terril T93 de Harnes. Un terril particulièrement alcalin.....	44
Figure 14 : Profil AZ (Afes 2008) du sol sur le terril T115 de Libercourt.	47
Figure 15 :sous-groupe A de la station « BB » à sacs de litière dans la bétulaie de Bruay la Buisnière	49
Figure 16 : Durée nécessaire à la dégradation de la litière en fonction de l'espèce d'arbre.....	50
Figure 17: trois sous-groupes de litter-bags disposé sur la zone nue de Loos en Gohelle	50

Figure 18: Terrils étudiés dans le cadre de la thèse. En rouge les terrils soumis à l'étude de la décomposition de la litière.....	51
Figure 19: photographie aérienne des terrils T12 et T11 au sein du bois des dames.....	51
Figure 20: granulométrie du sol de "BB".....	52
Figure 21: Terrils de Loos en Gohelle dans le paysage.....	52
Figure 22: granulométrie du sol de "LGB" de type sablo-argileux.....	53
Figure 24 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de station LGB (Bétulaie).....	53
Figure 25:: photographie des sous-groupes X (en A), Y (en C) et Z (en B et C) de la station en combustion LGC de Loos en Gohelle.....	53
Figure 26 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGC (combustion)	53
Figure 27 : Granulométrie de la station LGC : sablo-limoneuse pour les s.-g. X et Z, limono sableuse pour le s.-g. Y.....	54
Figure 28 : Température à 10 cm. de profondeur du sol sur les emplacements des sous-groupes X, Y et Z de la station en combustion LGC de décembre 2013 (x= 1) à décembre 2014 (x= 13)	54
Figure 29 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGH (strate basse)	55
Figure 30 : Site du Terril T74 de Loos en Gohelle : granulométrie sableuse de la station LGN mesurée avec le package soil.texture sur R (Moeys 2014)	55
Figure 31 : site du Terril T74 de Loos en Gohelle avec l'emplacement de la station LGN (nue).....	55
Figure 32 : photographie aérienne du terril T115 en 2001 à la fin de son exploitation avec la ville de Libercourt en fond d'image. Source : Charbonnage de France.....	56
Figure 33 : Granulométrie Sablo-limoneuse de la station LBB.....	56
Figure 34 : Granulométrie Limono-argilo-sableuse de la station LBN	57
Figure 35: Granulométrie sablo-limoneuse de la station LBH	57
Figure 36: destruction de la station LBN de Libercourt.....	58
Figure 37 Proportion de la perte de masse des sacs de litière de la station « BB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betula sp.</i>).....	61
Figure 38 : Perte de masse des sacs de litière de la station « LBB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betula sp.</i>)	62

Figure 39: Perte de masse des sacs de litière de la station « LGH » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betula sp.</i>).....	64
Figure 40 Perte de masse des sacs de litière de la station « LBH » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betulus sp.</i>).....	65
Figure 41 : Perte de masse des sacs de litière de la station « LGB » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betulus sp.</i>).....	67
Figure 42 : Station "LGB" installée sur la pente boisée du terril T 74 de Loos en Gohelle	68
Figure 43: Perte de masse des sacs de litière de la station « LGC » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betulus sp.</i>).....	68
Figure 44 : Perte et gain de masse des sacs de litière de la station « LGN » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betulus sp.</i>).....	69
Figure 45: Perte et gain de masse des sacs de litière de la station « LBN » en fonction du nombre de mois de décomposition de la litière de Bouleau (<i>Betulus sp.</i>).....	70
Figure 46 : Représentation des communautés de collemboles des stations boisées des terrils en fonction de la saisonnalité (A) ou du site (B.)	72
Figure 47: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station BB.....	72
Figure 48: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGB.....	74
Figure 49 : Pourcentage d'eau gravitationnelle retenue dans la litière de LGB de décembre 2013 (1) à décembre 2014 (13)	76
Figure 50 : proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station LBB.....	77
Figure 51 : Pourcentage d'eau gravitationnelle retenue dans la litière de LBB de décembre 2013 (1) à décembre 2014 (13).	77
Figure 52 : Proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGH (A) et LBH (B).....	80
Figure 53: Représentation des communautés de collemboles des stations à végétation basse des terrils en fonction des sites concernés.....	81
Figure 54: Représentation des communautés de collemboles des stations sans végétation des terrils	82
Figure 55 : proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station LGN	83

Figure 56 : Mise en place de la station LGN avec l'équipe municipale des espaces verts de Loos-en-Gohelle	83
Figure 57: proportion des collemboles eu-édaphiques (EU), hémiedaphiques (HEM) et épigés (EPI) récoltés mensuellement sur la station LBN.....	84
Figure 58: <i>Pseudosinella terricola</i> Gisin 1967 caractéristique des zones de combustion Photographie© E. Baquero	85
Figure 59: <i>Hemisotoma thermophila</i> , espèce dominante des stations en combustion	85
Figure 60 : Caractères d'une espèce de collemboles de la zone de combustion de Loos en Gohelle..	86
Figure 61 : Comparaison de la diversité beta observée au mois de mai entre les communautés des sacs de litière sur friche basse des terrils et les diversités beta simulées selon les paramètres d'une distribution stochastique.	88
Figure 62: Représentation de la théorie des filtres par Joimel 2015. Une espèce est représentée par un symbole, ses traits par des couleurs.	96
Figure 63 : Cartographie des stations de prélèvement des projets « Empylbiodiv » et "Naturalinea". Dans l'encadré rouge,, les stations sélectionnées pour l'étude du bassin minier.....	101
Figure 65: Représentation des stations des terrils (T*) et de l'environnement (E*) du bassin minier en fonction des similarités de la faune de collemboles et du couvert végétal.....	111
Figure 66 : Représentation des stations des terrils (Ter) et de l'environnement (Env) du bassin minier en fonction des similarités de la faune de collemboles et du couvert végétal.....	112
Figure 67 : « Clustering » des stations de l'environnement du bassin minier par la méthode de Ward.	114
Figure 68: Photographies des sites à <i>Folsomietum quadrioculatae</i>	117
Figure 69 : Photographies de stations à <i>Frieseo truncatae Dicyrtometum fusci</i>	118
Figure 70 : Photographies de sites à <i>Isotomo Lepidocyrtetum lonuginosatae</i>	119
Figure 71 : photographies de station à <i>Isotomo Lepidocyrtetum cyanei</i>	119
Figure 72 : Représentation des associations de collemboles.....	120
Figure 73 : « Clustering » des stations des terrils du bassin minier par la méthode de Ward. (Maechler et al. 2015).....	121
Figure 74: Photographies de stations à <i>Paratullbergietum callipygorum</i>	124
Figure 75 : Photographies de stations à <i>Folsomidetum parvuli</i>	125

Figure 76 : Représentation des communautés de collemboles des stations à végétation basse des terrils en fonction de la niche écologique.....	126
Figure 77: Photographies des stations à <i>Pseudosinello Metaphoruretum affinae</i>	127
Figure 78 : <i>Folsomides parvulus</i> , espèce caractéristique du terril.....	127
Figure 79 : Représentation des associations entomocénétiques des stations des terrils en fonction des similarités de la faune de Collemboles.	128
Figure 80: Représentation des associations entomocénétiques <i>Frieseo Paratullbergietum callipygorum</i> des stations des terrils (T1) et <i>Frieseo Folsomietum quadrioculatae</i> des stations de l'environnement périphérique (E1) en fonction des similarités de la faune de Collemboles.....	129
Figure 81 : Représentation des associations entomocénétiques <i>Isotomo Folsomidetum parvuli</i> des stations des terrils (T2) et <i>Isotomo viridis Isotomuretum prasini</i> (E3) des stations de l'environnement périphérique en fonction des similarités de la faune de Collemboles.....	130
Figure 82 : Schématisation de la colonisation d'un terril par la faune du sol. B. Detervid©	133
Figure 83 : gradient de l'originalité des communautés sur un terril.....	135
Figure 84 : Schéma DPSIR de la dégradation des terrils.....	136

Annexe 1 : Charleroi de Verlaine

Dans l'herbe noire
Les Kobolds vont.
Le vent profond
Pleure, on veut croire.

Quoi donc se sent ?
L'avoine siffle.
Un buisson gifle
L'œil au passant.

Plutôt des bouges
Que des maisons.
Quels horizons
De forges rouges !

On sent donc quoi ?
Des gares tonnent,
Les yeux s'étonnent,
Où Charleroi ?

Parfums sinistres !
Qu'est-ce que c'est ?
Quoi bruissait
Comme des sistres ?

Sites brutaux !
Oh ! votre haleine,
Sueur humaine,
Cris des métaux !

Dans l'herbe noire
Les Kobolds vont.
Le vent profond
Pleure, on veut croire.

Annexe 2 : Liste des espèces remarquables des terrils du Nord Pas de Calais.

Espèce caractéristique du terril minier	Embranchement	Référence
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Hitt.	Bryophyte	Petit, Bonnot, et Delay 1978
<i>Campylopus fragilis</i> (Turn.) B. et S.	Bryophyte	Petit 1980
<i>Rumex scutatus</i> L.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Pyrola minor</i> L.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Spermaphytes	Petit, Bonnot, et Delay 1978 ; Petit 198
<i>Digitalis purpurea</i> L. 1753	Spermaphytes	Petit 1972
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Spermaphytes	Petit, Bonnot, et Delay 1978
<i>Micropyrum tenellum</i> (L.) Link	Spermaphytes	Duhamel, Hendoux, et Bouillet 2005
<i>Linaria supina</i> (L.) Chaz., 1790	Spermaphytes	Petit 1972
<i>Chenopodium botrys</i> L. 1753	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Dittrichia graveolens</i> (L.) Greuter	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Galeopsis angustifolia</i> Ehrh. ex Hoffm.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Astragalus cicer</i> L.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Armeria arenaria</i> (Pers.) Schult.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Scrophularia canina</i> L	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Filago minima</i> (Sm.) Pers., 1807	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Filago vulgaris</i> Lam., 1779	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Spergularia rubra</i> J.Presl & C.Presl, 1819	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Trifolium arvense</i> L.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Jasione montana</i> L., 1753	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Ornithopus perpusillus</i> L 1753	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Euphrasia nemorosa</i> (Pers.) Wallr., 1815	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Odontites vernus</i> (Bellardi) Dumort.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischk.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Herniaria glabra</i> L.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Teesdalia nudicaulis</i> (L.) W.T. Aiton, 1812	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Nardurus maritimus</i> (L.) Murb	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Aira praecox</i> L.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Aira caryophyllea</i> L.	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Chenopodium pumilio</i> R. Br.	Spermaphytes	Petit, Bonnot, et Delay 1978 Petit 1980
<i>Senecio inaequidens</i> DC., 1837	Spermaphytes	Petit 1980
<i>Conyza sumatrensis</i> Retz.	Spermaphytes	Toussaint et al. 2008
<i>Pisolithus tinctorius</i> (Pers.) Coker & Couch (1928)	Basidiomycètes	Gavériaux 2002

<i>Astraeus hygrometricus</i> (Pers.:Pers.)Morgan	Basidiomycète	Bon et Delzenne-Van Haluwyn 1971 Lécuru et Courtecuisse 1998 Gavériaux 2002
<i>Agrocybe praecox</i> var. <i>cutifracta</i> (J.E. Lange) Singer	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Anthracobia nitida</i> Boudier 1907	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Coprinus tigrinellus</i> Boud. 1885	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Diatrype flavovirens</i> (Pers.) Fr.,	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
* <i>Flammulina ononidis</i> Arnolds 1977	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Hebeloma lutense</i> Romagnesi 1965	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Lepista sordida</i> var. <i>umbonata</i> (Bon) Bon	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Macrocystidia cucumis</i> var. <i>leucospora</i> (J.E. Lange) Imazeki & Hongo (1957)	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Mycena pura</i> var. <i>purpurea</i> Gillet 1876	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Myxomphalia maura</i> (Fr.) Hora 1960	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Peziza domiciliana</i> (Cooke 1877)	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Phellinus conchatus</i> Pers. 1795	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Phellinus trivialis</i> (Bres.) Kreisel 1964	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
* <i>Podophacidium xanthomelum</i> (Pers.) Kavina	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
* <i>Pseudoombrophila petrakii</i> (Quél. ex Cooke) Boud.	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Tapesia hydrophila</i> (Karsten) Rehm	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Trametes suaveolens</i> (L.) Fr.	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Tricholoma ramentaceum</i> (Bull.) Ricken	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Trichophaea boudieri</i> Grelet 1917	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Trichophaea hemisphaerioides</i> Mouton, 1897	Basidiomycète	Lécuru et Courtecuisse 1998
<i>Ammophila sabulosa</i> L. 1758	Arthropodes	Petit et Leprêtre 1987
<i>Cicindela campestris</i> (L. 1758)	Arthropodes	Derolez et al. 26
<i>Cicindela hybrida</i> (L. 1758)	Arthropodes	Derolez et al. 26
<i>Oedipoda caerulescens</i> (L. 1758)	Arthropodes	Derolez et al. 26
<i>Sphingonotus caerulens</i> (L.1758)	Arthropodes	GON 2015
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	Arthropodes	Derolez et al. 2006
<i>Acheta domesticus</i> (L. 1758)	Arthropodes	Derolez et al. 2006
<i>Podarcis muralis</i> (Laurenti, 1768)	Vertébrés	Godin 2002
<i>Epidalea calamita</i> (Laurenti, 1768)	Vertébrés	Godin 2002
<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)	Vertébrés	Godin 2002
<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)	Vertébrés	Godin 2002

* Espèce d'intérêt patrimonial à l'échelle nationale (Lécuru et Courtecuisse 1998)