

## **Diversité et valeur conservatoire des communautés végétales en milieux pionniers dans les friches urbaines et périurbaines de Liège et Charleroi**

**Auteur** : Dagnelie, Chloé

**Promoteur(s)** : Mahy, Grégory; Teller, Jacques

**Faculté** : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme** : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique** : 2022-2023

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/19347>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

**DIVERSITÉ ET VALEUR CONSERVATOIRE DES  
COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN MILIEUX PIONNIERS  
DANS LES FRICHES URBAINES ET PÉRIURBAINES DE LIÈGE  
ET CHARLEROI**

**CHLOÉ DAGNELIE**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

**ANNÉE ACADEMIQUE 2022-2023**

**(CO)-PROMOTEUR(S) : PR. GRÉGORY MAHY ET PR. JACQUES TELLER**





*Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech<sup>1</sup>.*

*Le présent document n'engage que son auteur.*

---

<sup>1</sup> Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le promoteur membre du personnel enseignant de GxABT : Pr. Grégory Mahy.

**DIVERSITÉ ET VALEUR CONSERVATOIRE DES  
COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN MILIEUX PIONNIERS  
DANS LES FRICHES URBAINES ET PÉRIURBAINES DE LIÈGE  
ET CHARLEROI**

**CHLOÉ DAGNELIE**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

**ANNÉE ACADEMIQUE 2022-2023**

**(CO)-PROMOTEUR(S) : PR. GRÉGORY MAHY ET PR. JACQUES TELLER**



## **Remerciements :**

Je tiens à remercier tout particulièrement mon promoteur, Pr. Grégory Mahy, pour ses conseils et ses nombreuses et précieuses contributions à ma réflexion mais aussi pour sa disponibilité et son humanité tout au long de ce travail. Je remercie également mon co-promoteur Pr. Jacques Teller.

Je remercie aussi Benjamin Cornier et Julian Jacquemin pour leur aide dans les premières étapes du travail et dans le cadre du projet FrichNat.

Merci encore à toute l'Unité Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech qui a encadré et soutenu la mise en œuvre de ce TFE.

Je tiens également à remercier spécialement Lucie Rivière pour son aide précieuse dans le traitement des données et la compréhension de certains aspects de l'approche communauté.

Je remercie sincèrement Jeremy pour son soutien indéfectible tout au long du travail, ses éclaircissements et pour toutes les journées de terrain partagé. Merci aussi à Timothée et Nina d'être venus avec nous dans les friches.

Un immense merci à mes Chloé's et mes Anaïs, à Florine, à Yorick, à Emma, à Nina et à Dorian qui ont soutenu l'écriture de ce TFE en partageant des journées et des soirées de travail.

Et finalement, merci à tous les relecteurs, Chloé, Anaïs et surtout ma maman, qui ont apporté un regard neuf sur ce travail et l'ont rendu plus cohérent et agréable à lire.



**Abstract** – Urban and peri-urban brownfield sites are among the most common vegetated areas in the city. Their large surface areas could provide shelter for biodiversity and contribute to the urban ecological network. Improving knowledge of the species of brownfields is thus crucial to a better understanding of their conservation value and their potential as analogous habitats.

The objective of this master thesis is to characterise the diversity of plant species developing in pioneer wasteland environments, to determine the links between the way they are structured into communities and several environmental factors, and to analyse their similarity to natural habitats.

The sampling protocol enabled the identification of 140 species on 120 quadrats (1m<sup>2</sup>) spread across 15 wastelands in Liège and Charleroi. Analysis of the floristic data revealed a limited conservation value of brownfield sites, even though they shelter several heritage species. Indeed, no protected species have been found and the flora appears to be fairly common. Moreover, most of the sites contain exotic species, including invasives. However, the heterogeneous conditions of the brownfields allow a great species richness, which is influenced locally by the type of substrate and the percentage of bare soil. The data analysis shows that species richness is greater in areas of soil or rubble, and with high plant cover, whereas it is lower on slabs and concrete, and when the proportion of bare soil increases. Furthermore, pioneer species tend to be structured along environmental gradients, rather than into distinct communities. Finally, the floristic associations found in wastelands are close to those of natural pioneer environments, giving them a certain potential as analogous habitats to these ecosystems.

**Résumé** – Les friches industrielles urbaines et péri-urbaines font partie des espaces végétalisés les mieux représentés en ville et, grâce à leurs grandes surfaces, elles pourraient jouer un rôle important de refuge pour la biodiversité ainsi que s'intégrer dans le réseau écologique urbain. C'est pourquoi la connaissance des espèces qu'elles abritent est cruciale pour mieux appréhender leur valeur conservatoire ainsi que leur potentiel en tant qu'habitats analogues d'écosystèmes naturels.

Ce TFE a donc pour objectifs de caractériser la diversité des espèces végétales se développant dans les milieux pionniers des friches, de déterminer les liens entre la manière dont celles-ci se structurent en communautés et plusieurs facteurs environnementaux ainsi que d'analyser leur ressemblance avec des habitats naturels.

L'échantillonnage réalisé a permis d'identifier 140 espèces sur les 120 quadrats d'1m<sup>2</sup> répartis dans 15 friches à Liège et Charleroi. L'analyse de ces données floristiques a mis en évidence que la valeur conservatoire des friches industrielles n'est pas, en l'état, particulièrement importante même si elles accueillent déjà plusieurs espèces patrimoniales. En effet, aucune espèce protégée n'a été trouvée et la flore semble assez commune tandis que la plupart des sites abritent des espèces exotiques, dont certaines sont envahissantes. L'hétérogénéité des conditions des friches leur permet cependant d'accueillir une importante richesse spécifique. Localement, cette dernière est influencée par le type de substrat et le pourcentage de sol nu. Elle est ainsi plus grande sur les zones de terre ou de gravats et avec une couverture végétale importante tandis qu'elle est limitée sur des dalles ou du béton et lorsque la proportion de sol nu augmente. Par ailleurs, les espèces des milieux pionniers ont plutôt tendance à se structurer le long de gradients environnementaux et non pas à se distinguer clairement en différentes communautés. Pour finir, les associations floristiques retrouvées dans les friches se rapprochent de celles de milieux pionniers naturels, leur donnant un certain potentiel d'habitat analogue de ces écosystèmes.



# Table des matières

<b>REMERCIEMENTS :</b> .....	<b>7</b>
<b>TABLE DES MATIERES</b> .....	<b>11</b>
<b>1 INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1 BIODIVERSITE EN VILLE .....	1
1.2 BIODIVERSITE DES FRICHES .....	5
1.3 CONTEXTE DES FRICHES INDUSTRIELLES WALLONNES ET PROJET FRICHNAT.....	8
1.4 LES MILIEUX PIONNIERS .....	10
<b>2 OBJECTIFS DE RECHERCHE</b> .....	<b>11</b>
<b>3 MATERIEL ET METHODE</b> .....	<b>13</b>
3.1 SELECTION DES FRICHES A ETUDIER PAR LE PROJET FRICHNAT - TRAITEMENTS CARTOGRAPHIQUES.....	13
3.2 SELECTION DES FRICHES A ETUDIER DANS LE CADRE DU TFE .....	14
3.2.1 <i>Prospection de terrain</i> .....	14
3.2.2 <i>Sélection des sites pour l'étude de la flore des milieux pionniers en friche - Traitements cartographiques</i> .....	15
3.2.3 <i>Localisation des placettes d'inventaire</i> .....	16
3.3 FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ANALYSES .....	17
3.4 PROTOCOLE DE TERRAIN.....	18
3.5 TRAITEMENT DES DONNEES.....	19
3.5.1 <i>Préparation des données</i> .....	19
3.5.2 <i>Description de la diversité floristique des milieux pionniers des friches, lien avec les facteurs environnementaux et caractérisation de leur valeur conservatoire</i> .....	20
3.5.3 <i>Caractérisation des communautés végétales des friches</i> .....	20
3.5.4 <i>Comparaison des communautés végétales avec des écosystèmes naturels de référence et un autre milieu pionnier de sites post-industriels</i> .....	21
<b>4 RESULTATS</b> .....	<b>23</b>
4.1 DESCRIPTION DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE DES MILIEUX PIONNIERS DES FRICHES, LIEN AVEC LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET CARACTERISATION DE LEUR VALEUR CONSERVATOIRE .....	23
4.1.1 <i>Analyse des données d'inventaires floristiques des friches</i> .....	23
4.1.2 <i>Représentativité de l'effort d'échantillonnage</i> .....	25
4.1.3 <i>Effets des facteurs environnementaux sur la richesse spécifique du quadrat et de la friche</i> .....	26
4.1.4 <i>Ordination</i> .....	28
4.2 CARACTERISATION DES COMMUNAUTES VEGETALES DES FRICHES .....	30
4.2.1 <i>Identification des communautés végétales</i> .....	31
4.2.2 <i>Caractéristiques des communautés végétales</i> .....	33
4.3 COMPARAISON DES COMMUNAUTES VEGETALES AVEC DES ECOSYSTEMES NATURELS DE REFERENCE ET UN AUTRE MILIEU PIONNIER DE SITES POST-INDUSTRIELS.....	35
<b>5 DISCUSSION</b> .....	<b>37</b>
5.1 DESCRIPTION DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE DES MILIEUX PIONNIERS DES FRICHES, LIEN AVEC LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET CARACTERISATION DE LEUR VALEUR CONSERVATOIRE .....	37
5.2 CARACTERISATION DES COMMUNAUTES VEGETALES DES FRICHES .....	40
5.3 COMPARAISON DES COMMUNAUTES VEGETALES AVEC DES ECOSYSTEMES NATURELS DE REFERENCE ET UN AUTRE MILIEU PIONNIER DE SITES POST-INDUSTRIELS.....	41
5.4 SYNTHESE ET ELARGISSEMENTS .....	41
5.5 PERSPECTIVES .....	43
<b>6 CONTRIBUTION PERSONNELLE</b> .....	<b>45</b>
<b>7 CONCLUSION</b> .....	<b>47</b>
<b>8 BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>49</b>
<b>9 ANNEXES</b> .....	<b>53</b>



## Table des figures

FIGURE 1 : SCHÉMA DE LA THÉORIE DES FILTRES RÉGISSANT L'ASSEMBLAGE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES (PITZ, 2018).	P.2
FIGURE 2 : RELATION ENTRE LA NOUVEAUTÉ ÉCOLOGIQUE D'UN ÉCOSYSTÈME ET L'IMPORTANCE DE L'INFLUENCE HUMAINE SUR CE DERNIER (LUNDHOLM & RICHARDSON, 2010).	P.4
FIGURE 3 : CARTE DES AGGLOMÉRATIONS MORPHOLOGIQUES DE MONS (1), CHARLEROI (2) ET LIÈGE (3).	P.13
FIGURE 4 : CARTES DES FRICHES INVENTORIÉES SUR LES AGGLOMÉRATIONS DE CHARLEROI (À GAUCHE) ET DE LIÈGE (À DROITE).	P.15
FIGURE 5 : EXEMPLE DE CARTOGRAPHIE DES MILIEUX OUVERTS SUR UNE FRICHE (52011-ISA-0071) À CHARLEROI.	P.15
FIGURE 6 : EXEMPLE DE CARTOGRAPHIE DES 24 QUADRATS GÉNÉRÉS ALÉATOIREMENT ET DES 8 EFFECTIVEMENT INVENTORIÉS SUR UNE FRICHE (52011-ISA-0071) À CHARLEROI	P.16
FIGURE 7 : BOXPLOT DES VALEURS MOYENNES DES VALENCES ÉCOLOGIQUES DES ESPÈCES PAR QUADRAT.	P.24
FIGURE 8 : COURBE D'ACCUMULATION DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE POUR L'ENSEMBLE DES FRICHES.	P.25
FIGURE 9 : COURBES D'ACCUMULATION DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE POUR CHACUNE DES FRICHES.	P.26
FIGURE 10 : A) BOXPLOT DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DES QUADRATS POUR CHAQUE FRICHE ; B) BOXPLOT DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DES QUADRATS POUR CHAQUE TYPE DE SUBSTRAT ET C) RÉGRESSION LINÉAIRE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DES QUADRATS EN FONCTION DU POURCENTAGE DE SOL NU.	P.27
FIGURE 11 : RÉGRESSION LINÉAIRE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE TOTALE DE LA FRICHE EN FONCTION DE SON ÂGE.	P.27
FIGURE 12 : PCoA SUR LA COMPOSITION FLORISTIQUE DES QUADRATS D'INVENTAIRE ET LEUR STRUCTURATION SELON A) LE FACTEUR SITE (ELLIPSES) ET B) LES FACTEURS DE TYPE DE SUBSTRAT (ELLIPSES), DE POURCENTAGE DE SOL NU (SOL_NU), LES VALENCES ÉCOLOGIQUES D'HUMIDITÉ ÉDAPHIQUE (VE_HE), DE NIVEAU TROPHIQUE (VE_N) ET DE MATIÈRE ORGANIQUE (VE_MO) AINSI QUE L'ÂGE DE LA FRICHE (AGE_FRICHE).	P.28
FIGURE 13 : BOXPLOT DES COORDONNÉES SUR L'AXE 1 DE LA PCoA DES QUADRATS D'INVENTAIRES POUR CHAQUE TYPE DE SUBSTRAT.	P.29
FIGURE 14 : DISTRIBUTION DES ABONDANCES DES ESPÈCES SUR L'ENSEMBLE DES FRICHES INVENTORIÉES.	P.30
FIGURE 15 : GRAPHIQUE DE L'INDICE DE CALINSKI-HARABASZ, BASÉ SUR UN CLUSTERING DE TYPE K-MEANS, EN FONCTION DU NOMBRE DE COMMUNAUTÉS FORMÉES.	P.31
FIGURE 16 : DENDROGRAMME DES GROUPEMENTS FORMÉS PAR K-MEANS	P.31
FIGURE 17 : PCoA SUR LA COMPOSITION FLORISTIQUE DES QUADRATS D'INVENTAIRE AVEC LA PROJECTION DE A) 2 COMMUNAUTÉS K-MEANS ; B) 3 COMMUNAUTÉS K-MEANS ET C) 4 COMMUNAUTÉS K-MEANS.	P.32
FIGURE 18 : PCoA SUR LA COMPOSITION FLORISTIQUE DES COMMUNAUTÉS FORMÉES EXPÉRIMENTALEMENT (1,2 ET 3), DES 10 HABITATS NATURELS DE RÉFÉRENCE ET DES RECOLONISATIONS SUR SUBSTRAT MINÉRAL EN CARRIÈRE (CARRIÈRE).	P.35

## Tables des tableaux

TABLEAU 1 : INFORMATIONS ENCODÉES DANS UNE FICHE DE TERRAIN LORS DE LA PROSPECTION DES FRICHES	P.14
TABLEAU 2 : FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ÉTABLIS À L'ÉCHELLE DU QUADRAT	P.17
TABLEAU 3 : FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ÉTABLIS À L'ÉCHELLE DE LA FRICHE	P.17
TABLEAU 4 : INFORMATIONS AJOUTÉES POUR CHAQUE ESPÈCE INVENTORIÉE	P.19
TABLEAU 5 : LISTE DES HABITATS NATURELS DE RÉFÉRENCE (ARBRE DE CLASSIFICATION DES BIOTOPES - E, S. D.) ET DU MILIEU PIONNIER EN SITES POST-INDUSTRIELS (CARLINE, 2006)	P.21
TABLEAU 6 : CARACTÉRISTIQUES DES 15 FRICHES INVENTORIÉES	P.23
TABLEAU 7 : ESPÈCES INDICATRICES DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DES FRICHES (P < 0,05)	P.33
TABLEAU 8 : CARACTÉRISTIQUES ET FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX POUR CHACUNE DES 3 COMMUNAUTÉS DES FRICHES	P.34
TABLEAU 9 : MOYENNE DES VALENCES ÉCOLOGIQUES DES ESPÈCES INDICATRICES PAR COMMUNAUTÉ	P.34

# 1. Introduction

Le monde connaît actuellement une érosion de la biodiversité<sup>1</sup> d'une ampleur alarmante (Barrio & Rapini, 2023; Singh, 2002; Teysseire, 2004). Les causes de cette dégradation du vivant sont multiples mais la littérature s'accorde à dire qu'elle découle principalement des changements d'occupation du sol, de l'exploitation des ressources naturelles, de la pollution, du changement climatique et de l'invasion par des espèces exotiques (Jauregulberry et al., 2022; Nelson, 2005). Ce premier facteur est souvent considéré comme ayant le plus d'impact sur la biodiversité (Jauregulberry et al., 2022; Nelson, 2005; Singh, 2002). En effet, le changement d'occupation du sol, en plus de diminuer la surface totale occupée par un écosystème, mène à sa fragmentation (Didham, 2010). Elle correspond au « processus par lequel la perte d'habitat génère un fractionnement de grands habitats continus en un plus grand nombre de petites taches, de surface totale moindre et isolées les unes des autres par une matrice d'un habitat différent » (Didham, 2010). Ces morcellements jouent alors sur la connectivité des taches d'habitat entre elles et augmentent l'influence de la matrice sur chacune d'elles (« edge effects ») (Didham, 2010). La zone d'habitat dans laquelle les conditions abiotiques restent inchangées, et où les espèces qui y sont inféodées peuvent continuer de subsister, se voit donc encore amoindrie. Les principales conséquences de ces processus sont la diminution de la taille des populations qui vivent dans ces habitats et leur isolement spatial les unes par rapport aux autres (Didham, 2010). Les échanges entre les populations sont alors entravés et les espèces deviennent plus sensibles à une extinction locale à cause d'événements stochastiques et de l'appauvrissement de la diversité du pool génétique (Brun, 2015; Didham, 2010). A plus large échelle, ce phénomène menace donc d'extinction de nombreuses espèces dans toutes les branches phylogénétiques (Brun, 2015).

Bien que les milieux naturels aient principalement été convertis en zones agricoles, l'expansion des espaces urbains et périurbains contribuent aussi largement à leur perte (Brun, 2015; Foley et al., 2005). Cette tendance devrait d'ailleurs se renforcer puisqu'il est attendu que 66% de la population mondiale se concentre dans les villes d'ici 2050, contre 54% actuellement (ONU, s. d.). Ainsi, une stratégie pertinente pour contrer l'érosion du vivant consisterait à redonner à la biodiversité une plus grande place dans des espaces où elle était jusqu'ici négligée : les villes.

## 1.1. Biodiversité en ville

L'étude menée se concentrera sur les zones urbaines et périurbaines. Les premières sont définies comme un « territoire construit et aménagé par l'homme formant un tissu continu de surfaces artificialisées, une densité importante d'habitats et une concentration d'activités sociales, économiques et culturelles ». Les zones périurbaines résultent de l'étalement urbain et se définissent, en comparaison aux zones urbaines, comme des endroits de « densités intermédiaires tant du point de vue de la population que des activités et de l'emploi, [avec] une imbrication des espaces bâtis et non bâtis incluant de nombreux espaces « naturels » et agricoles, une surreprésentation de l'habitat individuel » (Gauthier, 2018).

En effet, les villes présentent un fort potentiel d'accueil de la biodiversité grâce à la présence de parcs, de jardins, mais aussi d'habitats plus informels, tels des zones rudérales ou abandonnées (Araque-Goy et al., 2012; Kattwinkel et al., 2011). La particularité des territoires citadins tient dans la

---

<sup>1</sup> La biodiversité reprend à la fois la diversité génétique, la diversité des espèces floristiques et faunistiques, la diversité des écosystèmes mais également les interactions multiples et complexes qui agissent à l'intérieur et entre ces différents niveaux (Gauthier, 2018).

coexistence d'une grande hétérogénéité d'habitats et dans la présence de nombreux microhabitats sur des surfaces restreintes (Araque-Goy et al., 2012; Foley et al., 2005; Kowarik, 2011). Bien qu'on y retrouve généralement une moins grande richesse en oiseaux, papillons, carabidés, lichens et mousses (Kowarik, 2011), plusieurs études montrent que les plantes vasculaires, à la fois natives et introduites, y sont plus diversifiées que dans les espaces ruraux, et même que leur nombre augmenterait avec la taille de la ville et son nombre d'habitants (Kowarik, 2011). Ceci est à nuancer avec la présence de nombreux espaces cultivés, souvent particulièrement pauvres en espèces, dans le paysage rural (Araque-Goy et al., 2012; Lemoine, 2016). Néanmoins, le pic de diversité se trouve majoritairement dans les zones péri-urbaines, à l'endroit où les particularités des villes rencontrent celles des campagnes (Kowarik, 2011).

Logiquement, les conditions présentes en ville agissent comme des filtres écologiques qui façonnent les communautés qui s'y installent. Ces filtres correspondent à l'ensemble des contraintes qui empêchent certaines espèces de coloniser un site, de s'y établir ou d'y perdurer à long terme (Cristofoli & Mahy, 2010). Elles fonctionnent comme une succession de filtres excluant les espèces à partir d'un pool régional et formant des pools d'espèces de plus en plus restreints pour finalement aboutir à la communauté réellement observée localement (Cristofoli & Mahy, 2010; Pitz, 2018). Il existe 3 filtres différents dont le fonctionnement est représenté sur la **figure 1**.

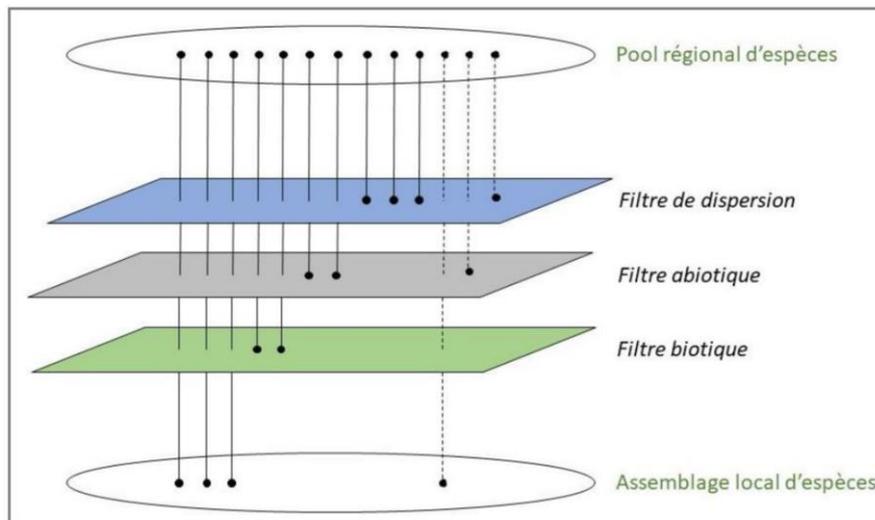


Figure 1 : Schéma de la théorie des filtres régissant l'assemblage des communautés végétales (Pitz, 2018).

Le premier, le filtre à la dispersion, reprend les contraintes qui empêchent une espèce d'atteindre un nouveau lieu. Celles-ci peuvent être intrinsèques à l'espèce, par sa capacité à se déplacer ou se disséminer sur des distances plus ou moins grandes, sa sensibilité à la fragmentation, sa persistance dans la banque de graines du sol, ... Elles dépendent également de l'environnement du site, par la fréquence et l'abondance d'arrivée de propagules, la perméabilité de la matrice séparant le site d'habitats similaires, ... La ville, par sa structure, fragmente les espaces naturels et crée une matrice peu perméable aux déplacements de nombreuses espèces. Elle favorise ainsi plutôt celles qui sont assez mobiles et subsistent bien en milieux ouverts (Kowarik, 2011; McDonald et al., 2019). De plus, les activités anthropiques lèvent ce filtre pour de nombreuses espèces exotiques mais aussi indigènes. En effet, que ce soit de manière intentionnelle (plantes d'agrément, espèces d'intérêt commercial, ...) ou non (passagers clandestins dans les marchandises, sur les vêtements, ...), l'humain emmène avec lui, parfois sur des milliers de kilomètres, de grandes quantités d'espèces (Kowarik, 2011). Cela provoque l'apparition de combinaisons originales d'espèces natives et exotiques ainsi qu'une homogénéisation de la flore urbaine à l'échelle mondiale (Kowarik, 2011; Lemoine, 2016; McDonald et al., 2019).

Le second est le filtre abiotique. Il correspond aux contraintes associées aux conditions physico-chimiques du site (régime hydrique, niveau trophique, régime de perturbations, cycles biogéochimiques, ...). Celles-ci favorisent l'établissement et la survie de certaines espèces plutôt que d'autres. Ainsi, de manière générale, les zones urbaines et péri-urbaines ont plutôt tendance à présenter un climat plus chaud et sec, à être régulièrement perturbées et enrichies en nutriments et parfois en polluants (Kowarik, 2011; Lundholm & Richardson, 2010).

Le troisième et dernier filtre est biotique. Celui-ci reprend toutes les contraintes liées aux interactions entre les espèces (compétition, facilitation, mutualisme, espèces nurse, ...) permettant leur installation et leur survie dans le milieu (Cristofoli & Mahy, 2010; Pitz, 2018). Les activités humaines en ville impactent les interactions entre espèces, entre autres par l'introduction d'espèces exotiques, la gestion des espaces naturels, l'éradication systématique des adventices et/ou le soin appliqué à des plantes désirées (Kowarik, 2011).

Ces différents filtres provoquent la présence, en ville, d'une diversité phylogénétique réduite, avec seulement certains taxons bien représentés, et des traits fonctionnels spécifiques témoignant d'espèces typiques des milieux eutrophes, chauds, secs, lumineux et perturbés, particulièrement adaptées aux conditions urbaines (Brun, 2015; Kowarik, 2011; Lemoine, 2016). La flore est donc surtout « ordinaire », présentant des espèces communes souvent retrouvées dans les zones anthropisées et qui ne sont donc ni particulièrement rares, ni particulièrement en déclin (Brun, 2015). Les plantes natives rares, typiquement celles présentes sur la Liste Rouge de l'IUCN, ont tendance à y décliner parce qu'elles nécessitent des environnements plus naturels et sont donc exclues du pool d'espèces par des filtres abiotiques (Kowarik, 2011). Au contraire, les espèces exotiques y sont particulièrement concentrées, représentant environ 40% (25% sont des néophytes<sup>2</sup>) de la richesse spécifique totale (Kowarik, 2011). Il est à noter que les espèces exotiques sont généralement moins abondantes que les espèces natives et sont présentes principalement dans les jardins, dans des milieux naturellement perturbés (zones inondées) mais aussi dans les stades précoces de la succession écologique en friches ou dans les forêts pionnières développées sur des zones à l'abandon (Kowarik, 2011). Les espèces exotiques qui réussissent à s'installer ont principalement les traits fonctionnels « urbains » abordés plus haut ou sont valorisées par les activités humaines (« biodiversité préférée ») (Kowarik, 2011).

Toutes ces conditions spécifiques aux villes créent des « écosystèmes émergents » ou « novel ecosystem ». Les *novel ecosystems* sont caractérisés par une configuration d'espèces qui diffèrent, en composition, en structure ou en abondances relatives, de celles historiquement présentes dans un biome à cause de changements environnementaux d'origine humaine, de conversions de l'occupation du sol ou de l'invasion par certaines espèces (Hobbs et al., 2013; Kowarik, 2011). Il est intéressant de noter que l'apparition de nouveaux écosystèmes peut également découler de phénomènes naturels par des événements de colonisation à longue distance, des mutations génétiques ou des changements géologiques de grande ampleur (Lundholm & Richardson, 2010). Ces écosystèmes émergents se développent par exemple sur les bâtiments, dans des parcs d'activités industrielles laissés à l'abandon, dans certains systèmes horticoles ou sur les toitures vertes (Kowarik, 2011).

Cependant, depuis plusieurs années, il a été mis en évidence qu'au sein de ces *novel ecosystems*, certains habitats pouvaient être considérés comme des « habitats analogues ». Ceux-ci se définissent comme des habitats anthropisés présentant des structures abiotiques et/ou des fonctionnements proches de ceux d'un écosystème naturel de référence (Lundholm & Richardson, 2010). Ils permettent ainsi de soutenir l'installation et le développement de la biodiversité indigène qui y est

---

<sup>2</sup> Espèces introduites en Europe après 1500

inféodée (Lundholm & Richardson, 2010). Par exemple, les infrastructures bâties peuvent représenter des habitats analogues de falaises ou de milieux rocheux tandis que les toitures vertes ayant une faible profondeur de substrat seraient plutôt analogues des pelouses calcaires (Lundholm & Richardson, 2010).

De plus, il est possible de modéliser la relation entre l'influence de l'être humain et la nouveauté écologique des écosystèmes comme deux gradients orthogonaux (**fig. 2**).

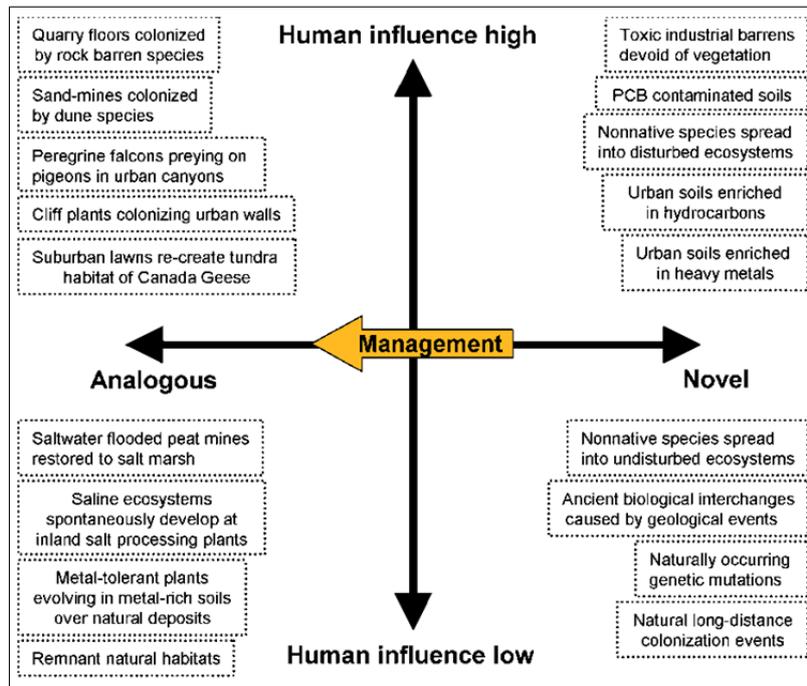


Figure 2 : Relation entre la nouveauté écologique d'un écosystème et l'importance de l'influence humaine sur ce dernier (Lundholm & Richardson, 2010).

En ville, les écosystèmes sont tous fortement influencés par l'homme. Cependant, comme il est possible de l'observer sur la **figure 2**, ceux-ci peuvent, en fonction des situations, plutôt être considérés comme des écosystèmes émergents ou des habitats analogues. La **figure 2** met également en évidence que les écosystèmes peuvent évoluer de *novel ecosystem* à habitat analogue grâce à une gestion adaptée (Lundholm & Richardson, 2010).

## **1.2. Biodiversité des friches**

En ville, les friches sont les espaces végétalisés les mieux représentés juste après les pelouses urbaines (Araque-Goy et al., 2012). Elles sont généralement bien intégrées au tissu urbain et présentent donc un potentiel de réseau écologique très important (Araque-Goy et al., 2012; Brun, 2015). Ce sont également les dernières zones de nature en ville à n'être pas gérées par l'Homme (Nash, s. d.). Parallèlement à cela, il a déjà été démontré que certains sites post-industriels ont un fort potentiel d'habitat analogue (Lundholm & Richardson, 2010; Pitz et al., 2018). D'une part, les carrières ont déjà montré leurs capacités d'accueil pour bon nombre d'espèces patrimoniales (Hauteclair & Séleck, 2021; Séleck et al., 2019). De plus, elles sont caractérisées par des murs raides, des plateaux rocheux plats et des cavités peu profondes sujettes aux inondations et aux assèchements successifs qui en font de très bons habitats analogues de milieux rocheux, de dunes sableuses et de prairies mésophiles (Lundholm & Richardson, 2010). D'autre part, les terrils abritent eux aussi certaines espèces ou communautés rares (Frankard, 2006). En effet, suite à l'extraction de houille, ils rassemblent une grande diversité d'habitats dont certains assez rares, par exemple des communautés pionnières xérophytiques, des pelouses sèches, des friches ou des zones de combustion (Frankard, 2006).

La question qui se pose est donc de savoir si les friches industrielles, elles aussi, regorgeraient d'espèces patrimoniales et présenteraient un potentiel encore méconnu pour le déploiement d'une biodiversité d'intérêt.

Une friche industrielle est, par définition, un espace abandonné composé des reliquats d'activités industrielles et économiques passées (Feng & Tung, 2020; Zheng & Masrabaye, 2023). C'est une zone momentanément sans projet, pour des raisons souvent économiques, sociales ou de nature (impossibilité d'utilisation des linéaires le long d'infrastructures, ...), et dont l'assignation est encore incertaine mais qui sera, à terme, réaffectée (Araque-Goy et al., 2012; Lemoine, 2016; Zheng & Masrabaye, 2023). Ces endroits sont régulièrement sujets à des problèmes de pollution, de désaffectation ou de sous-utilisation qui amènent à une détérioration des lieux (Cox & Rodway-Dyer, 2022; Feng & Tung, 2020; Gauthier, 2018; Zheng & Masrabaye, 2023). Par exemple, les friches industrielles peuvent prendre la forme de chemins de fer à l'abandon, de décharges, de zones commerciales désaffectées, d'anciennes industries, de bâtiments, ... (Kattwinkel et al., 2011; Zheng & Masrabaye, 2023).

Les friches sont au cœur de nombreux enjeux de développement territorial puisqu'elles sont soumises à plusieurs pressions (Cox & Rodway-Dyer, 2022; Kattwinkel et al., 2011). En effet, d'une part, ces zones ont un fort potentiel économique puisqu'elles pourraient accueillir de nouvelles activités ou des logements (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Grandjean et al., 2006; Lemoine, 2016). De plus, la réaffectation des friches est vue comme une possibilité de densification urbaine et permet d'éviter l'urbanisation de nouveaux espaces. En effet, ce processus est considéré comme presque irréversible et mène aux problèmes générés par les changements d'occupation du sol abordés plus haut (Araque-Goy et al., 2012; Da Cunha & Bochet, 2005; Grandjean et al., 2006; Hunter, 2014; Lemoine, 2016). D'autre part, il est souvent fait mention de l'intérêt social que ces sites peuvent avoir. Ils permettent de créer des bulles de respiration pour les habitants alentours, sont propices aux balades et à la reconnexion de l'homme à la nature, et jouent le rôle d'espaces de refuge pour certaines populations marginalisées (Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). Enfin, et c'est ce qui nous occupera dans ce rapport, de nombreux chercheurs se penchent sur les capacités énormes que les friches pourraient avoir pour le redéploiement de la biodiversité en ville (Araque-Goy et al., 2012;

Bravet et al., 2018; Cox & Rodway-Dyer, 2022; Hunter, 2014; Lemoine, 2016; Nash, s. d.). Le maintien de ces zones naturelles permettrait également de valoriser certains services écosystémiques tels que la régulation de l'humidité de l'air et de la température en ville, ... (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Lemoine, 2016)

En effet, le délaissement des sites industriels a permis l'apparition de zones « sauvages » où la recolonisation naturelle par la faune et la flore a pu prendre place (Kowarik, 2011). Une des particularités des friches industrielles vient de la grande hétérogénéité des habitats qu'elles présentent (Lemoine, 2016). D'une part, cette variété est perceptible d'une friche à l'autre à cause de sa taille, de son âge, du type de substrat qui s'y trouve ou encore des activités économiques qu'elle a accueillies. D'autre part, une grande diversité de conditions peut également être présente au sein d'une même friche. Celle-ci vient d'utilisations localisées pour les différentes fonctions de l'industrie lorsqu'elle était en activité (zones de stockages, d'extraction, d'entassement des déchets, inutilisées, ...) mais aussi de ce qui s'y passe depuis son abandon (sentiers de balade, zones de campement, zones non perturbées, ...) (Araque-Goy et al., 2012; Cox & Rodway-Dyer, 2022; Lemoine, 2016). Ainsi, différents types de structures (tas de gravats, dalles de béton, structures métalliques, ...) et de contaminations (produits chimiques, ...) s'y côtoient mais il existe aussi des disparités dans les conditions de tassement, de niveau trophique, ... (Araque-Goy et al., 2012; Cox & Rodway-Dyer, 2022; Lemoine, 2016). Ces différences génèrent une mosaïque d'habitats présentant une grande variabilité spatio-temporelle (Lemoine, 2016). Ils se déclinent depuis des espaces encore entièrement minéralisés et imperméables jusqu'à des forêts pionnières, en passant par tous les stades intermédiaires de la succession écologique : sol nu, communautés pionnières herbacées, pelouses, prairies, ronciers, fourrés, ... (Araque-Goy et al., 2012; Bravet et al., 2018; Gauthier, 2018; Kattwinkel et al., 2011; Lemoine, 2016). Cependant, ce sont principalement les stades intermédiaires, herbacés, qui dominent (Araque-Goy et al., 2012; Bravet et al., 2018; Gauthier, 2018; Kattwinkel et al., 2011).

Il est également important de noter que les friches, par définition, présentent des écosystèmes éphémères (Kattwinkel et al., 2011; Lemoine, 2016). En effet, suite à une perturbation de grande ampleur liée à l'activité industrielle, la friche va peu à peu passer par tous les stades de la succession écologique pour aboutir à des formations forestières. Cette évolution naturelle n'est pas homogène puisque les conditions abiotiques locales peuvent ralentir ou même bloquer le système à un certain stade de la succession écologique pendant de nombreuses années (« blocage écologique »). Cependant, les habitats qui s'y développent sont voués à évoluer en l'absence de gestion.

Les friches présentent donc une biodiversité importante, plus grande que celle des espaces verts urbains (squares, parcs, jardins, ...) et pourraient donc jouer un rôle de réservoir de biodiversité (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). D'autant plus que, par l'absence d'entretien, elles présentent également plusieurs structures souvent totalement absentes des espaces verts gérés, comme du bois mort, qui permettent le développement d'espèces absentes en ville (Hunter, 2014). Néanmoins, les espaces urbains seraient complémentaires des friches puisqu'ils accueillent des cortèges d'espèces distinctes, même si certaines sont communes à tous (Lemoine, 2016).

Ainsi, les inventaires de friches dans diverses villes (Bremen et Düsseldorf en Allemagne, Paris, Tours, Blois, Lille, Saint-Omer, Arques et Marseille en France et Birmingham en Angleterre) montrent que la flore qui s'y développe a certaines caractéristiques communes. Tout d'abord, ces friches présentent plutôt une nature ordinaire néanmoins riche en espèces. En effet, certaines études françaises mettent en avant qu'un tiers à un peu plus de la moitié de la flore totale retrouvée dans l'entièreté du département y est représentée (Araque-Goy et al., 2012; Lemoine, 2016). De plus, les plantes qui s'y

développent ont généralement une niche écologique assez large (Lemoine, 2016). Elles sont plutôt typiques des milieux chauds, secs et riches en nutriments (phosphore, azote, soufre), mais aussi tolérantes aux stress (Bravet et al., 2018; Cox & Rodway-Dyer, 2022; Gauthier, 2018; Kattwinkel et al., 2011).

Les friches comptent des espèces natives et des espèces exotiques naturalisées (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Hunter, 2014; Kattwinkel et al., 2011; Lemoine, 2016). En effet, environ 50% des espèces inventoriées sont exotiques et la grande majorité des friches présente des espèces exotiques envahissantes (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). Dans un cas comme dans l'autre, ces espèces non indigènes semblent surreprésentées dans les friches par rapport aux autres habitats du même département (Araque-Goy et al., 2012). Parallèlement à cela, la présence d'espèces protégées est rare bien que, dans toutes les études, au moins une espèce protégée ait été observée (Araque-Goy et al., 2012; Hunter, 2014; Lemoine, 2016). Leur présence est retrouvée sur quelques zones présentant des contraintes édaphologiques fortes (ballasts, technosols, ...) (Lemoine, 2016).

De manière générale au sein des friches, ce sont les écosystèmes herbacés prairiaux qui présentent la plus grande diversité spécifique mais ils sont aussi les plus susceptibles d'accueillir des espèces exotiques (Araque-Goy et al., 2012; Lemoine, 2016). En seconde place se trouvent les fourrés et les espaces de sols nus tandis que les milieux les moins riches sont les formations forestières (Lemoine, 2016). De même, la biodiversité végétale semble augmenter avec de plus grandes surfaces de friches et au cours du temps, jusqu'à un maximum autour de 15 ans (Kattwinkel et al., 2011; Lemoine, 2016; Macgregor et al., 2022). La présence d'espaces verts aux alentours favorise également la richesse spécifique (Lemoine, 2016).

Les particularités de la flore retrouvée dans les friches peuvent être expliquées à la lumière de la notion de filtres écologiques abordée plus haut. En effet, le pool d'espèces potentielles dépend grandement des espèces présentes dans les villes (filtre à la dispersion) et il est dès lors logique d'y trouver de nombreuses espèces des squares ou des parcs (Araque-Goy et al., 2012; Cox & Rodway-Dyer, 2022). Cependant, les conditions en friche (filtre abiotique) sont distinctes de celles présentes en ville. D'abord, les structures (tas de pierres, ...) et les types de sols (terre de remblai, ...) diffèrent. De plus, des pollutions (métaux lourds, déchets, hydrocarbures, ...) peuvent être présentes et les niveaux trophiques ont tendance à être assez élevés ou assez pauvres (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018). Enfin, les friches sont caractérisées par un régime de perturbation intermédiaire, avec des interventions humaines plus localisées, laissant certaines zones intactes au cours du temps (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Hunter, 2014; Nash, s. d.). Ce dernier aspect permet l'installation de certaines espèces urbanophobes et/ou patrimoniales qui ne pourraient se développer en ville (Araque-Goy et al., 2012; Gauthier, 2018; Kowarik, 2011).

Bien sûr, le cortège d'espèces varie d'une friche à l'autre puisqu'il dépend des conditions qui lui sont spécifiques (nature des sols, pollution, niveau hydrique, âge de la friche, temps écoulé depuis le dernier bouleversement, ...) (Gauthier, 2018). Ainsi, les zones fortement utilisées par l'homme (déchets, latrines, ...) présentent une flore plutôt nitrophile tandis que celles encore fortement imperméabilisées permettent le développement d'espèces saxicoles (Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). De même, des adventices colonisent plutôt les zones perturbées (Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). Les friches considérées comme ayant la valeur conservatoire la plus élevée seraient celles installées sur des zones humides ou des terrains secs pauvres en nutriments puisqu'elles pourraient fonctionner comme des dunes sableuses ou des landes (Hunter, 2014). De même, certaines contaminations, par exemple au métaux lourds, mettraient en place les conditions abiotiques nécessaires au

développement de certaines plantes rares (métallophytes typiquement retrouvées dans des serpentines ou des affleurements rocheux par exemple) (Lundholm & Richardson, 2010). Dans ces cas, les friches joueraient le rôle d'habitats analogues et soutiendraient les espèces patrimoniales qui s'y retrouvent normalement.

De plus, certaines friches présenteraient des écosystèmes émergents intéressants. En effet, la combinaison entre des plantes indigènes et exotiques crée une biodiversité qui n'est pas banale alors même qu'elle présente surtout des espèces assez ordinaires (Lemoine, 2016). De plus, ces mélanges d'espèces natives ou non engendrent une biodiversité parfois supérieure à certains habitats naturels (Hunter, 2014).

Ces habitats analogues insérés dans une matrice de nouveaux écosystèmes pourraient fonctionner tel un réseau d'espaces verts informels dans la ville (Araque-Goy et al., 2012; Cox & Rodway-Dyer, 2022; Gauthier, 2018; Hunter, 2014; Lundholm & Richardson, 2010; Nash, s. d.).

C'est pour toutes ces raisons qu'il semble intéressant de considérer les friches comme ayant un bon potentiel de redéploiement d'une biodiversité au minimum courante mais potentiellement de plus grande valeur conservatoire (Lemoine, 2016).

### **1.3. Contexte des friches industrielles wallonnes et projet FrichNat**

Dans le cadre de ce rapport, les friches industrielles seront assimilées aux sites à réaménager (SAR) « de fait »<sup>3</sup> caractérisés comme tels par la région wallonne. Un SAR est, selon l'article D.V.1,1° du code du développement territorial (CoDT), « un bien immobilier ou un ensemble de biens immobiliers qui a été ou qui était destiné à accueillir une activité autre que le logement et dont le maintien dans son état actuel est contraire au bon aménagement des lieux ou constitue une déstructuration du tissu urbanisé » (Grandjean et al., 2006; *Sites à réaménager*, 2023). Cette définition est donc plus large que celle des friches industrielles puisqu'elle reprend également des zones n'ayant pas fait l'objet d'une activité économique (écoles, hôpitaux, installations sportives ou culturelles, ...) (Grandjean et al., 2006; *Sites à réaménager*, 2023). Historiquement, la plupart des friches industrielles sont issues de l'abandon de sites construits pendant la période d'industrialisation des 19<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> siècles (Gauthier, 2018; *Les sites à réaménager (SAR)*, s. d.). En effet, depuis le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle, plusieurs crises du secteur, ainsi que la mondialisation, ont provoqué une désindustrialisation importante en Belgique (*Les sites à réaménager (SAR)*, s. d.; Vandermotten, 2017).

En 2022, la Wallonie comptabilise 2 208 SAR pour un total de 3 649 ha, soit 0,22% de son territoire (*Sites à réaménager*, 2023). Ceux-ci se retrouvent pratiquement dans toutes les communes wallonnes, les provinces les plus enrichies sont celles du Hainaut (892 sites pour 1721 ha) et de Liège (632 sites pour 717 ha) (*Sites à réaménager*, 2023). En effet, ces provinces sont situées sur le sillon Sambre et Meuse, connu pour avoir été le territoire wallon le plus industrialisé (Vandermotten, 1998). C'est également pour cela que les zones d'étude choisies dans le cadre de ce TFE sont les agglomérations de Liège et de Charleroi. De plus, les dimensions des SAR sont assez variées, allant de quelques dizaines de mètres carrés à plus de 100 ha, même si la majorité d'entre eux a une surface inférieure à 5 ha (Grandjean et al., 2006). En zone urbaine, ce sont les petits sites qui dominent (Grandjean et al., 2006).

---

<sup>3</sup> Cela intègre donc tous les sites correspondant à la définition de SAR par le CoDT, même si ceux-ci n'ont pas fait l'objet d'un arrêté de reconnaissance officiel (*Sites à réaménager*, 2023)

Actuellement, très peu d'informations sont connues sur les espèces qui peuplent les friches industrielles wallonnes et c'est pour remédier à ces manques que le projet FrichNat, dans lequel s'inscrit ce TFE, a été développé. Celui-ci prend place sur une durée de 18 mois, s'écoulant de décembre 2022 à septembre 2024, et est financé par le Plan de Relance de la Wallonie (PRW). Son but est l'étude du rôle des friches industrielles urbaines et périurbaines dans la conservation de la faune et de la flore en Wallonie. Pour y parvenir, le projet FrichNat rassemble plusieurs partenaires :

- Les professionnels et les bénévoles du Cercle des Naturalistes de Belgique (CNB) qui apporteront leurs compétences d'identification dans les différents groupes taxonomiques étudiés grâce à une approche de science participative.
- Les chercheurs de l'axe *Biodiversité et Paysages* (BP) de Gembloux Agro-Bio Tech, compétents dans la caractérisation, la gestion et la valorisation de la biodiversité, pour la co-construction, avec les écopédagogues du CNB, de la méthodologie d'inventaires standardisés qui sera utilisée pour les inventaires des friches par les bénévoles du CNB.
- Les chercheurs du *Local Environment Management and Analysis* (LEMA) de l'Université de Liège, compétents en urbanisme et mobilité, pour l'identification des friches industrielles à étudier.
- De manière plus ponctuelle, le DEMNA et des associations telles que Natagora, Ardenne & Gaume, Charleroi Nature, Naturalistes de Charleroi, cercles mycologiques de Mons, Education Environnement (Liège), Fondation Bryologique PdZ, ...

Plus particulièrement, l'objectif du projet se décline en 2 pôles distincts :

Le premier est d'améliorer les connaissances des espèces et des habitats peuplant les friches. Pour cela, des inventaires sont prévus pour les groupes taxonomiques suivants : angiospermes, bryophytes, lichens, reptiles et amphibiens, grands mammifères ainsi que 2 groupes peu étudiés encore à définir. Le projet vise le développement des connaissances sur des groupes déjà bien prospectés mais surtout l'étude de taxons plus méconnus. De plus, une attention particulière sera donnée aux espèces exotiques envahissantes et au caractère de foyer de colonisation que les friches peuvent représenter pour elles. L'ensemble de ces informations doit permettre de déterminer le rôle des friches dans le soutien de la biodiversité en Wallonie. Ensuite, les listes d'espèces permettent de déterminer les types d'habitats qui s'y retrouvent et, ainsi, la présence d'habitats d'intérêt communautaire et la contribution que les friches pourraient avoir au réseau Natura2000.

Le second pôle est la mise en place d'une méthodologie d'inventaires, co-construite par les experts naturalistes (CNB) et les experts universitaires, permettant de valoriser les données générées par les bénévoles des CNB.

Les connaissances générées par ce projet seront utilisées dans une logique d'aide à la décision pour les projets de réhabilitation des friches par le PRW, en mettant en évidence leurs apports au développement d'infrastructures vertes. Ainsi, le projet s'insère dans les objectifs environnementaux de la Wallonie et de l'Union européenne retrouvés dans les approches suivantes :

- Les objectifs du gouvernement wallon, par le Schéma de Développement du territoire (SDT), afin d'arrêter l'artificialisation des terres d'ici à 2050 (*Artificialisation du territoire*, 2022) ;
- La stratégie *Biodiversité 360°* wallonne visant la mise en place d'un réseau d'espaces protégés permettant un redéploiement des espèces et des habitats menacés et, en lien, la mise en place de modes de déplacements plus doux et d'activités socio-récréatives dans les zones urbaines et périurbaines (*Stratégie Biodiversité 360°*, s. d.) ;
- Les stratégies *Biodiversité 2030* de l'Union européenne ayant pour but d'initier la restauration de la biodiversité en Europe et de mettre en place un réseau écologique à l'échelle du continent (*Stratégie européenne 2030 pour la biodiversité*, s. d.) ;
- Le règlement européen « Proposal for a Regulation on Nature Restoration », visant la restauration de 20% des terres et mers en Europe d'ici 2030 (*Nature Restoration Law*, 2023) ;
- Les objectifs du règlement 1143/2014 de l'Union européenne sur la surveillance des espèces exotiques envahissantes (« Règlement (UE) N°1143/2014 du Parlement Européen et du Conseil », 2014).

En effet, les friches industrielles pourraient, en plus de jouer un rôle significatif dans le développement du réseau écologique régional, être utilisées par les populations alentours comme accès direct à la nature.

De manière pratique, le projet FrichNat se centre sur l'étude des communes d'agglomération et de banlieue, où se rassemblent majoritairement les friches industrielles, des régions urbaines de Charleroi, Liège et Mons. En effet, celles-ci se retrouvent sur l'axe wallon post industriel, particulièrement riche en friches industrielles. En outre, les inventaires sont menés sur au moins 30 friches, préférentiellement sous-échantillonnées, réparties dans les 3 régions urbaines citées ci-dessus.

#### **1.4. Les milieux pionniers**

Les milieux pionniers de sites post-industriels peuvent présenter des caractéristiques favorables au développement d'espèces patrimoniales comme ce fut déjà démontré dans les carrières wallonnes (Hauteclair & Séleck, 2021; Joassin, 2020). Cependant, dans les friches industrielles wallonnes, cet habitat est aussi le plus vulnérable à l'invasion par des espèces exotiques envahissantes (Defacqz, 2023). Ces milieux sont donc au cœur d'enjeux cruciaux et leur caractérisation permettra de mieux comprendre comment ces 2 types d'espèces interagissent et s'agencent réellement.

## **2. Objectifs de recherche**

Ce TFE a pour but de décrire la diversité floristique et d'évaluer la valeur conservatoire des milieux pionniers développés dans les friches industrielles urbaines et périurbaines wallonnes en se basant sur la caractérisation des communautés végétales présentes dans 15 friches des agglomérations de Charleroi et de Liège. Afin de répondre à la question de recherche, ce TFE est subdivisé en trois objectifs spécifiques, à savoir :

- 1) Décrire la diversité floristique des milieux pionniers des friches industrielles et son lien avec des facteurs environnementaux définis afin de caractériser la valeur conservatoire de ces milieux.
- 2) Déterminer comment ces espèces se structurent en différentes communautés végétales et quelles sont les caractéristiques principales de ces communautés.
- 3) Caractériser le potentiel d'habitat analogue des friches industrielles en comparant les communautés qui s'y trouvent avec des habitats naturels de référence et avec la flore d'un autre milieu pionnier post-industriel.



### 3. Matériel et méthode

#### 3.1. Sélection des friches à étudier par le projet FrichNat - Traitements cartographiques

Toutes les manipulations cartographiques effectuées dans le cadre de ce travail ont été faites grâce au programme QGIS Desktop 3.22.8.

La cartographie des friches du projet FrichNat a pour but de regrouper les friches qui pourront être analysées dans le cadre de l'étude. La définition d'une friche industrielle se base sur son approche urbanistique par le concept de SAR (Sites à Réhabiliter). Les SAR sont ensuite sélectionnés sur base de 4 critères établis au tout début du projet et permettant de définir son champ d'application. Pour faire partie de FrichNat, ils doivent donc :

1. Être compris dans les agglomérations morphologiques de Mons, Charleroi ou Liège (**fig. 3**) ;
2. Être à l'arrêt depuis plus de 5 ans (2018) ;
3. Ne pas avoir été reconvertis ou avoir été reconvertis en espaces verts ou de loisirs ;
4. Présenter une surface supérieure à 1 ha.

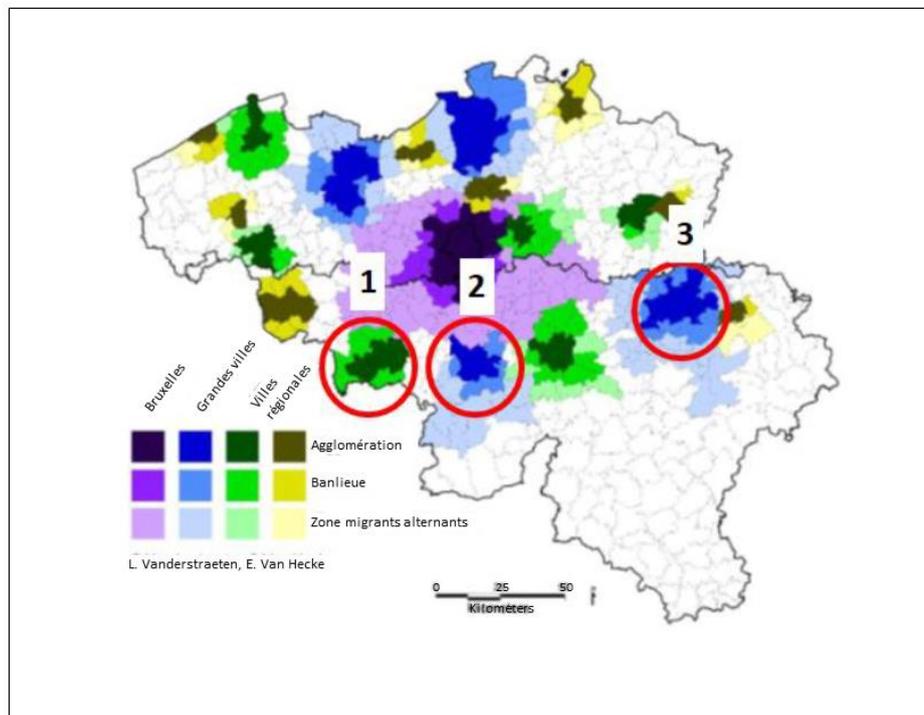


Figure 3 : Carte des agglomérations morphologiques de Mons (1), Charleroi (2) et Liège (3).

Au niveau pratique, la sélection des friches à étudier dans le projet FrichNat a été obtenue à partir de la couche reprenant l'ensemble des SAR wallons fournies par le SPW (*Sites à Réaménager (Inventaire) - Série*, 2023) à laquelle ont été enlevés les sites ne respectant pas les hypothèses ci-dessus.

## 3.2. Sélection des friches à étudier dans le cadre du TFE

### 3.2.1. Prospection de terrain

La prospection de terrain sert à acter de manière définitive si les friches visitées sont adéquates pour être étudiées dans le cadre de ce TFE. Suite au travail de sélection fait pour le projet FrichNat, le nombre de friches potentielles s'élève à 318. Afin de faciliter la mise en œuvre des inventaires (temps de trajets, proximité géographique des sites), seules les friches faisant partie des agglomérations de Liège (130) et de Charleroi (104) ont été retenues. Afin de prospecter un échantillon représentatif de ces 234 friches avec des temps de trajets limités, des clusters de sites géographiquement proches ont été formés. Pour chaque jour de prospection, un cluster était sélectionné aléatoirement. Des images aériennes (*Orthophotos 2022 Printemps - Maillage et Tuilage - Service de Visualisation WMS*, s. d.) des SAR le composant étaient consultées afin de vérifier qu'ils n'avaient pas été réhabilités sans que cela soit mentionné dans les données du SPW. Si c'était le cas, le site était alors écarté. Ceux restants étaient visités. Pour chacun d'entre eux, des photos ont été prises et une fiche de terrain a été complétée de manière à fournir les informations présentées dans le **tableau 1**.

Tableau 1 : Informations encodées dans une fiche de terrain lors de la prospection des friches

<b>Numéro de filière</b>	Code unique d'identification de la friche.
<b>Coordonnées GPS</b>	
<b>Adresse du parking</b>	Renseignées lorsqu'un parking aisé est accessible à proximité du site.
<b>Accès TFE</b>	L'accès est garanti aux TFistes si le site ne présente pas de danger au niveau sécuritaire et s'il n'est pas indiqué clairement qu'il est interdit d'y entrer.
<b>Accès CNB</b>	Ce critère ne concerne pas le présent TFE.
<b>Réhabilitation</b>	Etat de réhabilitation du site permettant de vérifier les données reprises par le SPW.
<b>Strates présentes et majoritaires</b>	Identifiées en cochant les strates observées sur le site (sol nu, strate herbacée, strate arbustive, strate arborée) et en entourant la/les strate(s) dominante(s).
<b>Recouvrement par la végétation</b>	Estimation de la couverture végétale, toutes strates confondues, indiquée en pour cent.
<b>Degré de sécurité pour les caméras trap</b>	Ce critère ne concerne pas le présent TFE.
<b>Type(s) de substrat, Présence de mare(s), Ecotope(s)</b>	Ces différents critères permettent d'avoir une vision d'ensemble du profil du site.
<b>Commentaires et/ou avis général sur le site</b>	Particularités du site et appréciation par les observateurs quant au potentiel du site pour les TFE et pour les CNB.

La prospection des sites s'arrête sous deux conditions :

- 1) Un minimum de 20% des friches de chaque région a été prospecté,
- 2) Il y a au moins huit sites dans chaque région qui sont propices à l'étude.

Ainsi, la période de prospection a permis de visiter 61 sites, soit 26% du nombre potentiel total. Parmi ceux-ci, seuls ceux

- N'ayant pas été réhabilités
- Etant accessibles

ont été gardés, soit un total de 21 friches.

### 3.2.2. Sélection des sites pour l'étude de la flore des milieux pionniers en friche - Traitements cartographiques

Dans le cadre du présent TFE, seuls les milieux pionniers sont visés par les inventaires. Ainsi, sur base des informations contenues dans les fiches de terrain, les SAR ne présentant pas de strate herbacée ni de sol nu ont été éliminés. Les 15 SAR restants (7 à Liège et 8 à Charleroi) sont ceux gardés pour cette étude (**fig. 4**).

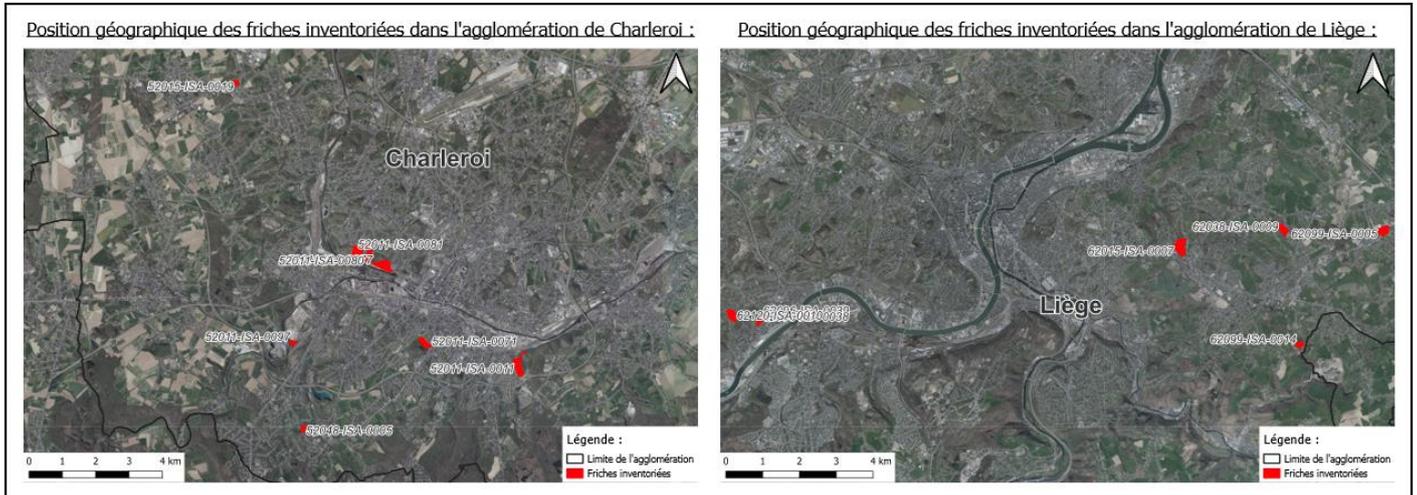


Figure 4 : Cartes des friches inventoriées sur l'agglomération de Charleroi (à gauche) et de Liège (à droite).

Dans ceux-ci, une cartographie des zones ouvertes, c'est-à-dire dépourvues d'arbres, a été réalisée grâce à l'observation de l'Orthophotos 2022 *Printemps - Maillage et Tuilage - Service de Visualisation WMS* (s. d.), complétées avec les images de Google Earth 2023 pour affiner l'interprétation (**fig. 5**).

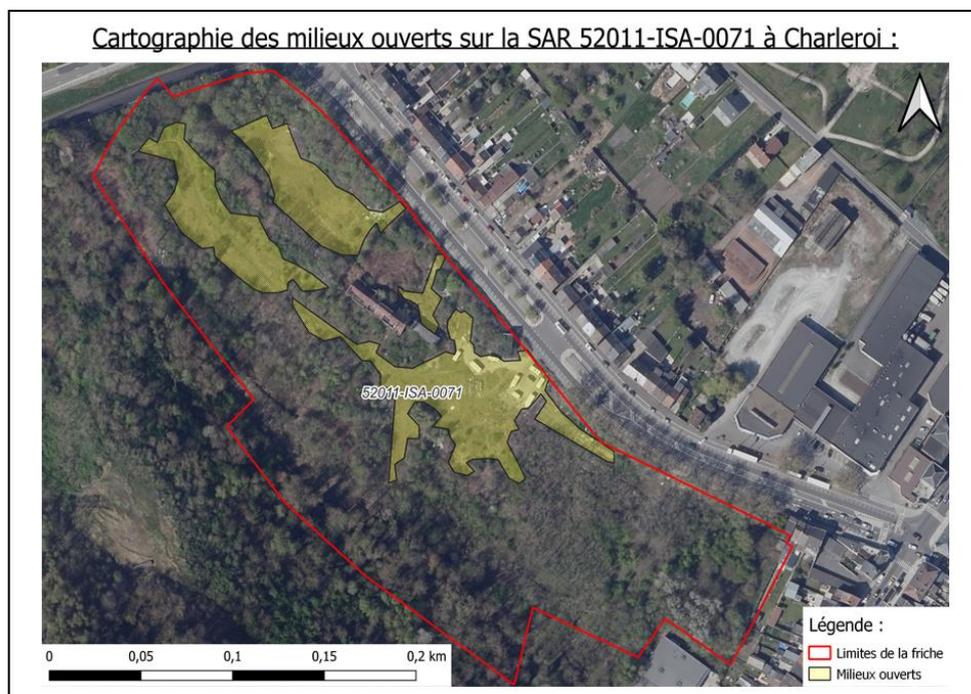


Figure 5 : Exemple de cartographie des milieux ouverts sur une friche (52011-ISA-0071) à Charleroi.

### 3.2.3. Localisation des placettes d'inventaire

Pour chaque friche, 8 quadrats placés aléatoirement sont échantillonnés. Pour matérialiser les quadrats d'inventaire, des points aléatoires ont été générés, par cartographie, au sein des zones de milieux ouverts. Pour chaque friche, le nombre de points aléatoires est de 24, permettant de n'inventorier sur le terrain que ceux qui tomberaient sur un milieu pionnier. A titre d'exemple, les 24 points générés aléatoirement et les 8 points réellement inventoriés sur le terrain sont visibles dans la **figure 6** pour une friche de Charleroi.

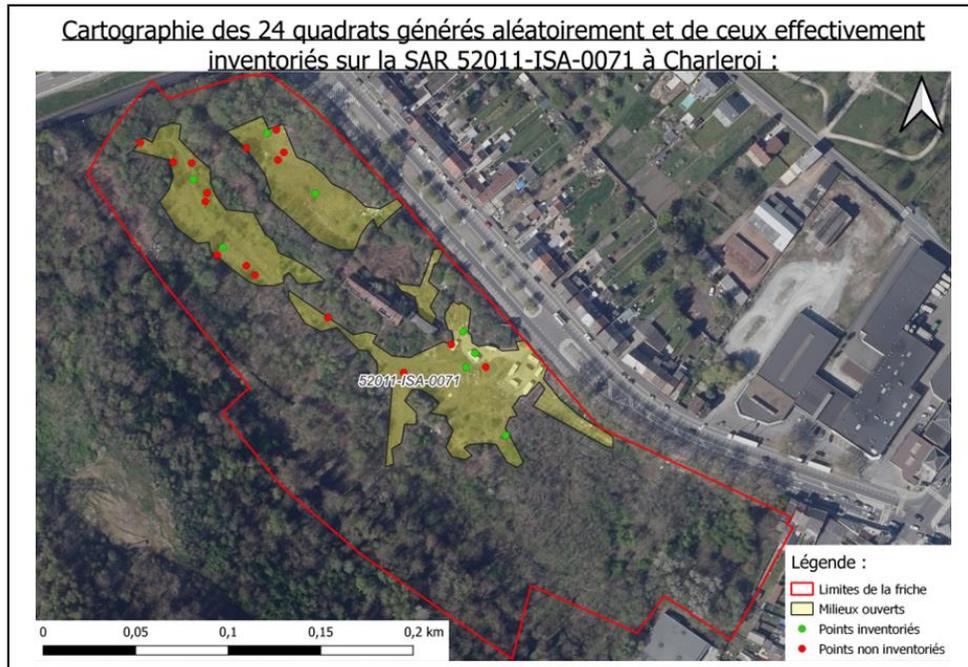


Figure 6 : Exemple de cartographie des 24 quadrats générés aléatoirement et des 8 effectivement inventoriés sur une friche (52011-ISA-0071) à Charleroi

### 3.3. Facteurs environnementaux analysés

Une série de facteurs environnementaux sont pris en compte afin de déterminer ceux qui auraient un impact sur la composition floristique des zones étudiées. Ils reprennent à la fois des facteurs abiotiques et des facteurs liés à l'historique des friches. Ceux-ci sont établis à deux échelles distinctes : celle du quadrat (**tab. 2**) et celle de la friche (**tab. 3**).

Tableau 2 : Facteurs environnementaux établis à l'échelle du quadrat

Facteurs environnementaux		Classification	Source des données	Description
Friche		Numéro des 15 friches étudiées	Cartographie ( <i>Sites à Réaménager (Inventaire) - Série, 2023</i> )	Permet de définir s'il y a un effet site sur la composition floristique et de mettre en évidence si celui-ci est plus ou moins important que l'effet des facteurs environnementaux.
Pourcentage de sol nu		De 20 à 95%, par sauts de 5%	Terrain	Permet de déterminer l'impact du recouvrement végétal sur la composition floristique. La couverture végétale est influencée par le temps écoulé depuis l'abandon (age de la friche) mais également par le type de substrat et les pollutions présentes localement, impactant les conditions environnementales.
Types de substrat		Terre Terre de remblai Gravats Dalle/béton	Terrain	Permet de déterminer s'il existe des différences dans les communautés végétales qui s'installent sur les différents types de substrats. Les types de substrats dépendent en partie de l'activité économique développée sur la friche avant son abandon ainsi que de son évolution depuis.
Valences écologiques	Humidité édaphique	De 1 à 12	Base de données contenant les valences écologiques pour chaque espèce (Julve, 1998)	Permettent de déterminer les groupes écologiques représentés dans la communauté végétale d'un quadrat. Cela permet une caractérisation indirecte des conditions environnementales locales.
	pH	De 1 à 9		
	Niveau trophique	De 1 à 9		
	Matière organique	De 1 à 9		

Tableau 3 : Facteurs environnementaux établis à l'échelle de la friche

Facteurs environnementaux	Classification	Source des données	Description
Age de la friche	Continue, de 10 à 90 ans	Cartographie ( <i>Sites à Réaménager (Inventaire) - Série, 2023</i> )	Correspond au nombre d'années écoulées depuis l'arrêt de l'activité économique. Ce facteur permet de prendre en compte l'impact du temps sur le développement de la végétation des friches. Son effet sur les milieux pionniers est à lier avec l'influence de blocages écologiques venant de la pollution ou du type de substrat.
Pollution	Oui Non Inconnu	Cartographie ( <i>Sites à Réaménager (Inventaire) - Série, 2023</i> )	Permet de déterminer si la pollution a une influence sur la communauté végétale. La présence de pollution dépend du type d'activité développée sur le site. Il n'est cependant pas précisé de quel type de pollution il s'agit. L'ensemble d'une friche est considérée comme polluée même si seule une partie de celle-ci est touchée.

### **3.4. Protocole de terrain**

L'inventaire floristique dans le cadre de ce TFE se centre sur les monocotylédones et les dicotylédones des milieux pionniers présents en friche. Chaque quadrat, déterminé préalablement par cartographie, est rejoint grâce à l'application Qfield sur laquelle les couches cartographiques nécessaires ont été chargées. La zone est alors observée afin de déterminer s'il s'agit d'un milieu pionnier avec, comme critère disqualifiant, une proportion de sol nu inférieure à 20%. Si le point peut être inventorié, le quadrat est matérialisé grâce à un cadre en bois d'1x1m posé dans une direction aléatoire autour de son centre. Pour chacun, la date du relevé, l'identifiant du site et le numéro de quadrat, le pourcentage de sol nu ainsi que le type de substrat sont renseignés sur une fiche au format papier. Toutes les espèces végétales présentes dans ce carré sont ensuite identifiées grâce à la « Nouvelle flore de la Belgique, du G.D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines » (De Langhe et al., 1983) et leur nom latin est renseigné sur la fiche de terrain. Lorsqu'il n'est pas possible de déterminer l'espèce, 3 options sont possibles :

- Si toutes les plantes appartenant à ce genre n'ont pu être identifiées jusqu'à l'espèce, seul le genre est noté : « *genre sp* » ;
- S'il est possible de déterminer que plusieurs plantes correspondent à la même espèce mais sans pouvoir déterminer laquelle, elles sont rassemblées et nommées avec un numéro pour l'espèce : « *genre sp1* » ;
- Si plusieurs plantes du même genre ne peuvent être différenciées les unes des autres et n'ont pu être identifiées jusqu'à l'espèce mais que d'autres espèces du même genre ont pu l'être, celles-ci sont rassemblées fictivement dans une catégorie nommée : « *genre autres* ».

L'abondance selon l'échelle d'abondance de Braun-Blanquet de chaque espèce est aussi précisée.

Les points générés par cartographie sont parcourus de manière aléatoire jusqu'à ce que les 8 quadrats à inventorier pour la friche soient atteints.

### 3.5. Traitement des données

#### 3.5.1. Préparation des données

Les données de terrain ont été encodées dans Excel sous forme d'un tableau. Afin d'éviter qu'une espèce ne se retrouve sous 2 noms différents dans l'analyse, les observations n'ayant pas permis une identification jusqu'à l'espèce et pour lesquelles il est possible qu'elles correspondent à une espèce déjà encodée ont été éliminées. Pour chaque individu identifié jusqu'à l'espèce, les informations présentées dans le **tableau 4** ont été ajoutées.

Tableau 4 : Informations ajoutées pour chaque espèce inventoriée

<b>Abondance selon l'échelle de Van Der Mareel</b>	Obtenu en transformant les données d'abondance selon la méthode de Braun-Blanquet
<b>Rareté<sup>4</sup></b>	Classes de rareté dans la « Nouvelle flore de la Belgique, du G.D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines » : Très rare (RR), Rare (R), Assez rare (AR), Assez courant (AC), Courant (C), Très courant (CC) (De Langhe et al., 1983)
<b>Statut de protection et de vulnérabilité<sup>4</sup></b>	Retrouvés à partir des annexes VIa (espèces protégées) et VIb (espèces menacées) de la Loi sur la conservation de la nature (Loi sur la conservation de la nature, 1973) ainsi que de la liste rouge de l'IUCN pour l'Europe ( <i>The IUCN Red List of Threatened Species</i> , s. d.).
<b>Origine (indigène/exotique)</b>	Données issues de la « Nouvelle flore de la Belgique, du G.D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines » (De Langhe et al., 1983)
<b>Caractère exotique envahissant (oui/non)</b>	Basé sur la liste des espèces exotiques envahissantes de Belgique (Branquart, 2022)
<b>Valences écologiques de pH, d'humidité édaphique, de niveau trophique et de matière organique pour l'espèce</b>	Combinées à partir d'une base de données rassemblant les informations par espèce issues de Julve (1998)

Ce tableau a servi à construire la matrice d'abondance des espèces en fonction des quadrats, dans laquelle l'âge (*Sites à Réaménager (Inventaire) - Série*, 2023) ainsi qu'une moyenne des valences écologiques des espèces ont été renseignés pour chaque quadrat.

La suite des analyses a été effectuée grâce au logiciel R4.3.1 dans RStudio.

---

<sup>4</sup> Les espèces patrimoniales reprennent les espèces protégées, les espèces menacées (issues de l'annexe VIb ou sous les catégories « vulnérable », « en danger » ou « en danger critique » de la liste rouge de l'IUCN) ainsi que les espèces indigènes rares et très rares.

### 3.5.2. Description de la diversité floristique des milieux pionniers des friches, lien avec les facteurs environnementaux et caractérisation de leur valeur conservatoire

Afin de déterminer si l'effort d'échantillonnage des friches a été suffisant pour capter sa richesse spécifique, les courbes d'accumulation de richesse en espèces pour l'ensemble des friches et par friche ont été compilées (« specaccum », vegan).

D'autre part, les effets des facteurs environnementaux sur la richesse spécifique du quadrat et de la friche ont été analysés. Lorsque le facteur correspond à une variable continue, la significativité de son effet sur la richesse spécifique est obtenue grâce à une régression linéaire (« lm », stats). Lorsqu'il est caractérisé par des classes, la significativité des différences de richesse spécifique entre ces modalités est obtenue grâce à un test de type anova (« aov », stats). Préalablement, les conditions d'applications sont vérifiées (« shapiro.test » et « barlett.test », stats). Lorsqu'une différence significative apparaît, un test post-hoc de type Tukey (« TukeyHSD », stats) est appliqué et permet de mettre en évidence entre quels groupes se situent ces différences significatives. Lorsque les conditions d'application de l'anova ne sont pas respectées, un test de Kruskal-Wallis (« kruskal.test », stats) montre si des différences significatives existent entre les modalités et, si c'est la cas, un test de Dunn-Bonferroni (« dunn.test », dunn.test) permet de savoir entre quels groupes elles se situent. Pour évaluer le lien entre la richesse spécifique et l'âge de la friche, les données de présence d'espèces par quadrat ont été agrégées par site pour obtenir la richesse spécifique totale par friche. L'âge d'une des friches n'étant pas connu, celle-ci a été enlevée de l'analyse pour ce facteur.

Ensuite, une ordination non contrainte a été appliquée afin d'analyser la structuration floristique des quadrats en fonction de leur composition en espèces. Pour ce faire, la matrice d'abondance des espèces par quadrat a servi à former une matrice de distance de Bray-Curtis (« vegdist », vegan). Celle-ci a été injectée dans une analyse en coordonnées principales (PCoA) (« cmdscale », stats) sur le plan de laquelle les facteurs environnementaux ont été projetés. Les figures résultantes ont été utilisées pour comprendre la structure des données et l'influence des facteurs environnementaux sur celle-ci.

### 3.5.3. Caractérisation des communautés végétales des friches

Afin de déterminer si la distribution des abondances des espèces des friches suit la loi d'inéquitabilité des communautés (Whittaker, 1972), celles-ci ont été compilées dans un histogramme, organisées de manière décroissante.

Ensuite, afin de séparer les quadrats d'inventaire en différentes communautés, des groupements k-means (« kmeans », stats) ont été formés à partir de la matrice d'abondance par un calcul des distances de Bray-Curtis. Pour déterminer le nombre optimal de communautés à considérer dans l'analyse, l'indice de Calinski-Harabasz (« calinhara », fpc), appliqué sur un nombre de groupements de 2 à 10, ainsi qu'une observation du dendrogramme de groupement (« hkmeans\_tree », factoextra) ont été considérés. Finalement, la projection sur la PCoA de 2, 3 et 4 communautés sous forme d'ordispider a permis d'appuyer le choix posé.

La caractérisation des différentes communautés des friches a été possible grâce à la détermination de leurs espèces dominantes et indicatrices (« indval », labdsv) et à la compilation des distributions des facteurs environnementaux pour chacune d'entre elles.

### 3.5.4. Comparaison des communautés végétales avec des écosystèmes naturels de référence et un autre milieu pionnier de sites post-industriels

Pour déterminer si les communautés des friches peuvent jouer le rôle d'habitats analogues d'écosystèmes naturels ou si elles fonctionnent plutôt comme des écosystèmes émergents, elles ont été comparées à 10 habitats naturels de référence et à un milieu pionnier de sites post-industriels (**tab. 5**).

Tableau 5 : Liste des habitats naturels de référence (*Arbre de classification des biotopes - E, s. d.*) et du milieu pionnier en sites post-industriels (Carline, 2006)

<b>E1.11</b>	Communautés à espèces annuelles et succulentes des substrats rocheux (détritiques) thermophiles (+/- calcarifères)
<b>E1.12</b>	Pelouses pionnières des sables calcaires xériques
<b>E1.91</b>	Pelouses silicicoles à espèces annuelles
<b>E1.93</b>	Pelouses à corynéphore
<b>E2.11a</b>	Pâtures permanentes intensives
<b>E2.11b</b>	Prairies pas ou peu fertilisées
<b>E2.22</b>	Prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées
<b>E2.23</b>	Prairies de fauche sub-montagnardes peu fertilisées
<b>E2.3a</b>	Prairies à Fenouil des Alpes
<b>E2.3b</b>	Prairies à Geranium des bois et Avoine dorée
<b>Carrières</b>	Recolonisation sur substrat minéral de types calcaire et dolomie

Pour chacune de ces références, environ 20 relevés caractéristiques ont été collectés à partir de la base de données EUNIS<sup>5</sup> sauf pour les habitats E1.11 et E1.12 pour lesquels seuls 4 et 13 relevés étaient disponibles. Lorsque le nombre de relevés était largement supérieur à 20, comme ce fut le cas pour les habitats E1.11a, E1.11b, E2.22, E2.23, E2.3a et E2.3b, ceux-ci étaient alors sélectionnés aléatoirement. Concernant les carrières, 24 relevés ont été sélectionnés aléatoirement à partir des données d'inventaire collectées par Carline (2006) de manière à en avoir 12 sur de la roche calcaire et 12 sur de la dolomie, et équitablement répartis selon les 3 classes d'âge.

Pour chaque relevé, il a été vérifié que les noms scientifiques utilisés étaient les mêmes que ceux donnés aux espèces des friches. De plus, les niveaux phylogénétiques ont été uniformisés, d'une part en enlevant les précisions de sous-espèces et, d'autre part en rassemblant les espèces des relevés sous « *genre sp* » ou « *genre sp autres* » lorsque l'identification des espèces des friches n'avait pas permis d'être plus précis.

Finalement, la proximité des communautés des friches avec les habitats naturels a été analysée grâce à une nouvelle PCoA (« *cmdscale* », stats). Celle-ci a été appliquée à la matrice de distance de Bray-Curtis (« *vegdist* », vegan) générée à partir d'une matrice de présence des espèces pour chaque relevé.

<sup>5</sup> rassemblant les relevés historiques utilisés pour la description phytosociologique de la typologie EUNIS



## 4. Résultats

### 4.1. Description de la diversité floristique des milieux pionniers des friches, lien avec les facteurs environnementaux et caractérisation de leur valeur conservatoire

#### 4.1.1. Analyse des données d'inventaires floristiques des friches

Les friches inventoriées présentent diverses caractéristiques (**tab. 6**). Ainsi, parmi les 15 friches, 7 se situent dans l'agglomération de Liège et 8 dans celle de Charleroi. Celles-ci, abandonnées depuis 10 à 90 ans avec une moyenne de 42,29 ( $\pm 25,91$ ) ans, présentent diverses activités industrielles passées telles que des industries extractives (carrières, charbonnages), des industries manufacturières (métallurgie, industrie du verre, production de béton, scierie et fabrication de ciment), de la production et distribution d'électricité ainsi que des activités récréatives (**tab. 6**). Leurs surfaces varient de 1,34 à 9,45 ha, avec une moyenne à 5,02 ( $\pm 3,25$ ) ha (**tab. 6**). La présence de pollution a été déterminée sur 9 des 15 friches, parmi lesquelles 5 sont considérées comme polluées (**tab. 6**). Sur les quadrats, la proportion de sol nu varie entre 20% et 95%, avec une moyenne à 61,00 ( $\pm 14,68$ )% (**tab. 6**). Une friche présente entre 1 et 4 types de substrat sur les 4 possibles, avec une moyenne à 2,20 ( $\pm 0,86$ ) (**tab. 6**).

Tableau 6 : Caractéristiques des 15 friches inventoriées

N° friche	Identifiant	Activité	Surface (ha)	Age	Pollution	Pourcentage moyen de sol nu (%)	Valeurs extrêmes	Nombre de substrats	Types de substrats	Nombre d'espèces
1	52011-ISA-0011	Charbonnage	9,11	65	Non	45,81	[20-95]	1	Gravats	33
2	52011-ISA-0071	Charbonnage	5,18	56	Non	46,23	[30-85]	3	Béton Gravats Terre	37
3	52011-ISA-0077	Métallurgie	9,93	15	Inconnu	74,69	[60-95]	1	Gravats	23
4	52011-ISA-0080	Charbonnage	6,68	37	Inconnu	35,73	[20-60]	2	Gravats Terre	33
5	52011-ISA-0081	Charbonnage	9,63	33	Inconnu	58,47	[30-80]	3	Gravats Terre Terre de remblai	31
6	52011-ISA-0097	Production et distribution d'électricité	1,76	16	Inconnu	66,37	[40-90]	4	Béton Gravats Terre Terre de remblai	41
7	52015-ISA-0019	Métallurgie	1,72	43	Oui	72,17	[40-95]	2	Gravats Terre de remblai	42
8	52048-ISA-0005	Activités sportives, récréatives et de loisirs	1,70	10	Non	76,29	[65-95]	2	Béton Terre	35
9	62015-ISA-0007	Compagnie financière	9,45	36	Inconnu	70,60	[30-95]	2	Gravats Terre de remblai	52
10	62038-ISA-0009	Charbonnage	4,28	90	Non	54,70	[20-95]	3	Gravats Terre Terre de remblai	46
11	62096-ISA-0038	Production de verre, de béton	1,34	67	Oui	78,41	[60-90]	2	Gravats Terre de remblai	40
12	62096-ISA-0039	Scierie	1,89	82	Oui	39,56	[20-90]	2	Gravats Terre	39
13	62099-ISA-0005	Fabrication de ciment	5,24	18	Oui	77,91	[60-95]	2	Béton Terre de remblai	34
14	62099-ISA-0014	Carrière et four à chaux	2,36	24	Oui	68,09	[40-90]	1	Terre de remblai	44
15	62120-ISA-0010	Charbonnage	5,06	Inconnu	Inconnu	50,00	[20-80]	3	Gravats Terre Terre de remblai	32

La gamme de variation des valences écologiques moyennes des espèces par quadrat permet de caractériser les affinités écologiques de la flore présente dans les friches (**fig. 7**). Pour la valence écologique d'humidité édaphique, les valeurs prises par les quadrats se situent entre 3,29 et 5,90 avec une moyenne à 4,75 ( $\pm 0,48$ ) (**fig. 7**). La flore des friches va de xérophile à mésohygrophile (**annexe 1**). Pour la valence écologique de pH, les moyennes par quadrat ont des valeurs allant de 5 à 6,86, avec une moyenne de 5,85 ( $\pm 0,42$ ) (**fig. 7**). La flore est ainsi légèrement basocline (**annexe 1**). Cependant, la gamme de valeurs étant assez restreinte pour ce facteur, il ne permet pas de mettre en évidence de réelles différences de conditions édaphiques entre les quadrats et ne sera donc pas pris en compte dans la suite des analyses. La valence écologique de niveau trophique présente des valeurs de 3,62 à 7,17 avec une moyenne de 5,86 ( $\pm 0,80$ ) (**fig. 7**). Cela correspond à une flore méso-oligotrophe à eutrophile (**annexe 1**). Les valeurs prises pour la valence écologique de matière organique s'étendent de 1,78 à 5,20 avec une moyenne de 2,85 ( $\pm 0,58$ ) (**fig. 7**). La flore est typique de sol allant des mulls carbonatés jusqu'aux moders (**annexe 1**).

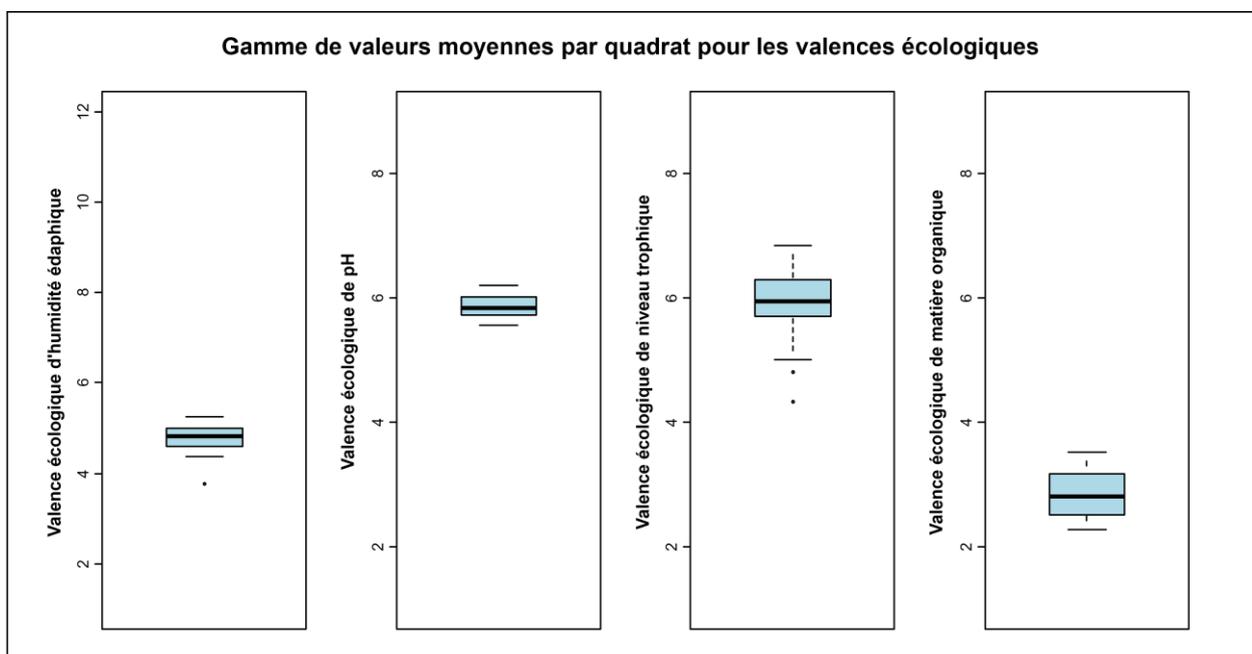


Figure 7 : Boxplot des valeurs moyennes des valences écologiques des espèces par quadrat. Les rectangles bleus représentent les données comprises entre le premier et le troisième quartile et les moustaches représentent les 25% inférieurs et les 25% supérieurs des valeurs. La ligne noire représente la médiane pour la variable tandis que les cercles noirs montrent les outliers.

Les inventaires de terrain ont permis d'identifier 140 espèces végétales différentes au travers d'un total de 1213 observations réparties sur les 120 quadrats visités. Parmi elles, aucune n'est protégée et seule *Sanguisorba officinalis* est considérée comme vulnérable selon la *Loi sur la conservation de la nature*. En outre, selon la liste rouge de l'IUCN au niveau européen, 52 sont recensées comme espèces « de préoccupation mineure » (**annexe 2**) et une, *Sonchus arvensis*, comme espèce « quasi menacée ». De plus, 8 espèces sont rares ou très rares dans les districts phytogéographiques brabançon et mosan, dont 2 sont exotiques (**annexe 3**). Finalement, 6 espèces sont exotiques (**annexe 4**) dont 2 sont considérées comme des espèces exotiques envahissantes (EEE) : *Polygonum cuspidatum* et *Senecio inaequidens*. Des espèces exotiques ont été retrouvées dans les milieux pionniers de 12 des 15 friches visitées et un quart des quadrats en contenait. Concernant les espèces exotiques envahissantes, leur présence a été déterminée sur 10 des 15 friches et sur un total de 20% des quadrats.

Parmi ces 140 espèces végétales, seules 2 se retrouvent dans toutes les friches inventoriées : *Daucus carotta* et *Poa pratensis*. De plus, 23 espèces sont présentes dans plus de la moitié des sites (**annexe 5**) tandis que 59 d'entre elles sont rencontrées dans une unique friche, dont 42 n'ont été aperçues qu'une seule fois (**annexe 6**).

En termes de richesse spécifique, une friche compte entre 23 et 52 espèces, avec une moyenne à 37,47 ( $\pm 7,11$ ) (**tab. 6**). A l'échelle du quadrat, le nombre d'espèces est situé entre 2 et 20, avec une moyenne à 10,07 ( $\pm 3,56$ ).

#### 4.1.2. Représentativité de l'effort d'échantillonnage

La courbe d'accumulation de la richesse en espèces sur l'ensemble des friches se rapproche du plateau mais ne l'atteint pas (**fig. 8**).

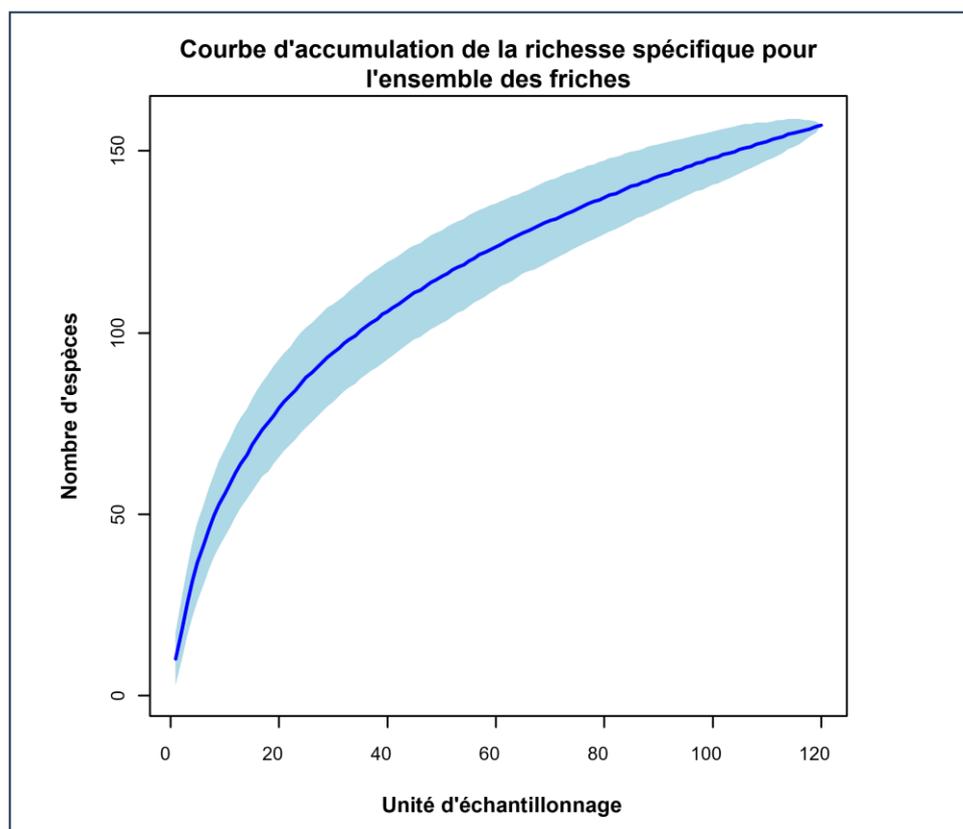


Figure 8 : Courbe d'accumulation de la richesse spécifique pour l'ensemble des friches. La zone en bleu clair représente l'intervalle de confiance autour de la courbe d'accumulation en espèces, elle-même représentée en bleu foncé.

Les courbes d'accumulation de la richesse en espèces varient d'une friche à l'autre de même que leur richesse spécifique observée (**fig. 9**). Pour la plupart d'entre elles, la tendance est semblable à celle observée pour la courbe d'accumulation de la richesse spécifique pour l'ensemble des friches (**fig. 8**), c'est-à-dire qu'elles s'approchent du plateau sans l'atteindre. Cependant, pour les friches 9 et 14, la courbe d'accumulation de la richesse spécifique ne s'approche pas d'un plateau (**fig. 9**). Pour ces 2 friches, cela va de pair avec une richesse spécifique plus importante que sur les autres sites (**fig. 9**). De même, les friches 3, 4, 6 et 15 se distinguent par une courbe d'accumulation de la richesse spécifique ayant atteint le plateau (**fig. 9**). La friche 3 présente une richesse spécifique particulièrement basse par rapport aux autres (**fig. 9**).

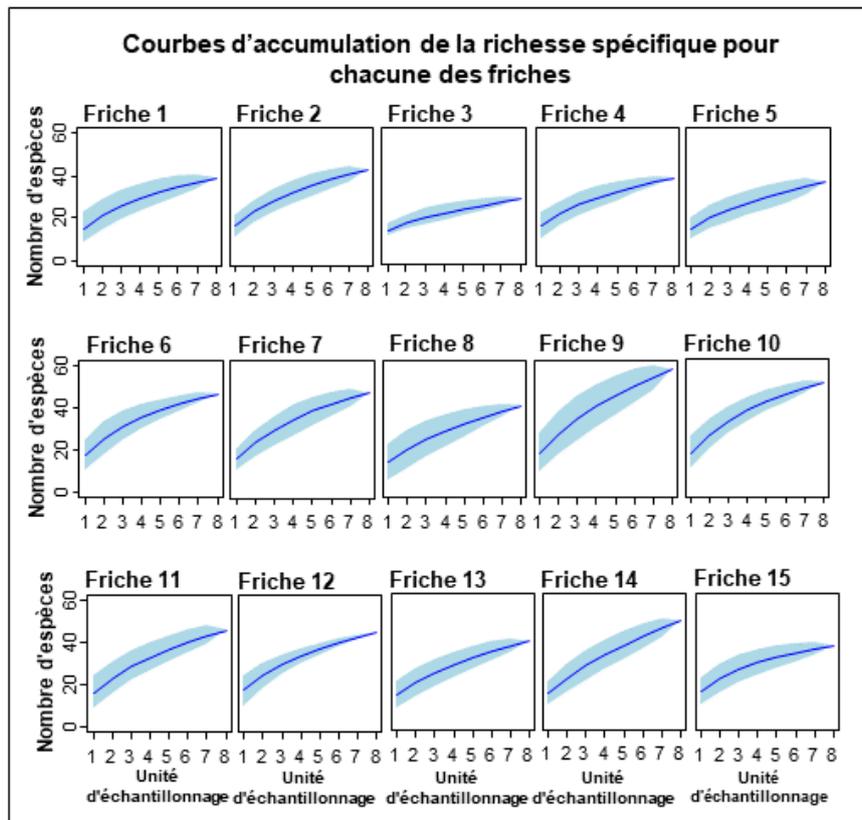


Figure 9 : Courbes d'accumulation de la richesse spécifique pour chacune des friches. Les zones en bleu clair représentent l'intervalle de confiance autour des courbes d'accumulation en espèces, elles-mêmes représentées en bleu foncé.

#### 4.1.3. Effets des facteurs environnementaux sur la richesse spécifique du quadrat et de la friche

La richesse spécifique moyenne par quadrat varie d'un site à l'autre, de 7,87 à 12,37, cependant ces différences ne sont pas significatives (anova ; df = 14 ; F-value = 1,319 ; p-value = 0,208) (**fig. 10a**).

Des différences significatives (anova ; df = 3 ; F-value = 3,339 ; p-value = 0,022) de richesse spécifique moyenne par quadrat existent cependant entre les différents substrats (**fig. 10b**). Les différences sont significatives entre les substrats de types « gravats » et « béton/dalle » (test de Tukey ; p-value = 0,035) et entre ceux de types « terre » et « béton/dalle » (test de Tukey ; p-value = 0,019). Ainsi, les quadrats ayant un substrat de type « béton/dalle » sont rassemblés dans un premier groupe présentant la richesse spécifique la plus faible avec une moyenne de 7,83 ( $\pm$  3,05) (**fig. 10b**). Un second groupe, bien différencié du premier, reprend les quadrats de substrats « gravats » et « terre », dont les moyennes de richesse en espèces, plus élevées que celles du premier groupe, sont respectivement de 10,43 ( $\pm$  3,14) et 11,09 ( $\pm$  4,12) (**fig. 10b**). Les quadrats de substrat « terre de remblai » sont intermédiaires entre les 2 groupes et présentent une moyenne de richesse en espèces de 10,03 ( $\pm$  3,68) (**fig. 10b**).

La richesse spécifique moyenne par quadrat varie également de manière significative (linear model ;  $R^2 = 0,066$  ; p-value = 0,004) en fonction du pourcentage de sol nu (**fig. 10c**). L'équation de droite, «  $Y = -0,04X + 12,55$  » avec X étant le pourcentage de sol nu et Y la richesse spécifique moyenne par quadrat, montre que cette dernière augmente lorsque la couverture végétale augmente (**fig. 10c**).

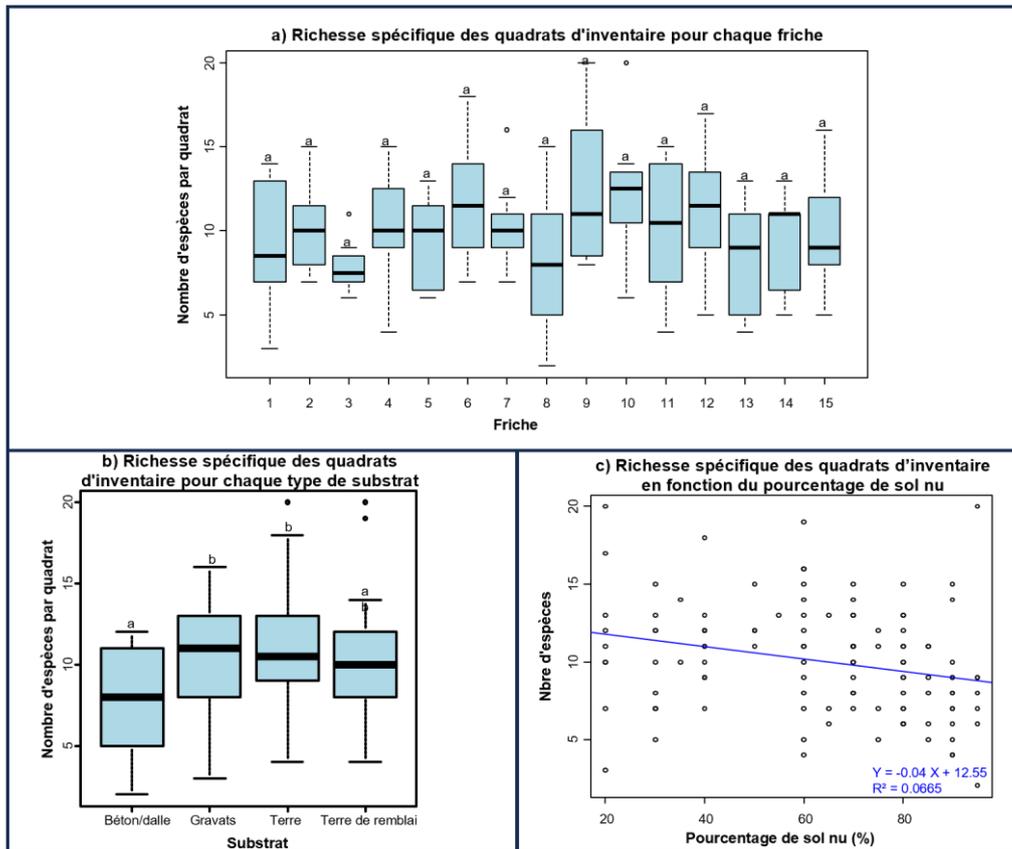


Figure 10 : a) Boxplot de la richesse spécifique des quadrats pour chaque friche ; b) Boxplot de la richesse spécifique des quadrats pour chaque type de substrat et c) régression linéaire de la richesse spécifique des quadrats en fonction du pourcentage de sol nu. Pour les boxplots, des lettres différentes indiquent des moyennes significativement différentes. Dans le graphique de régression, chaque symbole représente un quadrat.

Il n'existe pas de différences significatives de richesse spécifique à l'échelle de la friche en fonction de son âge (linear model ;  $R^2 = 0,099$  ;  $p\text{-value} = 0,273$ ) même si elle a tendance à augmenter légèrement avec le nombre d'années d'abandon (**fig. 11**).

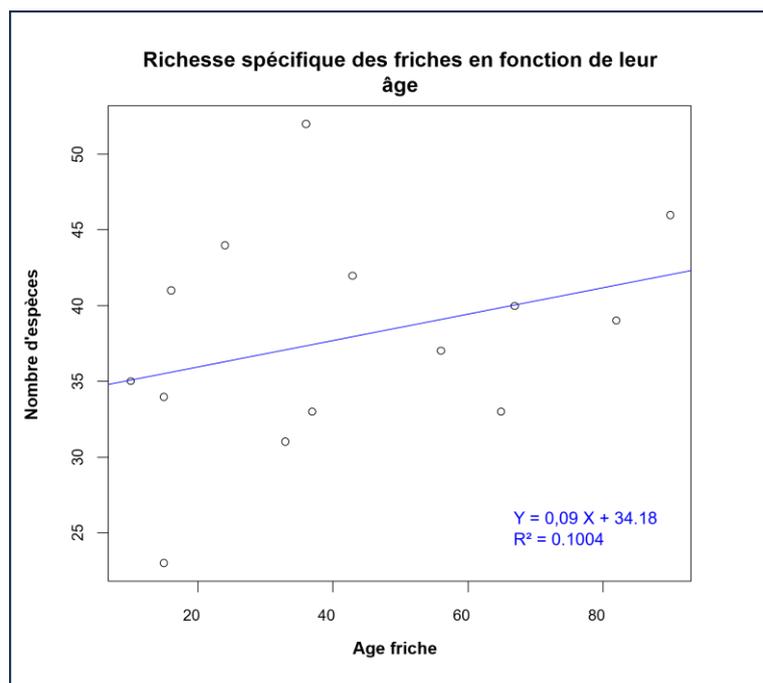


Figure 11 : Régression linéaire de la richesse spécifique totale de la friche en fonction de son âge.

#### 4.1.4. Ordination

Le traitement des données d'inventaire par une ordination non contrainte de type PCoA a permis de structurer le jeu de données de composition floristique des quadrats (**fig. 12**). Une analyse de type NMDS a aussi été menée sans apporter d'informations supplémentaires (**annexe 7**). Le premier axe de la PCoA sur les compositions floristiques explique 6,71% de la variance tandis que le second axe en explique 5,25%, pour un total de 11,96%. Un histogramme des valeurs propres est présenté dans l'**annexe 8**. Une projection des axes 1 et 3 n'ajoute pas d'information majeure et seuls les 2 premiers axes seront donc pris en compte (**annexe 9**).

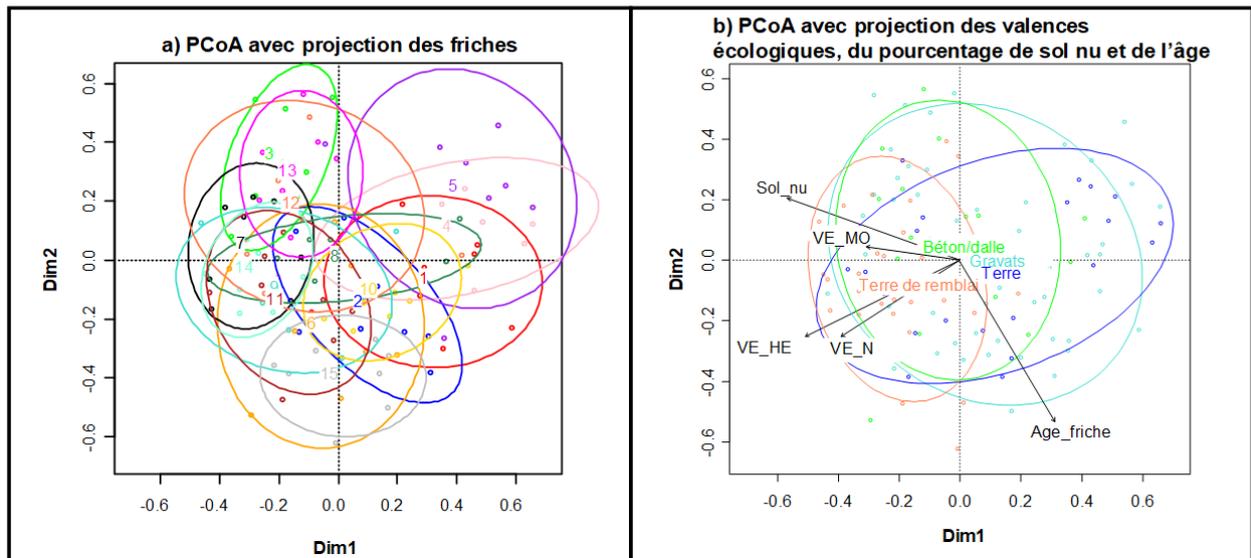


Figure 12 : PCoA sur la composition floristique des quadrats d'inventaire et leur structuration selon a) le facteur site (ellipses) et b) les facteurs de type de substrat (ellipses), de pourcentage de sol nu (Sol\_nu), les valences écologiques d'humidité édaphique (VE\_HE), de niveau trophique (VE\_N) et de matière organique (VE\_MO) ainsi que l'âge de la friche (Age\_friche). La couleur des points et des ellipses correspond, dans la figure 12a, à la friche à laquelle ils se rapportent ou, dans la figure 12b, au type de substrat auquel ils se rapportent.

De manière générale, il existe un fort recouvrement de la composition floristique des quadrats des différentes friches (**fig. 12a**). Néanmoins certaines friches, telles les 3, 5, 7 et 15, présentent une flore qui se différencie légèrement de la composition végétale moyenne en se positionnant sur les extrêmes des axes 1 et 2 de la PCoA (**fig. 12a**). De plus, la variabilité floristique entre quadrats n'est pas la même d'une friche à l'autre. En effet, des friches telles que les 5, 6 et 12 présentent des quadrats qui diffèrent floristiquement plus fort les uns des autres que ceux des friches 7, 10, 13, 14 et 15, plus homogènes (**fig. 12a**).

Les facteurs environnementaux sont principalement corrélés positivement à l'axe 1 (**fig. 12b**). Ainsi, les quadrats positionnés sur les valeurs négatives de l'axe 1 sont caractérisés par une flore plutôt mésohygrophile, eutrophe, typique de substrats riches en matière organique (**annexe 1**) et présentent une grande proportion de sol nu (**fig. 12b**). Au contraire, les quadrats positionnés sur les valeurs positives de l'axe 1 sont caractérisés par une flore plutôt xérophile, oligotrophe, typique de substrats plus pauvres en matière organique (**annexe 1**) et présentent une couverture végétale plus importante (**fig. 12b**). L'âge de la friche est principalement corrélé négativement à l'axe 2 (**fig. 12b**). Les quadrats positionnés sur les valeurs positives de l'axe 2 proviennent de friches plus jeunes que les quadrats positionnés sur les valeurs négatives de l'axe 2 (**fig. 12b**).

Les quadrats sur différents substrats présentent des coordonnées moyennes significativement différentes sur l'axe 1 de la PCoA (kruskal-wallis ;  $df = 3$  ;  $\chi^2 = 22,109$  ;  $p\text{-value} = 6,192 \times 10^{-05}$ ) (**fig. 12b**). Ainsi, un premier groupe de quadrats ayant un substrat de type « terre de remblai » est positionné plutôt sur les valeurs négatives de l'axe 1, avec une moyenne à  $-0,20 (\pm 0,13)$  (**fig. 13**). Celui-ci se différencie significativement des substrats de types « terre » (dunn-bonferri ;  $p\text{-value} = 0,001$ ) et « gravats » (dunn-bonferri ;  $p\text{-value} = 0,000$ ), avec des moyennes respectives de  $0,11 (\pm 0,33)$  et  $0,08 (\pm 0,29)$  (**fig. 13**). Ces deux types de substrat forment donc un second groupe, positionné plutôt sur les valeurs positives de l'axe 1. Les quadrats de type « béton/dalle » ne se différencient de manière significative d'aucun des 2 groupes (**fig. 13**).

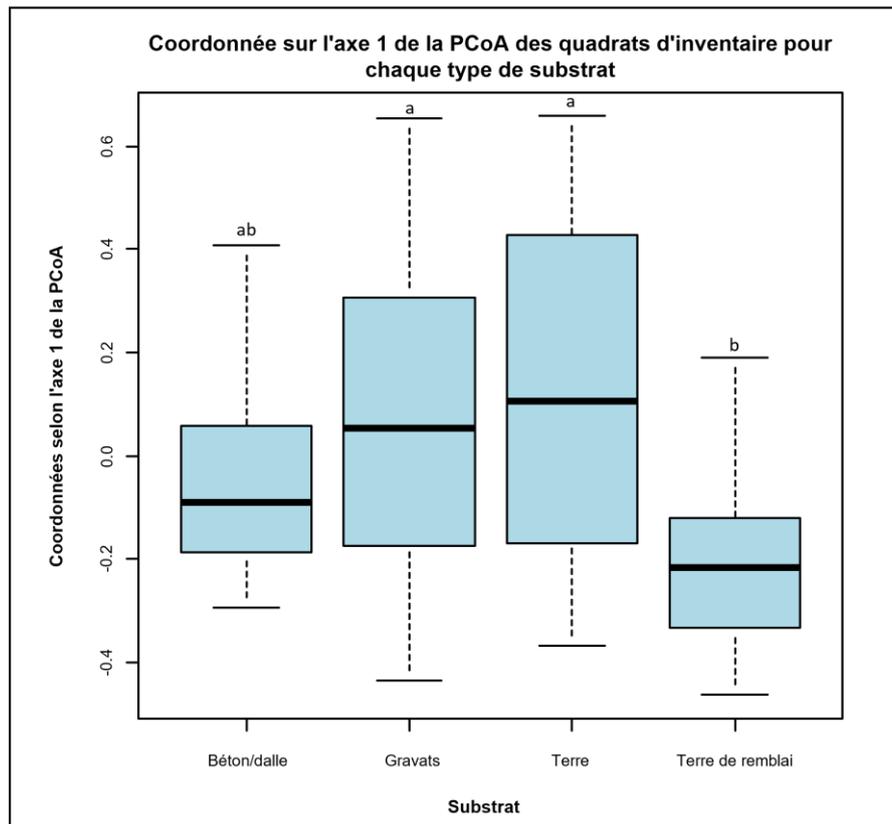


Figure 13 : Boxplot des coordonnées sur l'axe 1 de la PCoA des quadrats d'inventaires pour chaque type de substrat. Des lettres différentes indiquent des moyennes significativement différentes.

## 4.2. Caractérisation des communautés végétales des friches

La distribution des abondances de chaque espèce au sein de l'ensemble des friches suit la loi d'inéquitabilité des communautés, caractérisée par une courbe exponentielle négative (**fig. 14**). La flore des friches présente quelques espèces dominantes et de nombreuses espèces moins courantes.

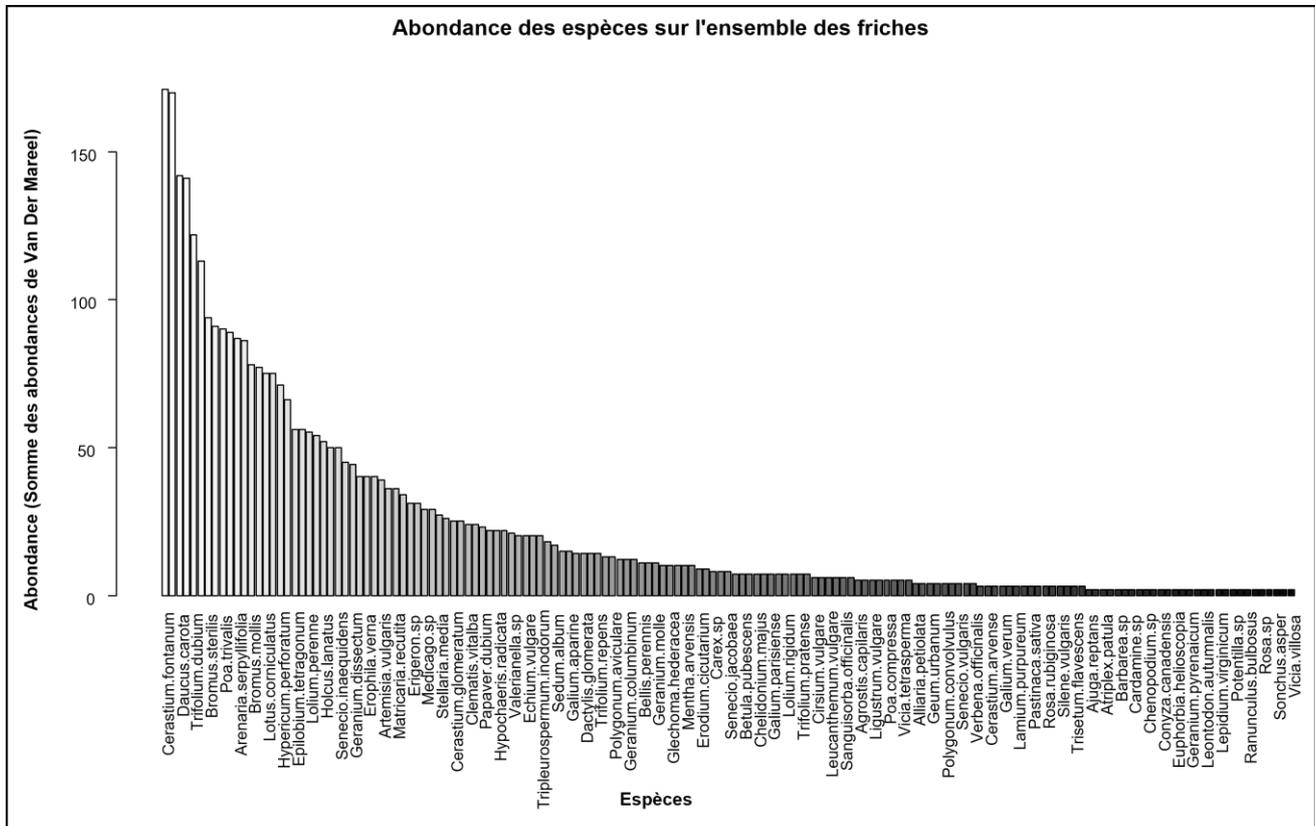


Figure 14 : Distribution des abondances des espèces sur l'ensemble des friches inventoriées.

Les 5 espèces les plus abondantes dans les friches sont *Cerastium fontanum*, *Poa annua*, *Daucus carota*, *Poa pratensis* et *Trifolium dubium* tandis que les 5 espèces rencontrées sur le plus de quadrats sont *Daucus carota*, *Cerastium fontanum*, *Poa annua*, *Poa pratensis* et *Plantago lanceolata*.

#### 4.2.1. Identification des communautés végétales

Les résultats du calcul de l'indice de Calinski-Harabasz sur un nombre de communautés de 2 à 10 montrent que le nombre optimal est de 2 (**fig. 15**).

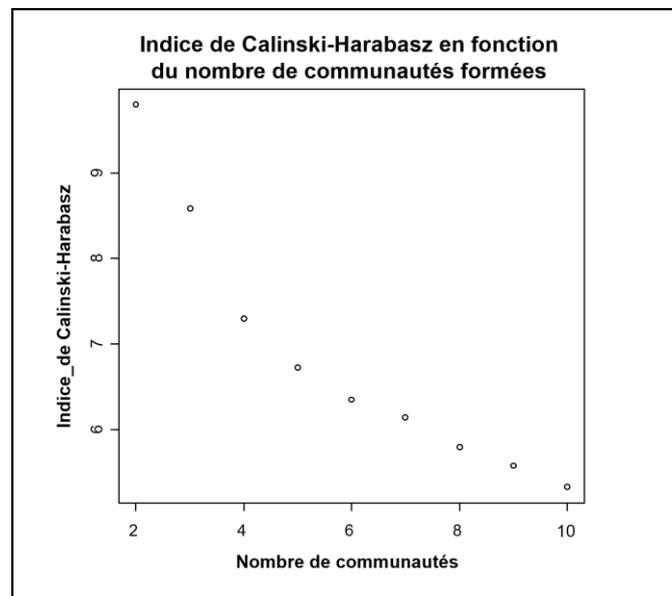


Figure 15 : Graphique de l'indice de Calinski-Harabasz, basé sur un clustering de type k-means, en fonction du nombre de communautés formées.

Cependant, l'analyse visuelle du dendrogramme de groupement montre qu'un nombre de communautés de 3 est plus adéquat (**fig. 16**).

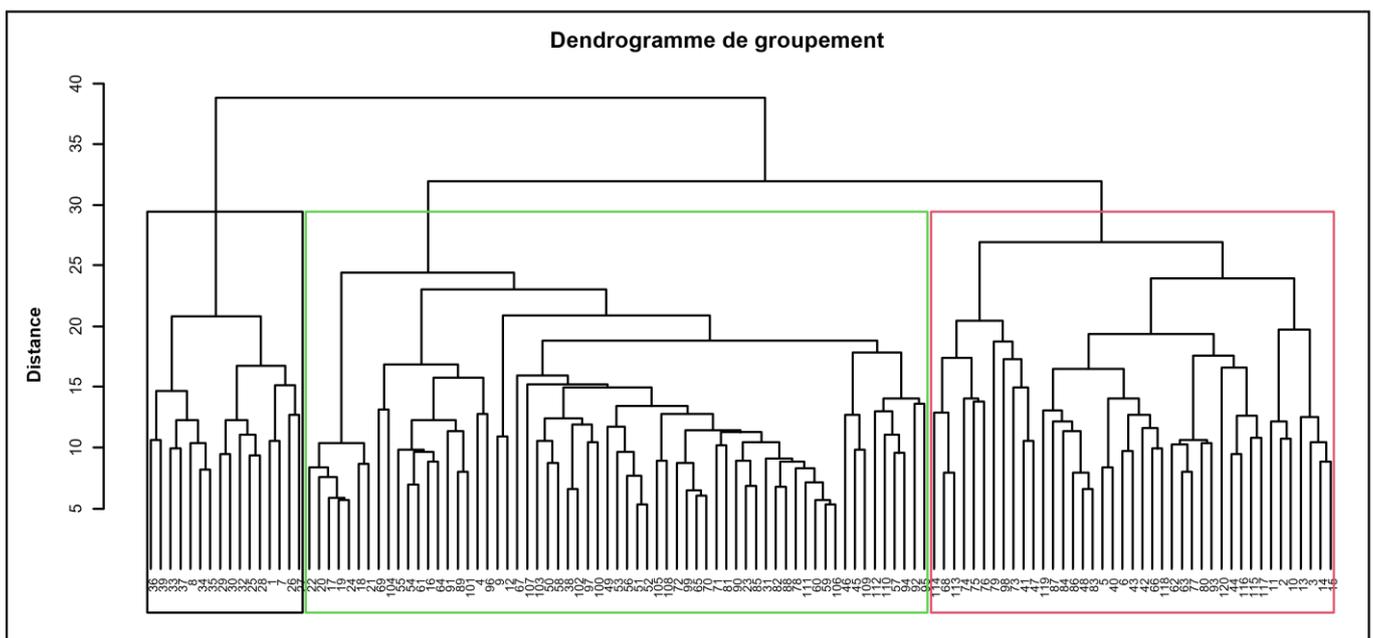


Figure 16 : Dendrogramme des groupements formés par k-means

Finalement, la séparation des quadrats en 2, 3 et 4 communautés et leur projection sur la PCoA montre que ceux-ci restent très nets jusqu'à 3 communautés mais se superposent à partir de 4 communautés (**fig. 17**). La solution optimale est donc la séparation des quadrats en 3 communautés.

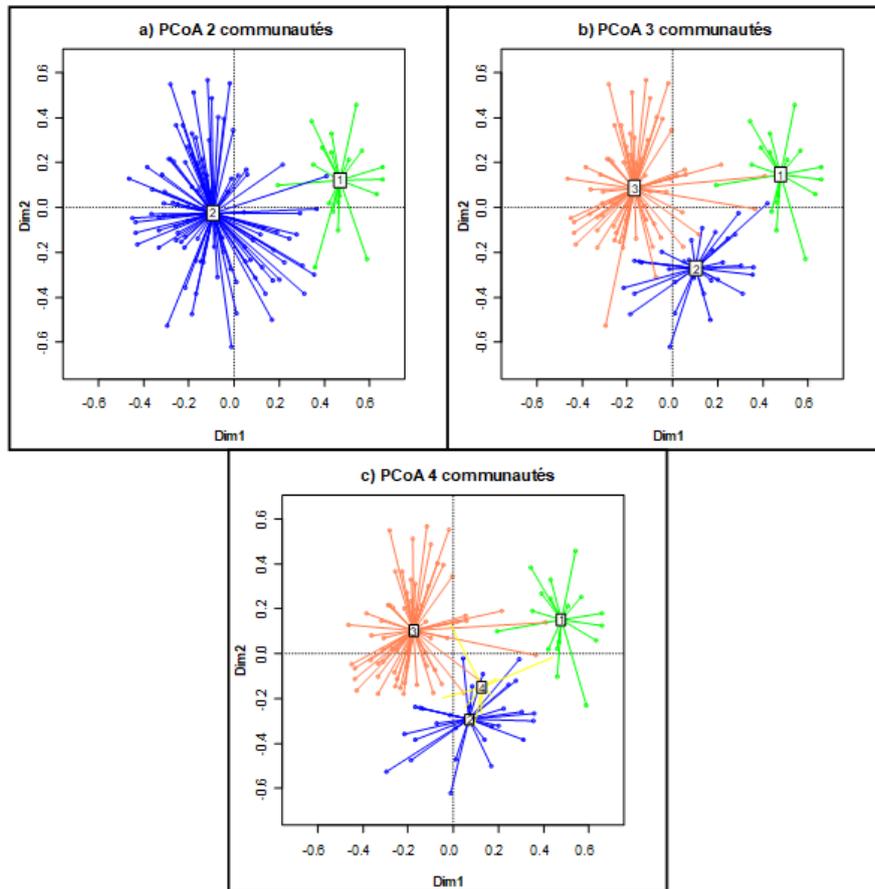


Figure 17 : PCoA sur la composition floristique des quadrats d'inventaire avec la projection de a) 2 communautés k-means ; b) 3 communautés k-means et c) 4 communautés k-means. La couleur d'un quadrat correspond à la communauté à laquelle il appartient.

#### 4.2.2. Caractéristiques des communautés végétales

Les espèces dominantes de la première communauté sont *Festuca sp*, *Cerastium fontanum* et *Lotus corniculatus*. Celles de la deuxième communauté sont *Poa annua*, *Trifolium dubium* et *Cerastium fontanum* et celles de la troisième communauté sont *Poa pratensis*, *Daucus carota* et *Poa trivialis*.

La première communauté végétale est caractérisée par 14 espèces indicatrices, la deuxième par 10 espèces indicatrices et la troisième par 5 espèces indicatrices (**tab. 7**).

Tableau 7 : Espèces indicatrices des communautés végétales des friches ( $p < 0,05$ )

Communauté 1		Communauté 2		Communauté 3	
Espèces indicatrices	Valeurs indicatrices	Espèces indicatrices	Valeurs indicatrices	Espèces indicatrices	Valeurs indicatrices
<i>Festuca sp</i>	0,8894	<i>Poa annua</i>	0,5284	<i>Erophila verna</i>	0,200
<i>Lotus corniculatus</i>	0,6266	<i>Trifolium dubium</i>	0,3299	<i>Erigeron sp</i>	0,1714
<i>Cerastium fontanum</i>	0,5320	<i>Vicia sativa</i>	0,3044	<i>Stellaria media</i>	0,1429
<i>Picris hieracioides</i>	0,4610	<i>Bromus mollis</i>	0,2638	<i>Papaver dubium</i>	0,1286
<i>Plantago lanceolata</i>	0,4033	<i>Taraxacum sp</i>	0,2568	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0,1286
<i>Daucus carota</i>	0,2988	<i>Lolium perenne</i>	0,2307		
<i>Hypericum perforatum</i>	0,2859	<i>Geranium dissectum</i>	0,2203		
<i>Sanguisorba minor</i>	0,2788	<i>Sagina apetala</i>	0,1893		
<i>Hieracium pilosella</i>	0,2352	<i>Plantago major</i>	0,1609		
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,2200	<i>Geranium pusillum</i>	0,1187		
<i>Senecio inaequidens</i>	0,2171				
<i>Medicago sp</i>	0,1963				
<i>Sedum album</i>	0,1196				
<i>Galium parisiense</i>	0,1111				

La communauté 1 est la plus rarement rencontrée, présente sur 15,83% des quadrats, et est représentée dans moins de la moitié des friches (**tab. 8**). Elle s'installe sur des quadrats compris dans des friches abandonnées en moyenne depuis 35,63 ( $\pm 23,02$ ) ans (**tab. 8**). Cette communauté se développe en grande majorité (78,95 % de ses quadrats) sur un substrat de type « gravats » (**tab. 8**). Elle peut aussi être retrouvée occasionnellement sur des substrats de types « béton/dalle » (15,79 %) et « terre » (5,26%) mais n'est jamais présente sur le substrat de type « terre de remblai » (**tab. 8**).

La communauté 2 se trouve sur 26,67% des quadrats et elle est présente dans 12 des friches (**tab. 8**). Elle se retrouve sur des quadrats venant de friches d'un âge moyen de 29,77 ( $\pm 20,13$ ) ans (**tab. 8**). Cette communauté se développe sur tous les types de substrat de manière équivalente (**tab. 8**).

La communauté 3 est la plus fréquente, retrouvée sur 57,50% des quadrats d'inventaires, et elle est présente dans toutes les friches visitées (**tab. 8**). Elle se développe sur des friches significativement plus anciennes (kruskal-wallis ;  $df = 2$  ;  $\chi^2 = 15,962$  ;  $p\text{-value} = 0,000$ ) que les communautés 1 (dunn-

bonferroni ; p-value =0,015) et 2 (dunn-bonferroni ; p-value =0,000), avec un âge moyen de 50,19 ( $\pm$  25,53) ans. De plus, cette communauté se trouve majoritairement sur des substrats de types « gravats » (42,03% de ses quadrats) et « terre de remblai » (30,43% de ses quadrats) mais est également représentée sur des substrats de types « terre » (18,84 % de ses quadrats) et « béton/dalle » (8,70 % de ses quadrats) (**tab. 8**).

Les trois communautés présentent des proportions de sol nu qui ne sont pas significativement différentes (kruskal-wallis ; df = 2 ;  $\chi^2$  = 0,452 ; p-value = 0,797) et les valences écologiques moyennes des quadrats ne permettent pas de mettre en évidence des cortèges floristiques caractéristiques de milieux clairement distincts (**tab. 8**). Cependant, lorsque la moyenne des valences écologiques des espèces indicatrices de chaque communauté est calculée, une différence significative (anova ; df = 2 ; F-value = 9,756 ; p-value = 0,001) est tout de même trouvée pour la valence écologique de matière organique, montrant que la communauté 1 se trouve sur des sols plus pauvres en matière organique que les communautés 2 (Tukey ; p-value = 0,003) et 3 (Tukey ; p-value = 0,006) (**tab. 9**).

Tableau 8 : Caractéristiques et facteurs environnementaux pour chacune des 3 communautés des friches

		Communauté 1	Communauté 2	Communauté 3
Nombre de quadrats		19,00	32,00	69,00
Nombre de friches		6,00	12,00	15,00
Age moyen des quadrats		35,63 $\pm$ 23,02	29,77 $\pm$ 20,13	50,19 $\pm$ 25,53
Pourcentage moyen de sol nu (%)		60,26 $\pm$ 23,00	65,47 $\pm$ 20,53	61,81 $\pm$ 24,46
Pourcentage de quadrats par substrat (%)	Béton/dalle	15,79	28,13	8,70
	Gravats	78,95	21,88	42,03
	Terre	5,26	25,00	18,84
	Terre de remblai	0,00	25,00	30,43
Moyenne des valences écologiques	Humidité édaphique	4,33 $\pm$ 0,59	4,80 $\pm$ 0,40	4,85 $\pm$ 0,41
	Niveau trophique	5,27 $\pm$ 0,91	6,00 $\pm$ 0,79	5,95 $\pm$ 0,70
	Matière organique	2,59 $\pm$ 0,34	2,71 $\pm$ 0,58	2,98 $\pm$ 0,60

Tableau 9 : Moyenne des valences écologiques des espèces indicatrices par communauté

		Communauté 1	Communauté 2	Communauté 3
Moyenne des valences écologiques	Humidité édaphique	4,00 $\pm$ 1,28	4,89 $\pm$ 0,33	4,75 $\pm$ 0,50
	Niveau trophique	4,33 $\pm$ 1,72	6,22 $\pm$ 0,97	5,50 $\pm$ 2,08
	Matière organique	1,92 $\pm$ 0,79	3,00 $\pm$ 0,50	3,25 $\pm$ 0,50

#### 4.3. Comparaison des communautés végétales avec des écosystèmes naturels de référence et un autre milieu pionnier de sites post-industriels

Le traitement des données d'inventaire pour les 3 communautés des friches, des relevés des 10 habitats naturels de référence et de végétation de recolonisation sur substrat minéral en carrière par une ordination non contrainte de type PCoA a permis de structurer le jeu de données de composition floristique des quadrats (**fig. 18**). La PCoA sur les compositions floristiques explique 14,02 % de la variance (axe 1 = 8,79 % et un axe 2 = 5,23 %).

Les communautés retrouvées sur les friches (1, 2 et 3) se ressemblent plus entre elles qu'avec n'importe quel autre habitat naturel pris en compte dans l'analyse (**fig. 18**). Elles sont positionnées sur les valeurs positives de l'axe 1 et de l'axe 2. Les carrières, présentant une flore de recolonisation sur substrat minéral, sont les plus proches floristiquement des friches industrielles, les 4 groupes se recouvrant largement. Cependant, les friches sont aussi ressemblantes floristiquement aux communautés à espèces annuelles et succulentes des substrats rocheux thermophiles (E1.11). Les pelouses pionnières des sables calcaires xériques (E1.12) présentent également une flore proche de celle des communautés des friches mais, contrairement aux communautés à espèces annuelles et succulentes des substrats rocheux thermophiles (E1.11), elles ne se recouvrent pas graphiquement. Les habitats naturels de types pelouses silicicoles à espèces annuelles (E1.91) et pelouses à corynéphore (E1.93) sont rassemblés sur les valeurs positives de l'axe 1 et les valeurs négatives de l'axe 2 de la PCoA tandis que tous les habitats de types prairies mésophiles (E2.11a, E2.11b, E2.22, E2.23, E2.3a, E2.3b) se trouvent sur les valeurs négatives de l'axe 1. Ces 2 groupes d'habitats sont à une distance floristique similaire des communautés des friches.

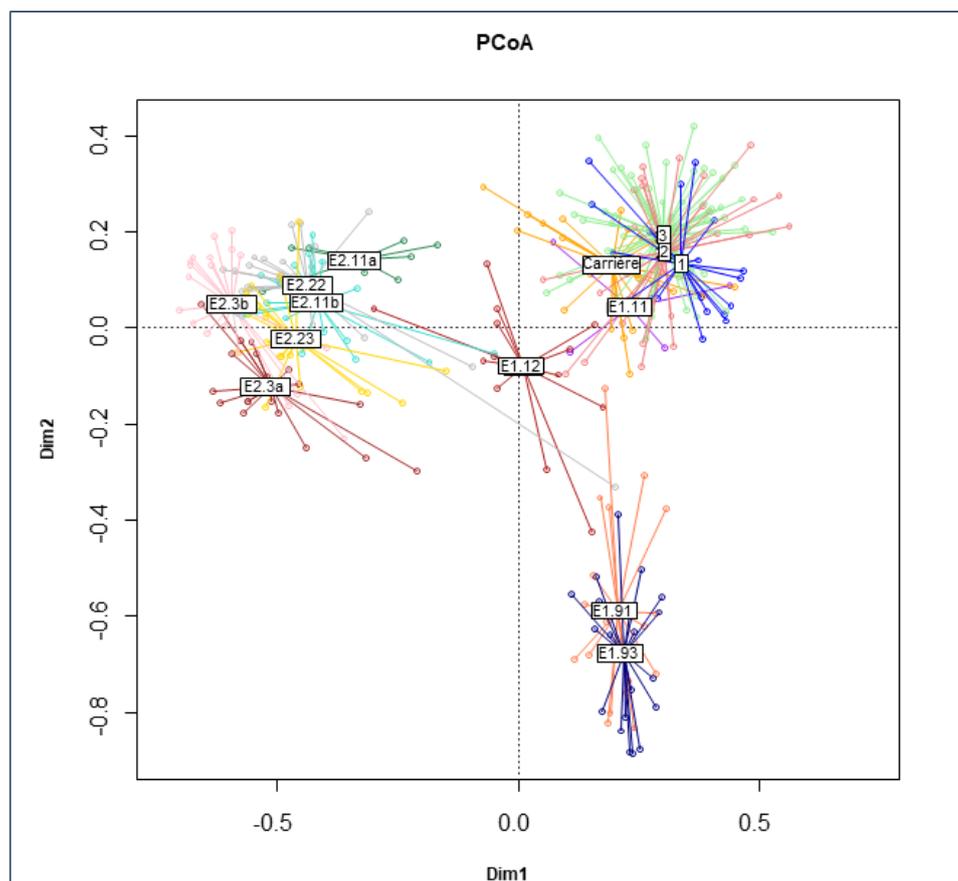


Figure 18 : PCoA sur la composition floristique des communautés formées expérimentalement (1,2 et 3), des 10 habitats naturels de référence et des recolonisations sur substrat minéral en carrière (Carrière). La couleur des points et des ordispiders correspond à la communauté à laquelle ils se rapportent.



## 5. Discussion

### **5.1. Description de la diversité floristique des milieux pionniers des friches, lien avec les facteurs environnementaux et caractérisation de leur valeur conservatoire**

Les friches inventoriées présentent une grande diversité de conditions liée à leur âge, à l'activité industrielle avant abandon, à leur surface ou encore à la présence de pollution. Il existe également une hétérogénéité importante au sein même d'une friche, mise en avant par la diversité des substrats et la proportion de sol nu variant d'un endroit à l'autre. Il est néanmoins intéressant de souligner que, bien que cette situation soit majoritaire, certaines friches sont plus homogènes, telle la 3, car l'activité industrielle a créé une utilisation assez uniforme du terrain. L'analyse des valences écologiques met en évidence que les friches sont colonisées par des espèces caractéristiques de milieux variant légèrement dans leurs apports en eau, leurs niveaux trophiques et leurs teneurs en matière organique (**fig. 7**). Cependant, les valeurs prises par les valences écologiques mettent en avant des communautés de milieux aux conditions moyennes, ce qui va à l'encontre des nombreux quadrats très secs rencontrés sur le terrain. Il se peut que les valences écologiques ne soient pas très représentatives des conditions écologiques dans les friches car le pool d'espèces est principalement composé de généralistes ayant, par définition, une grande amplitude de niche écologique. Les valences écologiques pour ces espèces, représentant leurs optimums de fonctionnement, se traduisent donc par une valeur moyenne alors qu'elles sont également capables de se développer dans des milieux plus contraignants.

L'analyse de la flore met en évidence son caractère généraliste. En effet, aucune espèce protégée ou menacée selon la liste rouge de l'IUCN n'est retrouvée, 1 seule est considérée comme vulnérable en Wallonie selon la *Loi sur la conservation de la nature* et peu d'espèces rares indigènes sont recensées. Ainsi, seulement 5% des espèces des friches wallonnes sont patrimoniales. Ces observations sont proches de celles concernant les friches françaises puisqu'elles comptent généralement 1 espèce protégée et de l'ordre d'une vingtaine d'espèces patrimoniales, soit également environ 5% du nombre d'espèces recensées (Brun, 2015; Lemoine, 2016; Muratet et al., 2007).

De plus, des espèces exotiques, envahissantes ou non, se retrouvent sur la grande majorité des friches étudiées. Plusieurs articles présentent des résultats qui vont également dans ce sens (Brun, 2015; Lemoine, 2016; Muratet et al., 2007). Ils mentionnent toutefois une proportion d'espèces exotiques de 20 à 50%, bien supérieure aux 5% trouvés sur les milieux pionniers des friches wallonnes (Brun, 2015; Godefroid et al., 2007; Lemoine, 2016; Muratet et al., 2007). La même tendance est visible pour les espèces exotiques envahissantes : Tour en compte 4,25% et Blois 4,19% contre 1,43% dans les friches wallonnes (Brun, 2015). Ces différences sont étonnantes puisque ces espèces ont tendance à particulièrement se développer dans les zones perturbées. L'étude sur les invasions végétales menée majoritairement sur les mêmes friches que celles analysées dans ce TFE a d'ailleurs mis en avant que les espèces exotiques envahissantes se retrouvaient surtout dans les écotopes herbacés ou de sol nu, correspondant aux conditions des milieux pionniers (Defacqz, 2023). Une hypothèse, d'ordre méthodologique, serait liée à l'inventaire de quadrats présentant plus de 20% de sol nu. Cela exclut d'emblée ceux recouverts par les espèces arbustives et arborées bien développées (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Buddleja davidii*, *Robinia pseudoacacia*, ...) ainsi que ceux fortement envahis, comme cela a été observé sur le terrain pour *Polygonum cuspidatum*.

En outre, plus de 80% des espèces observées dans les friches de Liège et Charleroi ont également été observées dans d'autres friches européennes. C'est le cas par exemple d'*Achillea millefolium*, *Arabidopsis thaliana*, *Arenaria serpyllifolia*, *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Bromus sterilis*, *Calystegia* sp, *Catapodium rigidum*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Conyza canadensis*, *Dactylis*

*glomerata*, *Daucus carota*, *Festuca sp*, *Holcus lanatus*, *Hypericum perforatum*, *Lolium perenne*, , *Picris hieracioides*, *Plantago lanceolata*, *Plantago major*, *Poa annua*, *Poa pratensis*, *Poa trivalis*, *Rumex sp*, *Saxifraga tridactylites*, *Senecio inaequidens*, *Taraxacum sp* , *Trifolium repens*, *Urtica dioica*, *Veronica arvensis*, *Vicia hirsuta*, *Vicia sativa*, *Vulpia myuros*, ... (Brun, 2015; Kattwinkel et al., 2011; Lemoine, 2016; Muratet et al., 2007; Urbancová et al., 2014). Cette observation porte à croire que les communautés végétales des friches urbaines présentent une forte homogénéisation, du moins à l'échelle européenne, comme cela a déjà été observé pour la flore des villes à l'échelle mondiale (Kowarik, 2011; Lemoine, 2016; McDonald et al., 2019).

Concernant la richesse spécifique, le nombre d'espèces trouvées dans les friches s'élève à 140. Cette richesse spécifique est largement inférieure à ce qui est renseigné dans la littérature. En effet, les friches européennes rassemblent entre 277 et 470 espèces végétales sur une unité urbaine (Brun, 2015; Lemoine, 2016; Muratet et al., 2007, 2011). Cependant, ces différences peuvent s'expliquer par plusieurs raisons, à la fois méthodologiques et aussi liées au choix du domaine d'étude. D'abord, la représentativité de l'échantillonnage pour ce TFE, en proportion de surface inventoriée, est bien inférieure à celle des autres études. De plus, environ 10% des plantes observées n'ont pas pu être reconnues jusqu'à l'espèce à cause de l'absence de fleurs ou de fruits. Celles-ci appartiennent à 27 genres différents mais totalisent vraisemblablement plus d'espèces. Ensuite, comme le montrent les courbes d'accumulation de la richesse spécifique des friches (**fig. 8 et 9**), l'effort d'inventaire prévu initialement n'a pas été suffisant pour capter l'ensemble de la richesse en espèces qui s'y trouve. D'autre part, contrairement aux études préalablement citées, ce TFE exclut d'emblée les terrils, connus pour présenter une grande richesse spécifique, et la prospection s'est concentrée sur les milieux pionniers réduisant d'autant le nombre d'espèces trouvées. Cela mène donc à penser que la richesse spécifique des friches industrielles de Liège et Charleroi est probablement sous-estimée dans l'analyse menée dans ce TFE.

Néanmoins, bien que la richesse spécifique à l'échelle de l'ensemble des friches semble sous-estimée, ce n'est pas le cas de celle à l'échelle de la friche. En effet, elle se situe en moyenne à 37,47 pour les sites de Liège et Charleroi, ce qui est semblable aux observations faites par Muratet et al. (2007) dans les friches parisiennes, alors estimée à 39. De même, les friches les plus riches de l'Eurométropole Lille-Kortrijk-Tournai accueillent environ 55 espèces (Lemoine, 2016). Cette estimation est très proche de la richesse spécifique maximale, valant 52, trouvée pour ce TFE. La richesse spécifique à l'échelle du quadrat est très variable. Ces valeurs sont essentiellement inférieures à celles des milieux herbacés les plus riches en espèces présentant environ 20 espèces par mètre carré (Piqueray et al., 2007). C'est assez cohérent avec le caractère pionnier des quadrats, par définition moins abondamment colonisés.

Les facteurs ayant un effet sur la richesse spécifique des quadrats sont le type de substrat et le pourcentage de sol nu (**fig. 10**). D'une part, le type de substrat fonctionne comme un filtre abiotique car il crée des conditions plus ou moins contraignantes pour le développement des espèces végétales. Le substrat « béton/dalle » est lié à une richesse spécifique plus faible. Cette tendance est aussi observée dans les friches bruxelloises (Godefroid et al., 2007). Cela vient de l'imperméabilité de ces surfaces qui ne permettent alors pas aux plantes de germer, sauf dans les fissures ou les interstices les laissant en contact avec de la terre. Ainsi, les espaces capables d'accueillir la flore sont très restreints et les plantes qui s'y développent doivent être particulièrement adaptées à des conditions xériques et pouvoir se développer dans de faibles volumes de terre. Les substrats « terre » et « gravats » sont les plus riches. Cette tendance est confirmée pour les gravats des friches bruxelloises (Godefroid et al., 2007). Finalement, la terre de remblai se retrouve à un intermédiaire de richesse spécifique. Cela pourrait s'expliquer par la présence de terre, satisfaisante pour le

développement de la végétation, mais également d'une charge caillouteuse de nature, de taille et d'abondance variées ajoutant des contraintes au développement de certaines espèces. D'autre part, la richesse spécifique augmente lorsque la proportion de sol nu sur le quadrat diminue. Cela montre qu'un plus grand recouvrement végétal n'implique pas la dominance massive de certaines espèces.

A l'échelle de la friche, l'effet de l'âge sur la richesse spécifique a été testé mais sans aboutir à un résultat significatif (**fig. 11**). Cette observation va à l'encontre de ce qui est mis en avant dans une étude sur les friches de Bremen qui conclut que la richesse floristique atteint un maximum autour de 15 ans (Kattwinkel et al., 2011). Ces différences viennent probablement de l'existence d'un biais puisque seuls les milieux pionniers sont pris en compte dans l'analyse de l'effet de l'âge sur la richesse spécifique des friches. Or celle-ci augmente probablement jusque 15 ans grâce à la diversification des stades de la succession écologique à partir des milieux pionniers et diminue ensuite avec la disparition de certains stades précoces au profit de stades plus avancés tels que des fourrés ou des forêts pionnières.

Finalement, la structuration des données floristiques des friches par une ordination non contrainte de type PCoA montre que leur composition en espèces est influencée à la fois par l'effet site mais également par les facteurs environnementaux du quadrat (**fig. 12**). Ces derniers structurent en grande partie le jeu de données puisqu'ils sont très corrélés à l'axe 1 de la PCoA (**fig. 12**). C'est particulièrement le cas pour le pourcentage de sol nu et les valences écologiques d'humidité édaphique et de niveau trophique, ce qui laisse penser que les conditions abiotiques d'une zone sont déterminantes dans la sélection des espèces qui pourront la coloniser (**fig. 12**). L'âge de la friche semble également bien expliquer la structuration de la composition floristique des quadrats puisqu'il est fortement corrélé à l'axe 2 de la PCoA (**fig. 12**).

Dans une première approche, le caractère pollué ou non d'une friche a été pris en compte afin d'en définir les liens avec la richesse spécifique à l'échelle de la friche et avec la structuration des données floristiques. Toutefois, ce facteur a finalement été retiré de l'analyse puisqu'il est difficile à prendre en compte à l'échelle du quadrat. En effet, la présence de pollution est estimée pour la friche entière et aucune spatialisation de celle-ci n'est fournie. Ainsi, dans une friche considérée comme polluée, il n'est pas possible de savoir si de la pollution est réellement présente ni de quel type de pollution il s'agit (métaux lourds, hydrocarbures, produits chimiques, ...) et encore moins quels quadrats seraient contaminés. Les analyses se font donc avec tant d'incertitude qu'il n'est pas possible d'aboutir à des conclusions fiables. Les résultats obtenus sont néanmoins consultables dans l'**annexe 10**.

Les différentes observations présentées ci-dessus mettent en évidence que la valeur conservatoire des friches de Liège et de Charleroi est intéressante mais n'est pas aussi importante que ce qui a pu être découvert dans les carrières. En effet, ces dernières présentent une grande hétérogénéité de conditions (physico-chimiques, hydrologiques, topographiques, ...), dont certaines particulièrement rares dans les paysages anthropisés (Pitz, 2018). Celles-ci créent un grand nombre de niches écologiques différentes permettant d'accueillir une large diversité d'espèces, dont certaines protégées ou à haute valeur patrimoniale (Bétard, 2011; Hauteclair & Séleck, 2021; Pitz, 2018). Quant aux friches industrielles, elles ne semblent pas jouer de rôle prépondérant dans le maintien d'espèces protégées en zones urbaines et périurbaines mais elles accueillent par contre plusieurs espèces patrimoniales et pourraient probablement en abriter plus que ce qui a été observé dans cette étude.

Par contre, la présence d'espèces exotiques, envahissantes ou non, dans la plupart des sites leur donne un rôle de réservoir, permettant alors à ces espèces de se disperser vers les espaces environnants (Brun, 2015; Muratet et al., 2007).

Finalement, il est important de rappeler que les conclusions avancées ici ne concernent qu'une partie des friches industrielles et qu'elles ne s'appliquent pas aux carrières et aux terrils déjà connus pour présenter une valeur conservatoire importante.

## **5.2. Caractérisation des communautés végétales des friches**

Pour rappel, cette section a pour objectif de séparer les associations végétales de chaque quadrat en différentes communautés cohérentes et de mettre en évidence les facteurs environnementaux favorisant l'apparition de chacune d'entre elles.

Les analyses montrent que les 3 communautés végétales des friches se développent sur des milieux qui ne se distinguent pas clairement les uns des autres (**tab. 8 et 9**). Les communautés 2 et 3 sont très généralistes puisqu'elles sont retrouvées dans pratiquement toutes les friches et se développent sur tous les substrats (**tab. 8**). Au contraire, la communauté 1 semble être plus spécifique et se trouver principalement sur des gravats (**tab. 8**). Il n'est cependant pas possible d'expliquer quels sont les facteurs environnementaux précis qui jouent le rôle de filtres écologiques dans le développement des espèces qui la composent, puisque les valeurs des valences écologiques et de pourcentage de sol nu qui y sont associées ne permettent pas de la distinguer des autres communautés (**tab. 8 et 9**).

Comme les communautés présentent des facteurs environnementaux proches, il est assez probable que les associations d'espèces soient plutôt structurées le long de gradients de conditions environnementales plutôt que séparées selon des milieux profondément différents.

En outre, la différenciation de ces communautés n'a probablement pas pu se faire à travers les filtres abiotiques puisque le pool d'espèces arrivant sur les friches est fortement diminué par le filtre à la dispersion. Les mauvais disperseurs sont ainsi sous-représentés tandis que la pression de propagule d'espèces urbanophiles, assez généralistes, est très grande.

Dans la littérature, même si la caractérisation de communautés distinctes dans les friches n'a pas été étudiée, certains articles avancent que les combinaisons d'espèces varient d'une zone à l'autre en fonction des caractéristiques qu'elles présentent. Ainsi, les espaces utilisés par l'homme, comme latrines ou pour entreposer des déchets, sont colonisés par une flore plutôt nitrophile (*Urtica dioica*, *Sambucus sp.*, ...), ceux imperméabilisés présentent une flore saxicole (*Sedum album*, *Sedum acre*, *Catapodium rigidum*, *Saxifraga tridactylites*, ...) et ceux régulièrement perturbés accueillent des espèces adventices (*Papaver sp.*, *Chenopodium sp.*, *Cirsium arvense* ou *Datura stramonium*) (Lemoine, 2016). De même, le type de substrat favorise certaines espèces plutôt que d'autres tel *Buddleja davidii* sur le sable et le ciment, *Matricaria discoidea* et *Plantago major* sur les sols caillouteux et *Malva sylvestris*, *Epilobium parviflorum*, *Urtica dioica* et *Festuca pratensis* sur les gravats (Godefroid et al., 2007). Il a aussi été montré que la composition floristique sur sable ou gravats est assez semblable tandis qu'elle diffère totalement de celle des substrats caillouteux ou bétonnés (Godefroid et al., 2007). Ces observations mettent en évidence que les conditions environnementales se déclinent plutôt sous forme de gradients dont les extrêmes favorisent certaines espèces plutôt que d'autres mais que le substrat, par contre, peut être un facteur différenciant plus profondément les communautés végétales.

### **5.3. Comparaison des communautés végétales avec des écosystèmes naturels de référence et un autre milieu pionnier de sites post-industriels**

La comparaison des 3 communautés des friches avec la flore de 10 habitats naturels de référence et la végétation de recolonisation sur substrat minéral en carrière montre que les friches présentent une composition spécifique assez homogène (**fig. 18**). En outre, la composition floristique des communautés végétales des friches se rapproche particulièrement de celle des carrières et des communautés à espèces annuelles et succulentes des substrats rocheux thermophiles (E1.11) mais aussi de celle des pelouses pionnières des sables calcaires xériques (E1.12) (**fig. 18**). Ces résultats sont cohérents puisqu'il s'agit des 3 seuls habitats pionniers testés, tandis que les autres correspondent à des pelouses et des prairies. Il est d'ailleurs intéressant de noter que les prairies sont très semblables entre elles, même avec celles présentant des espèces d'une autre région biogéographique (E2.23, E2.3a et E2.3b), confirmant que les communautés des friches fonctionnent très différemment de ces milieux (**fig. 18**).

Cependant, des dissimilarités existent tout de même entre les communautés des friches et ces habitats pionniers, démontrant qu'elles ne fonctionnent pas actuellement comme des habitats analogues et ne pourraient donc pas remplacer ces écosystèmes dans le réseau écologique wallon. Ces différences sont probablement liées à la présence de plusieurs filtres écologiques empêchant la colonisation ou l'installation des espèces des habitats de référence. En effet, il est possible que les contraintes générées par les activités industrielles ne miment pas celles présentes dans les écosystèmes naturels (filtre abiotique) et/ou que l'absence de ces habitats dans les environs géographiques empêche les espèces cibles de rejoindre les friches (filtre à la dispersion). En outre, l'inclusion des friches dans une matrice anthropisée lève le filtre à la dispersion pour les espèces exotiques, générant une configuration originale en espèces, caractéristique d'écosystèmes émergents.

Toutefois, la proximité de la composition végétale des friches avec celle des carrières, dont le potentiel d'habitat analogue pour plusieurs écosystèmes herbacés a déjà été démontré, est encourageante (Pitz, 2018). En effet, cela montre que les friches pourraient avoir un rôle similaire à ces dernières, moyennant éventuellement quelques actions de gestion. En outre, les friches pourraient ressembler davantage à d'autres milieux naturels présentant des caractéristiques abiotiques proches des leurs, tels les éboulis (H2), les rochers et falaises (H3) et les pelouses sur sols métallifères (E1.B). En effet, seuls deux milieux pionniers naturels ont été intégrés dans l'analyse à cause du manque de relevés de référence pour ces autres habitats naturels.

### **5.4. Synthèse et réflexions**

Les informations apportées dans ce TFE mènent à penser que les friches industrielles des agglomérations de Charleroi et de Liège n'ont, en l'état, pas une valeur conservatoire particulièrement importante pour les communautés végétales. Cependant leur proximité avec les carrières et les milieux pionniers naturels montre qu'elles pourraient fonctionner comme des habitats analogues grâce à certaines actions, permettant la levée des filtres abiotiques et/ou la gestion des espèces exotiques, et d'acquérir ainsi une plus grande valeur conservatoire. Elles étofferaient alors un réseau écologique cohérent de sites post industriels.

Par ailleurs, elles peuvent déjà jouer un rôle significatif dans le maintien de la biodiversité urbaine puisqu'elles accueillent un large éventail d'espèces, dont certaines patrimoniales (Muratet et al., 2011). En effet, lorsqu'elles participent à la création d'un réseau écologique cohérent, leurs surfaces

importantes permettent d'en faire des zones de cœur<sup>6</sup>. Elles sont aussi complémentaires aux autres espaces verts urbains (squares, parcs, jardins, ...) car elles accueillent des cortèges d'espèces différents et ce, entre autres, grâce à l'absence d'entretien qui y est appliquée (Araque-Goy et al., 2012). Il est néanmoins essentiel de créer des corridors écologiques permettant de relier ces réservoirs de biodiversité entre eux afin que les échanges de gènes et d'individus puissent se faire entre les populations, favorisant leur subsistance à l'échelle de la ville (Araque-Goy et al., 2012). Plusieurs chercheurs ont également mis en lumière que la présence de friches en ville permet de ralentir les phénomènes d'homogénéisation de la flore urbaine (Lemoine, 2016).

En outre, les friches offrent des espaces, peu fréquents dans les paysages anthropiques actuels, où les différentes étapes de la succession écologique peuvent librement prendre place suite à une perturbation et elles jouent aussi un rôle intéressant dans le maintien des espèces pionnières. Dans ce cadre, il n'est pas adéquat d'aborder leur gestion en les figeant puisqu'une grande partie de leur intérêt tient dans cet aspect éphémère et évolutif (Lemoine, 2016). De plus, la grande homogénéité de leur composition floristique met en avant que leur gestion ne nécessite pas une approche au cas par cas. Pour ces raisons, elles pourraient être gérées de manière dynamique à l'échelle de l'unité urbaine comme le propose Kattwinkel et al. (2011). Cette approche permet la coexistence d'espaces à divers stades de la succession écologique et garantit, dans le temps, la présence d'un habitat pour les espèces qui sont liées à chacun de ces stades (Kattwinkel et al., 2011). En effet, le modèle présenté met en évidence que la biodiversité floristique et entomologique en ville est optimisée lorsqu'une rotation entre les sites abandonnés et les friches réaffectées leur permet d'atteindre un âge moyen de 15 ans et qu'elles présentent environ 50 à 60% de milieux ouverts (Kattwinkel et al., 2011). Bien qu'il soit précisé que cette approche est contraire aux objectifs de conservation de la biodiversité en ville *sensu stricto*, elle permet toutefois de limiter l'étalement urbain en recyclant les terres et d'ainsi éviter les impacts négatifs liés à un changement d'occupation du sol (Kattwinkel et al., 2011). Cette approche permet ainsi un compromis entre les différents enjeux qui pèsent sur les friches, à la fois écologiques mais aussi économiques et sociaux.

Par ailleurs, il est intéressant de questionner l'approche conservatoire actuelle puisque celle-ci est souvent abordée comme une mise sous cloche d'habitats intéressants et d'espèces en danger. Cependant, dans les milieux perturbés, ces espèces et ces habitats précieux ne sont pas toujours capables de se maintenir. Dans ces espaces, les écosystèmes émergents, souvent dépréciés, peuvent néanmoins accueillir une grande richesse spécifique, soutenir une biodiversité intéressante et prendre en charge une série de services écosystémiques (régulation de la température, du cycle de l'eau, rôle social). Il est donc important que la gestion des friches industrielles soit abordée sans *a priori* négatif afin d'aboutir à des décisions pertinentes.

Finalement, la conservation des friches peut être abordée comme générant autant de surfaces participant à la préservation de la biodiversité à l'échelle globale mais également simplement par respect pour la valeur intrinsèque et le droit d'existence des espèces qui s'y trouvent (Brun, 2015).

---

<sup>6</sup> Aussi appelées « zones centrales » ou « zones sanctuaires », elles reprennent les espaces où la conservation de la nature est prioritaire sur les autres fonctions (sociales, économiques, ...) grâce à une grande valeur écologique liée à la présence de biotopes ou d'espèces rares et menacées (Dufrene, 2023).

## 5.5. Perspectives

Pour terminer, bien que le présent TFE ait déjà permis de répondre à plusieurs questions, d'autres études seraient nécessaires pour mieux comprendre le fonctionnement des friches et leurs intérêts dans les paysages urbains.

D'une part, la valeur conservatoire a ici été évaluée au niveau floristique. Celle-ci pourrait être mieux caractérisée par une approche d'inventaires en plein orientés sur la détection d'espèces patrimoniales. En outre, la valeur conservatoire des friches ne peut pas être correctement évaluée sans prendre en compte d'autres taxons. Il se peut en effet que la flore assez généraliste qui y règne abrite néanmoins des espèces protégées d'amphibiens ou d'insectes comme cela a déjà été montré ailleurs (Cox & Rodway-Dyer, 2022; Lemoine, 2016). Dans un cas comme dans l'autre, le projet FrichNat et les inventaires de terrain avec les naturalistes des CNB devraient permettre d'approfondir ces points.

D'autre part, ce TFE a majoritairement considéré des facteurs environnementaux caractérisant l'effet des filtres abiotiques à l'échelle du quadrat. Or les résultats ont montré qu'il existait un effet site substantiel et qu'un fort impact du filtre à la dispersion était possible. Dès lors, il serait pertinent d'évaluer ces paramètres par une approche paysagère (proximité à d'autres friches, aux espaces verts urbains, aux habitats de référence, urbanité des alentours, ...) ainsi qu'une étude des structures fonctionnant comme des freins ou des accélérateurs à la dispersion (présence de murs, de cours d'eau, de voies ferrées, ...). De même, l'approche des conditions environnementales du milieu par les valences écologiques ayant montré ses limites, il serait pertinent de caractériser la microhétérogénéité des friches (proportion présentant des cailloux, de l'eau, ...) afin de mieux comprendre quelles caractéristiques ont un impact sur la structuration des espèces végétales.

Finalement, la comparaison des communautés des friches avec celles des milieux pionniers cités plus haut ainsi qu'avec celles des terrils permettrait d'appréhender plus justement leur potentiel en tant qu'habitat analogue de milieux naturels.



## **6. Contribution personnelle**

L'étudiante a réalisé les recherches bibliographiques nécessaires à sa compréhension du contexte et des enjeux liés au sujet d'étude et les a traduites de manière synthétique et précise dans son rapport. Elle a contribué à la mise en place d'une méthodologie pertinente afin de répondre aux questions de recherche. Elle a effectué l'ensemble du travail de terrain sous forme d'inventaires de 120 quadrats répartis sur 15 friches situées dans les agglomérations de Liège et de Charleroi. Lors de ce travail, elle a appliqué rigoureusement la méthodologie prévue et l'a légèrement adaptée aux conditions réelles. Cela lui a permis d'identifier 140 espèces végétales au travers de plus de 1200 observations. Elle a ensuite mené une analyse de type communauté sur l'ensemble de ces données et a mis en forme ses résultats sous divers formats (tableaux, graphiques, ...) afin de les exprimer adéquatement. Elle a ensuite interprété ces informations de manière critique grâce aux connaissances accumulées pendant son parcours universitaire et les a comparées à la littérature scientifique pour en dégager les convergences et les divergences.



## 7. Conclusion

La description et les caractérisations des communautés des milieux pionniers sur les friches industrielles des agglomérations urbaines et péri-urbaines de Charleroi et de Liège ont permis de mettre en évidence que ceux-ci ne présentent pas, en l'état, une grande valeur conservatoire bien qu'ils abritent déjà plusieurs espèces patrimoniales. En effet, ils sont principalement colonisés par des espèces assez communes et ne semblent pas particulièrement jouer un rôle de refuge pour les espèces protégées. De plus, la plupart d'entre eux abrite des espèces exotiques, dont des envahissantes. Ces milieux sont néanmoins capables d'accueillir une large gamme d'espèces grâce à la présence de conditions environnementales variées, tant en termes de régime hydrique que de niveau trophique, de richesse en matière organique et de substrat. La richesse spécifique locale dépend principalement de son type de substrat et de sa proportion de sol nu. Ainsi, les milieux bétonnés ou dallés sont les plus pauvres en espèces, tout comme ceux présentant une grande proportion de sol nu. Au contraire, les substrats de types gravats ou terre, ainsi que les zones ayant une couverture végétale plus importante, montrent la richesse spécifique la plus importante. En outre, la composition des milieux pionniers est assez homogène à travers les différents sites et semble se structurer le long de gradients environnementaux plutôt que se différencier clairement en différentes communautés. Finalement, les assemblages d'espèces retrouvés dans ces milieux sont proches de ceux de zones de recolonisation sur substrat minéral en carrière ainsi que d'habitats naturels pionniers (E1.11 et E1.12) et montrent donc un potentiel d'habitats analogues de ces derniers.

Des approfondissements seraient toutefois nécessaires afin de mieux comprendre le rôle du filtre à la dispersion et des filtres abiotiques dans la composition des communautés pionnières des friches. Cela contribuerait ainsi à estimer si certaines adaptations mineures peuvent permettre d'en augmenter la valeur conservatoire ou de les aider à atteindre le fonctionnement d'habitat analogue.



## 8. Bibliographie

- Araque-Goy, Leclerc-Fournier, R., Lecuir, G., & Millès, M. (2012). *Friches urbaines et biodiversité. Rencontres de Natureparif. 18 novembre 2011—Saint-Denis* (p. 32).
- Arbre de classification des biotopes—E.* (s. d.). La biodiversité en Wallonie. Consulté 13 septembre 2023, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/arbre-de-classification-des-biotopes.html?IDC=858&IDD=183&root=1251&level=5>
- Artificialisation du territoire.* (2022, juin 22). Etat de l'environnement wallon. [http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr\\_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/TE\\_RRIT\\_2.html](http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/TE_RRIT_2.html)
- Barrio, I. C., & Rapini, A. (2023). Plants under pressure : The impact of environmental change on plant ecology and evolution. *BMC Ecology and Evolution*, 23(13), 3. <https://doi.org/10.1186/s12862-023-02115-z>
- Bétard, F. (2011). Potentialités écologiques des carrières de quartzite après exploitation : L'exemple de la carrière de Cheffois (Vendée, France). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, 5, Article Volume 5. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.1667>
- Branquart, E. (2022, août 19). *Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium.* Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species. <https://ias.biodiversity.be/species/all>
- Bravet, P., Marco, A., & Bertaudière-Montès, V. (2018). Caractérisation de la végétation des friches situées au sein d'un réseau d'infrastructures de transport : Le cas de la vallée de l'Huveaune – Marseille / Characterisation of the vegetation of urban wastelands situated within transport infrastructure sites : the case of the Huveaune valley – Marseille. *Ecologia Mediterranea*, 44(1), 67-83. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2018.2030>
- Brun, M. (2015). *Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain—Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques* [Université de Tours]. <https://univ-tours.hal.science/tel-01285096/document>
- Carline, I. P. (2006). *Etude de la flore spontanée de la carrière de Loën pour de futures restaurations.*
- Cox, L., & Rodway-Dyer, S. (2022). The underappreciated value of brownfield sites : Motivations and challenges associated with maintaining biodiversity. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1-19. <https://doi.org/10.1080/09640568.2022.2050683>
- Cristofoli, S., & Mahy, G. (2010). Restauration écologique : Contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14(1), 203-211. <https://hdl.handle.net/2268/21031>
- Da Cunha, A., & Bochet, B. (2005). Revoir la forme des villes pour les rendre durables : Cycle de cinq conférences publiques sur la ville durable à Lausanne, de janvier à mars 2005. *LaRevueDurable.*
- De Langhe, J.-E., Delvosalle, L., DuVigneaud, J., Lambinon, J., & Vanden Berghen, C. (1983). *Nouvelle flore de la Belgique, du G.D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines* (Troisième édition). Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique.
- Defacqz, J. (2023). *Les facteurs déterminants des invasions végétales en friches industrielles urbaines et périurbaines wallonnes.* Gembloux Agro-Bio Tech. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/18274>
- Didham, R. K. (2010). The ecological consequences of habitat fragmentation. *Encyclopedia of Life Sciences.* <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0021904>
- Dufrene, M. (2023). Qu'est-ce qu'un réseau écologique ? *Carnets des Espaces Naturels*, 15. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/300738/1/Dufrene%202023%20Quest-ce%20qu%20un%20r%C3%A9seau%20%C3%A9cologique.pdf>
- Feng, S.-J., & Tung, C.-E. (2020). A Study of Ecological Restoration Indicators of the Brownfields of Shuinandong, Taiwan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 581(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/581/1/012043>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A.,

- Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Frankard, P. (2006). *Les potentialités d'accueil de la vie sauvage en milieux urbanisés—Les terrils* (p. 14) [Dossier scientifique]. Etat de l'Environnement wallon. [http://etat.environnement.wallonie.be/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap12/06\\_MilieuxUrbanises/dossier\\_FFH\\_Frankard\\_2.pdf](http://etat.environnement.wallonie.be/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap12/06_MilieuxUrbanises/dossier_FFH_Frankard_2.pdf)
- Gauthier, C. (2018). *Contribution de la compensation écologique à un modèle économique de renaturation des friches urbaines et périurbaines. Renaturation des friches urbaines et périurbaines par la mise en œuvre de mesures de compensation écologique*. Humanité et biodiversité. [https://webissimo-ide.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/etude\\_friches\\_et\\_compensation\\_urbaines-web\\_cle77c96c.pdf](https://webissimo-ide.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/etude_friches_et_compensation_urbaines-web_cle77c96c.pdf)
- Godefroid, S., Monbaliu, D., & Koedam, N. (2007). The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning*, 80(1-2), 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.001>
- Grandjean, M., Hanin, Y., & Rousseaux, V. (2006). *Occupation du territoire en Région wallonne : TERRIT 2—Terres urbanisées* (Etat de l'environnement wallon, p. 22). CREAT, URBA, UCL. [http://etat.environnement.wallonie.be/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap03/3\\_TerresUrbanises%3%A9es/dossier\\_TERRIT\\_02\\_Grandjean.pdf](http://etat.environnement.wallonie.be/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap03/3_TerresUrbanises%3%A9es/dossier_TERRIT_02_Grandjean.pdf)
- Hauteclair, P., & Séleck, M. (2021). *Life in Quarries (LIFE14 NAT/BE/000364)—Rapport synthétique de suivi de la biodiversité du projet Life in Quarries—Action D.2* (p. 75).
- Hobbs, R. J., Higgs, E. S., & Hall, C. M. (2013). *Novel Ecosystems : Intervening in the New Ecological World Order*. John Wiley & Sons. [https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=QgKqKGrUeYMC&oi=fnd&pg=PA1953&dq=lundholm+novel+ecosystems&ots=zViwKQnTPQ&sig=N7MksvSitqoY\\_oxGPpJF-9cd\\_Z0&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=QgKqKGrUeYMC&oi=fnd&pg=PA1953&dq=lundholm+novel+ecosystems&ots=zViwKQnTPQ&sig=N7MksvSitqoY_oxGPpJF-9cd_Z0&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Hunter, P. (2014). Brown is the new green : Brownfield sites often harbour a surprisingly large amount of biodiversity. *EMBO Reports*, 15(12), 1238-1242. <https://doi.org/10.15252/embr.201439736>
- Jauregulberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), 1-11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Joassin, V. (2020). *Les successions spontanées sur les remblais de terres de découvertures limoneuses des carrières calcaires : Implication pour la restauration de la diversité des pelouses*. Gembloux Agro-Bio Tech. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/8672>
- Julve, P. (1998). *Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France*. <https://www.tela-botanica.org/projets/phytosociologie/porte-documents/>
- Kattwinkel, M., Biedermann, R., & Kleyer, M. (2011). Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation*, 144(9), 2335-2343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.012>
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Lemoine, G. (2016). Flores et pollinisateurs des villes et des friches urbaines... Entre nature temporaire et biodiversité en mouvement. *Bulletin de la Société botanique du Nord de la France*, 1-4, 103-116. <https://docplayer.fr/73782272-Flores-et-pollinisateurs-des-villes-et-des-friches-urbaines-entre-nature-temporaire-et-biodiversite-en-mouvement.html>
- Les sites à réaménager (SAR)*. (s. d.). Wallonie territoire SPW. Consulté 29 août 2023, à l'adresse [https://lampspw.wallonie.be/dgo4/site\\_amenagement/index.php/site/directions/dao/sar](https://lampspw.wallonie.be/dgo4/site_amenagement/index.php/site/directions/dao/sar)
- Loi sur la conservation de la nature, M.B. 11.09.1973 (1973). <http://environnement.wallonie.be/legis/consnat/cons001.htm>

- Lundholm, J. T., & Richardson, P. J. (2010). MINI-REVIEW : Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 966-975.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>
- Macgregor, C. J., Bunting, M. J., Deutz, P., Bourn, N. A. D., Roy, D. B., & Mayes, W. M. (2022). Brownfield sites promote biodiversity at a landscape scale. *Science of The Total Environment*, 804, 1-6.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150162>
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., ... Ziter, C. (2019). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16-24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J., & Porcher, E. (2007). The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems*, 10, 661-671.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-007-9047-6>
- Muratet, A., Shwartz, A., Fontaine, C., Baude, M., & Muratet, M. (2011, novembre). *Terrains vagues en Seine-Saint-Denis*. 1-16. <https://www.audreymuratet.com/pdf/wasteland.pdf>
- Nash, C. (s. d.). *Brownfield mosaics in the built environment : Designing UGI to conserve invertebrates*. Consulté 14 février 2023, à l'adresse <https://cieem.net/wp-content/uploads/2019/03/5-Caroline-Nash.pdf>
- Nature restoration law : MEPs adopt position for negotiations with Council*. (2023, juillet 12). News - European Parliament. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20230707IPR02433/nature-restoration-law-meps-adopt-position-for-negotiations-with-council>
- Nelson, G. C. (2005). Chapter 3 : Drivers of Ecosystem Change. In *Ecosystems and Human Well-being : Current State and Trends* (Vol. 2, p. 73-76). Shearwater Books.  
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.272.aspx.pdf>
- ONU. (s. d.). *Plus de la moitié de la population mondiale vit désormais dans des villes—ONU*. United Nations; United Nations. Consulté 19 août 2023, à l'adresse <https://www.un.org/fr/desa/world-urbanization-prospects>
- Orthophotos 2022 Printemps—Maillage et tuilage—Service de visualisation WMS*. (s. d.). Géoportail de La Wallonie. Consulté 27 février 2023, à l'adresse <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/0033c84c-281b-4360-9382-f63d5477ed53.html>
- Piqueray, J., Bisteau, E., Bottin, G., & Mahy, G. (2007). Plant Communities and Species Richness of the Calcareous Grasslands in Southeast Belgium. *Belgian Journal of Botany*, 140(2), 157-173.  
<https://www.jstor.org/stable/20794637>
- Pitz, C. (2018). *Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales* [Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/229449#>
- Pitz, C., Piqueray, J., Monty, A., & Mahy, G. (2018). Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries : Towards habitats of conservation interest analogues? *Folia Geobotanica*, 53, 147-158. <https://doi.org/10.1007/s12224-018-9313-8>
- Règlement (UE) N°1143/2014 du Parlement Européen et du Conseil. (2014, octobre 22). *Journal officiel de l'Union européenne*, 1-21. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143>
- Séleck, M., Mathelart, C., Gauquie, B., Taymans, J., Sneessens, A., Calozet, M., Mercken, K., & Mahy, G. (2019). *Synthèse des inventaires biologiques des 24 carrières du Life in Quarries—Version finale LIFE14 NAT/BE/000364—Action A.3* (p. 75).
- Singh, J. S. (2002). The biodiversity crisis : A multifaceted review. *Current Science*, 82(6), 638-647.  
<https://www.jstor.org/stable/24106689>
- Sites à réaménager*. (2023, juin 7). Iweps. [https://www.iweps.be/indicateur-statistique/sites-a-reamenager/Sites à réaménager \(inventaire\)—Série](https://www.iweps.be/indicateur-statistique/sites-a-reamenager/Sites%20%C3%A0%20r%C3%A9am%C3%A9nager%20(inventaire)—S%C3%A9rie). (2023, juillet 18). Géoportail de La Wallonie.  
<http://geoportail.wallonie.be/catalogue/06adcd09-6e69-411c-9cdc-5bfb668c475f.html>
- Stratégie Biodiversité 360°*. (s. d.). La biodiversité en Wallonie. Consulté 31 août 2023, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/wallonie.html?IDC=6235>

- Stratégie européenne 2030 pour la biodiversité.* (s. d.). La biodiversité en Wallonie. Consulté 31 août 2023, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/europe.html?IDC=5591>
- Teyssède, A. (2004). *Biodiversité et changements globaux—Chapitre 2 : Vers une sixième grande crise d'extinctions ?*
- The IUCN Red List of Threatened Species.* (s. d.). IUCN Red List of Threatened Species. Consulté 15 juin 2023, à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/en>
- Urbancová, L., Lacková, E., Kvičala, M., Čecháková, L., Čechák, J., & Stalmachova, B. (2014). PLANT COMMUNITIES ON BROWNFIELD SITES IN UPPER SILESIA (CZECH REPUBLIC). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9, 171-177.
- Vandermotten, C. (1998). Dynamiques spatiales de l'industrialisation et devenir de la Belgique. *Le Mouvement social*, 185, 75-100. <https://doi.org/10.2307/3779048>
- Vandermotten, C. (2017). Les structures économiques de la Belgique et leur spatialité, des Golden Sixties à aujourd'hui. *Belgeo. Revue belge de géographie*, 4, Article 4. <https://doi.org/10.4000/belgeo.20564>
- Whittaker, R. H. (1972). *Evolution and measurement of species diversity* (Vol. 21). <https://ricottalab.files.wordpress.com/2021/03/evolution-and-measurement-of-species-diversity.pdf>
- Zheng, B., & Masrabaye, F. (2023). Sustainable brownfield redevelopment and planning : Bibliometric and visual analysis. *Heliyon*, 9, 17. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13280>

## 9. Annexes

### Annexe 1 : Catégories floristiques selon les valeurs prises pour les différentes valences écologiques (Julve, 1998).

HE : Humidité édaphique		N : Nutriments du sol	
1	Hyperxérophiles (sclérophiles, ligneuses microphylls, réviscentes)	1	Hyperoligotrophiles ( $\approx 100 \mu\text{g N/l}$ )
2	Perxérophiles (caulocrassulescentes subaphylles, coussinets)	2	Peroligotrophiles ( $\approx 200 \mu\text{g N/l}$ )
3	Xérophiles (velues, aiguillonnées, cuticule épaisse)	3	Oligotrophiles ( $\approx 300 \mu\text{g N/l}$ )
4	Mésoxérophiles	4	Méso-oligotrophiles ( $\approx 400 \mu\text{g N/l}$ )
5	Mésohydriques (jamais inondé, feuilles malacophylles)	5	Mésotrophiles ( $\approx 500 \mu\text{g N/l}$ )
6	Mésohydroclines, mésohygrophiles	6	Méso-eutrophiles ( $\approx 750 \mu\text{g N/l}$ )
7	Hygrophiles (durée d'inondation en quelques semaines)	7	Eutrophiles ( $\approx 1000 \mu\text{g N/l}$ )
8	Hydrophiles (durée d'inondation en plusieurs mois)	8	Pereutrophiles ( $\approx 1250 \mu\text{g N/l}$ )
9	Amphibies saisonnières (hélrophytes exondés une partie minoritaire de l'année)	9	Hypereutrophiles ( $\approx 1500 \mu\text{g N/l}$ )
10	Amphibies permanentes (hélrophytes semi-émergés à base toujours noyée)		
11	Aquatiques superficielles (0-50 cm) ou flottantes		
12	Aquatiques profondes (1-3 m) ou intra-aquatiques		

R : Réaction du sol (pH)		MO : Matière organique du sol et type d'humus	
1	Hyperacidophiles ( $3,0 < \text{pH} < 4,0$ )	1	Lithosol, peyrosol, régosol
2	Peracidophiles ( $4,0 < \text{pH} < 4,5$ )	2	Mull carbonaté
3	Acidophiles ( $4,5 < \text{pH} < 5,0$ )	3	Mull actif
4	Acidoclines ( $5,0 < \text{pH} < 5,5$ )	4	Mull acide
5	Neutroclines ( $5,5 < \text{pH} < 6,5$ )	5	Moder
6	Basoclines ( $6,5 < \text{pH} < 7,0$ )	6	Mor, hydromor, xéromor
7	Basophiles ( $7,0 < \text{pH} < 7,5$ )	7	Ranker, tangel
8	Perbasophiles ( $7,5 < \text{pH} < 8,0$ )	8	Anmoor, gyttja
9	Hyperbasophiles ( $8,0 < \text{pH} < 9,0$ )	9	Tourbe

### Annexe 2 : Espèces des friches listées comme « de préoccupation mineure » selon la liste rouge de l'IUCN pour l'Europe (The IUCN Red List of Threatened Species, s. d.).

<i>Achillea millefolium</i>	<i>Equisetum arvense</i>	<i>Matricaria recutita</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Agrostis capilaris</i>	<i>Fragaria vesca</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Sanguisorba officinalis</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Nepeta cataria</i>	<i>Sedum acre</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Sisymbrium officinale</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Cerastium arvense</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Chelidonium majus</i>	<i>Lactuca seriolla</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Verbena officinalis</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Lolium rigidum</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Veronica peregrina</i>
<i>Epilobium parviflorum</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Rumex crispus</i>	<i>Vicia sativa</i>

**Annexe 3 : Espèces des friches recensées comme rares ou très rares dans les districts phytogéographiques brabançon et mosan (De Langhe et al., 1983).**

RR	RR-R	R
<i>Hieracium caespitosum</i>	<i>Catapodium rigidum</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Lactuca virosa</i>	<i>Veronica peregrina</i>
<i>Sanguisorba officinalis</i>		
<i>Stellaria media</i>		

**Annexe 4 : Espèces exotiques des friches avec, en rouge, les espèces exotiques envahissantes (Branquart, 2022; De Langhe et al., 1983).**

<i>Conyza canadensis</i>	<i>Polygonum cuspidatum</i>	<i>Veronica peregrina</i>
<i>Lepidium virginicum</i>	<i>Senecio inaequidens</i>	<i>Veronica persica</i>

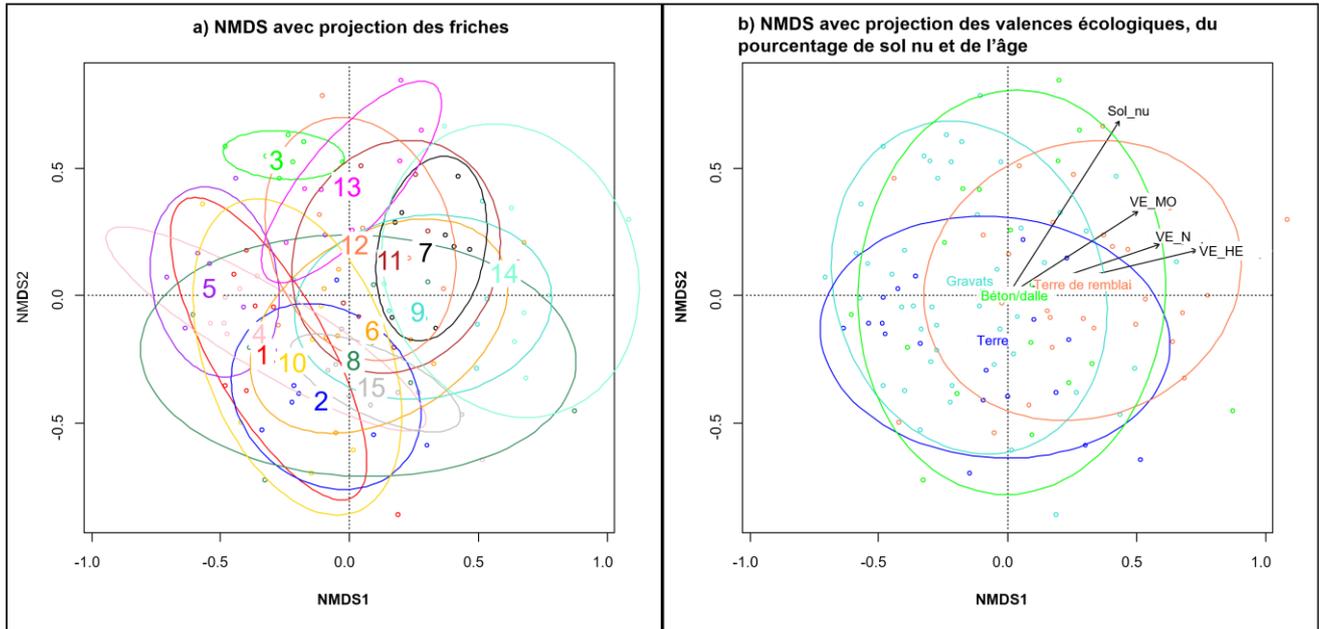
**Annexe 5 : Espèces se retrouvant dans plus de la moitié des friches inventoriées.**

<i>Achillea millefolium</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Bromus mollis</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Bromus sterilis</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Cerastium fontanum</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Vulpia myuros</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Matricaria recutita</i>	<i>Sagina apetala</i>	

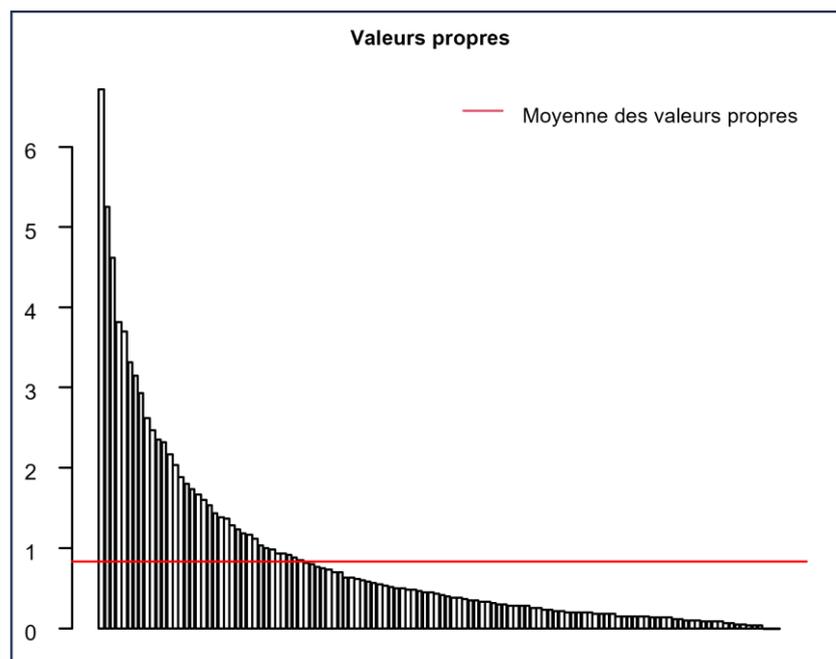
**Annexe 6 : Espèces se retrouvant dans une seule friche et, en bleu, celles rencontrées une seule fois.**

<i>Agrostis capilaris</i>	<i>Euphorbia helioscopia</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Galium parisiense</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Galium saxatile</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Atriplex patula</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Nepeta cataria</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Atriplex prostrata</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>	<i>Pastinaca sativa</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Geranium rotundifolium</i>	<i>Poa compressa</i>	<i>Tussilago farfara</i>
<i>Catapodium rigidum</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Verbena officinalis</i>
<i>Cerastium arvense</i>	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>	<i>Veronica agrestis</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Jacobaea vulgaris</i>	<i>Reseda lutea</i>	<i>Veronica peregrina</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Lactuca virosa</i>	<i>Reseda luteola</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Rosa rubiginosa</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Leontodon autumnalis</i>	<i>Rumex crispus</i>	<i>Vicia villosa</i>
<i>Digitaria sanguinalis</i>	<i>Lepidium virginicum</i>	<i>Salix aurita</i>	<i>Vulpia ciliata</i>
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Leucanthemum ircutianum</i>	<i>Salix caprea</i>	

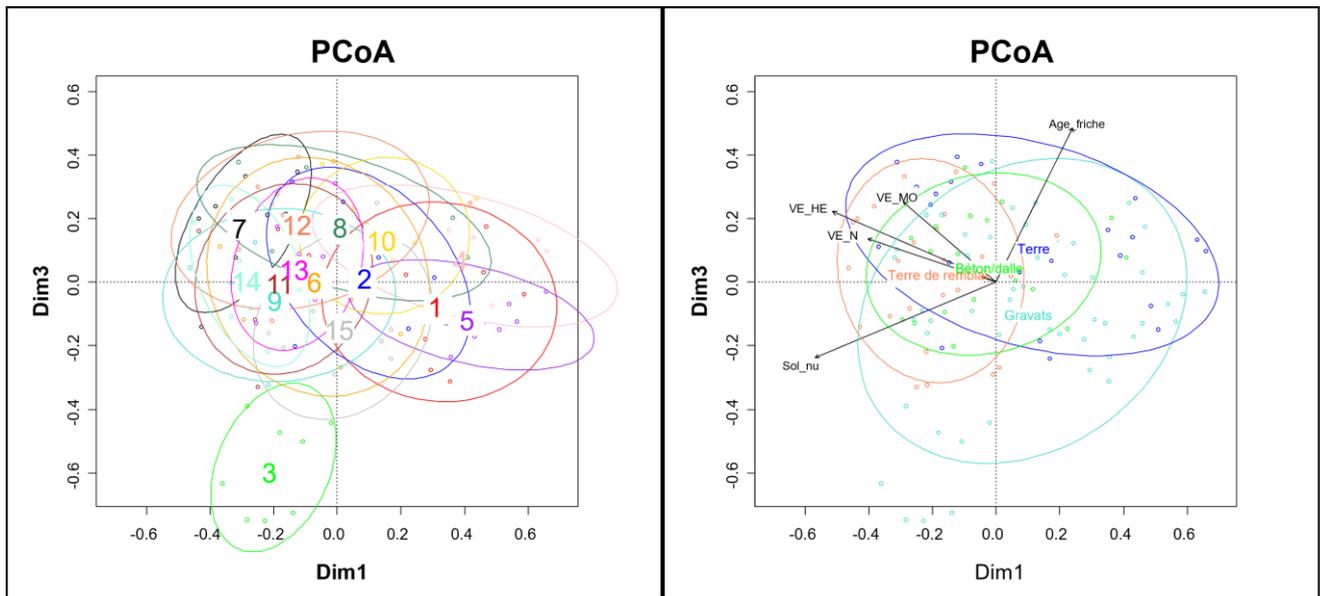
**Annexe 7 : NMDS sur la composition floristique des quadrats d'inventaire et leur structuration selon a) le facteur site (ellipses) et b) les facteurs de type de substrat (ellipses), de pourcentage de sol nu (Sol\_nu), les valences écologiques d'humidité édaphique (VE\_HE), de niveau trophique (VE\_N) et de matière organique (VE\_MO) ainsi que l'âge de la friche (Age\_friche). La couleur des points et des ellipses correspond, dans la figure 12a, à la friche à laquelle ils se rapportent ou, dans la figure 12b, au type de substrat auquel ils se rapportent.**



**Annexe 8 : Histogramme des valeurs propres de la PCoA sur la composition floristique des quadrats d'inventaire.**



**Annexe 9 : Projection de la PCoA sur la composition floristique des quadrats d'inventaire selon ses axes 1 et 3.**



**Annexe 10 : Analyse de l'effet de la pollution sur la structuration des données floristiques.**  
 a) **Boxplot de la richesse spécifique des quadrats en fonction de la présence de pollution sur la friche. Des lettres identiques indiquent des moyennes qui ne sont pas significativement différentes.**  
 b) **PCoA sur la composition floristique des quadrats d'inventaire et leur structuration selon la présence de pollution sur la friche à laquelle ils appartiennent. Le vert est pour les friches polluées, le rouge pour les friches non polluées et le gris lorsque la présence de pollution est inconnue.**

