

Pelouses calcicoles mesoxériques sur toiture verte extensive : Influences du substrat et des conditions microclimatiques sur la composition végétale

Auteur : Reniers, Julie

Promoteur(s) : Mahy, Grégory; Boisson, Sylvain

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2017-2018

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/5171>

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.

**PELOUSES CALCICOLES MESOXERIQUES
SUR TOITURE VERTE EXTENSIVE :
INFLUENCES DU SUBSTRAT ET DES
CONDITIONS MICROCLIMATIQUES SUR LA
COMPOSITION VEGETALE.**

JULIE RENIERS

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2017-2018

(CO)-PROMOTEUR(S): PR. GREGORY MAHY (ULG) ET SYLVAIN BOISSON (ULG)

© Toute reproduction du présent document, par quelques procédés que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Remerciements

J'aimerais remercier mon promoteur M. Gregory Mahy pour son encadrement, ses relectures et ses conseils avisés au cours de ces derniers mois.

J'adresse également un remerciement tout particulier à mon co-promoteur et encadrant, Sylvain Boisson, pour sa disponibilité, ses recommandations et ses suggestions.

Merci également à l'Unité Biodiversité et Paysage pour son accueil chaleureux.

J'ai également une grande pensée pour mes proches, famille et amis, qui m'ont soutenu durant toutes ses années d'études et sans qui ce parcours n'aurait pas été aussi riche.

Abstract

Green roofs of ecological interest are a tool to support the network of green infrastructures. Indeed, abiotic conditions of extensive green roofs approach those of meso-xeric to xeric calcareous grasslands. Consequently, such roofs could host analogous habitats to these environments.

As part of this master's thesis, two studies were conducted simultaneously. The objective was to characterize the effects of substrate nature, substrate depth, and microclimatic conditions on the plant communities, inspired by the calcareous grasslands, on extensive green roofs. To achieve this, two experimental setups were used.

First, containers were used to simulate the response of green roofs to substrate of two types of nature and three types of depth. A selection of 22 species, inspired by major associations of Belgian calcareous grasslands, was sown on April 27th 2017.

Secondly, effects of substrate of two types of depth, and microclimatic conditions, associated with the intensity of sunlight, were tested on actual roofs' specific composition. Seeding of the 29 selected species was conducted on October 5th 2017.

The depth of the substrate and the sunlight intensity significantly influence roofs' plant communities. Indeed, deeper and less exposed plots show richer plant communities with greater spatial reach. The nature of the substrate does not significantly influence the development of the selected species.

The abiotic conditions of the roofs are sufficiently similar to those of the calcareous grasslands to allow the good development of some of its characteristic species. Extensive roof plant communities, however, have a lower species richness and vegetation cover, when compared to natural habitats. In addition, species from water-scarce environments are not part of the roofs' structural species. On the contrary, generalist, meso-xerophilious, and mesophilious species characterize the associations of roofs. These results suggest that green roofs' composition may extend to other less specific habitats and species.

Résumé

La mise en place de toitures vertes d'intérêt écologique constitue un des outils permettant de soutenir le réseau des infrastructures vertes. En effet, les conditions abiotiques des toitures vertes extensives s'assimilant à celles des pelouses calcicoles mésoxériques à xériques, les toitures pourraient supporter des habitats analogues à ces milieux.

Deux études ont été menées en parallèle dans le cadre de ce travail. L'objectif était de caractériser les effets de la profondeur et de la nature du substrat ainsi que des conditions microclimatiques sur les communautés végétales inspirées des pelouses calcicoles sur toiture verte extensive.

Pour ce faire, deux dispositifs expérimentaux ont été suivis.

Le premier, en bacs, simule la réponse des toitures végétales à deux modalités de nature de substrat et trois modalités de profondeur. Un cortège de 22 espèces, inspiré des associations majeures des pelouses calcicoles belges, y a été semé le 27 avril 2017.

Le second, sur toit, teste deux modalités de profondeur de substrat ainsi que les effets des conditions microclimatiques associées à l'intensité de l'ensoleillement sur la composition spécifique. Le semis des 29 espèces sélectionnées y a été réalisé le 5 octobre 2017.

La profondeur de substrat et l'intensité de l'ensoleillement influencent significativement les communautés végétales des toits. En effet, les parcelles plus profondes et moins exposées arborent des communautés végétales plus riches et à plus grande emprise spatiale. La nature de substrat n'influence pas significativement le développement des espèces.

Les conditions abiotiques des toitures sont suffisamment assimilables à celles des pelouses calcicoles pour permettre le bon développement de certaines de ses espèces caractéristiques. Les communautés végétales des toitures extensives présentent toutefois une richesse spécifique et un couvert végétal moindres en comparaison aux habitats naturels. De plus, les espèces spécialistes des milieux à régime hydrique pauvre ne constituent pas les espèces structurantes des toits. Ce sont au contraire, les espèces généralistes, mésoxérophiles et mésophiles qui caractérisent les associations des toitures. Ces résultats suggèrent que les mélanges pour toiture verte peuvent s'étendre dans une certaine mesure à d'autres habitats et espèces moins spécifiques.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Remerciements | 1 |
| Abstract | 2 |
| Résumé | 3 |
| Introduction | 6 |
| Etat de l'art | 7 |
| Contexte général | 7 |
| Services écosystémiques | 8 |
| Toitures vertes | 9 |
| Soutien de la biodiversité dans le cas des toitures vertes extensives | 10 |
| Habitats de référence | 11 |
| Questions de recherche | 14 |
| Dispositif en bacs expérimentaux | 15 |
| Matériels et méthodes..... | 15 |
| Site de l'étude..... | 15 |
| Description du dispositif expérimental | 16 |
| Cortège spécifique..... | 17 |
| Collection des données | 18 |
| Analyses statistiques | 18 |
| Statistiques descriptives | 18 |
| Analyse de la variance | 19 |
| Ordination | 19 |
| Résultats | 20 |
| Emergence des plantules | 20 |
| Effectif des plants adultes | 22 |
| Couvert de végétation | 24 |
| Ordination | 25 |
| Tableaux de synthèse | 26 |
| Discussion | 28 |
| Tendances générales | 28 |
| Analyse des facteurs | 28 |
| Dynamique interannuelle | 29 |
| Réponses des groupes écologiques | 30 |
| Point méthodologique | 31 |

| | |
|--|-----------|
| Dispositif de toiture réelle | 32 |
| Matériels et méthodes..... | 32 |
| Site de l'étude..... | 32 |
| Description du dispositif | 32 |
| Cortège spécifique..... | 33 |
| Collection des données | 35 |
| Analyses statistiques | 37 |
| Statistiques descriptives | 37 |
| Analyse de la variance | 38 |
| Ordination | 39 |
| Résultats | 39 |
| Emergence des plantules | 39 |
| Présence – absence des effectifs adultes | 41 |
| Couvert de végétation | 44 |
| Ordination | 45 |
| Analyse approfondie des parcelles « C1 » et « C5 » | 46 |
| Tableau de synthèse | 49 |
| Discussion | 50 |
| Emergence des plantules | 50 |
| Analyse des facteurs | 50 |
| Réponses des groupes écologiques | 51 |
| Espèces exogènes | 51 |
| Point méthodologique | 52 |
| Discussion générale..... | 53 |
| Deux études en parallèle... .. | 53 |
| Les toitures vertes analogues aux pelouses ? | 53 |
| Facteurs déterminants l'installation des pelouses calcicoles sur toitures extensives | 54 |
| Réponses des groupes écologiques | 55 |
| Point méthodologique | 55 |
| Perspectives | 56 |
| Conclusion | 57 |
| Bibliographie..... | 58 |
| Annexe..... | 62 |

Introduction

La biodiversité est en crise. En effet, nous connaissons à l'heure actuelle la sixième extinction massive de la planète, celle de l'Anthropocène (Barnosky et al., 2011). En cause, l'emprise de l'Homme sur son territoire qui modifie les occupations initiales du sol (Sala et al., 2000). Dès lors, la capacité des écosystèmes à délivrer les services écosystémiques sur lesquels reposent notre société est détériorée (Douglas, 2015).

En parallèle, une concentration des populations dans les villes (Grimm et al., 2015) est attendue. Les villes représentent dès lors une opportunité pour concilier vie urbaine et biodiversité. En effet, les toitures représentent approximativement 20 à 25 % de la surface globale des villes (Besir et al., 2018). Dans ce cadre, les toitures vertes, composant en partie le réseau des infrastructures vertes, interviennent comme relai urbain afin d'assurer la connexion entre les habitats. Les infrastructures vertes constituent un réseau soutenant les services écosystémiques des milieux naturels et semi-naturels (Commission européenne, 2014).

Deux structures principales de toiture verte sont identifiées : les toitures vertes intensives arborent une couche de substrat variant entre 10 et 30 cm tandis que la hauteur de substrat de la version extensive s'élève au maximum à 10 cm (Dunnett, N. et Kingsbury, N., 2004). La profondeur de substrat conditionne la physionomie et le profil de végétation des toitures (Getter et al., 2006). La nature de substrat impacte également le développement de la végétation (Ondoño et al., 2014).

Les toitures vertes extensives sont majoritairement adoptées de par leur coût économique moindre. Ces structures ne sont cependant pas considérées comme des alternatives riches en espèces (Brenneisen, 2006). Néanmoins, selon l'hypothèse de l'«*Habitat template*» (Lundholm, 2004), les toits verts pourraient supporter des habitats analogues aux écosystèmes naturels (J. T. Lundholm et al., 2010). En effet, les caractéristiques abiotiques, dues à la superficialité du substrat des toits verts, s'assimilent à celles de certains milieux naturels d'intérêt biologique. Les espèces de ces milieux devraient hypothétiquement être adaptées aux conditions de vie des toitures vertes.

Parmi ces écosystèmes, on retrouve en Belgique les pelouses calcicoles mésoxériques à xériques. Dans ce cadre, la composition en espèces des toits promouvant la biodiversité pourrait s'inspirer de ces habitats.

Dans ce cadre, les objectifs de cette étude sont : (1) d'évaluer le potentiel des toits verts comme habitat analogue aux pelouses mésoxériques à xériques ; (2) d'étudier la variabilité des communautés végétales en fonction des conditions abiotiques en termes de profondeur de substrat, de composition de ce dernier et des variables environnementales ; et (3) de déterminer la similarité avec les communautés des milieux naturels.

Etat de l'art

Contexte général

De mémoire d'Homme, jamais une pression aussi importante sur la biodiversité n'a été exercée. Il est effectivement avéré par la communauté scientifique que l'extinction de l'Anthropocène, soit la sixième extinction massive, est en marche (Barnosky, 2011). En effet, le taux de disparition des espèces, traduisant pourtant un phénomène naturel, n'a jamais été aussi élevé qu'à l'heure actuelle. Selon le *Millenium ecosystem assessment*, le taux d'extinction sur les cent dernières années serait mille fois supérieur aux taux précédents (Douglas, 2015).

Les causes principales de ce phénomène sont dues à l'emprise de l'Homme sur son territoire qui modifie les occupations initiales du sol (Sala, 2000). Dès lors, les habitats des espèces étant changés, les règles d'assemblage de ces dernières sont remaniées modifiant les processus et la résilience des écosystèmes (Hobbs et al., 2006).

La gestion du territoire et les politiques relatives à l'espace sont donc des outils principaux dans l'optimisation des occupations du sol (Foley et al., 2005).

Une dégradation importante des services écosystémiques est attendue d'ici 2050. De plus, la consommation de ces derniers s'intensifierait de par l'augmentation du PIB mondial et d'une croissance démographique (Douglas, 2015).

En parallèle de ces phénomènes, une concentration des populations en ville est également attendue (Grimm, 2015). Les zones bâties représentent 2 % du territoire global (Grübler, 1994 cité par Herrero et al., 2001), soit une faible fraction de celui-ci. Cependant, les liens entre les zones rurales et urbaines conditionnent également l'intensité des impacts du changement des occupations du sol.

Dans les pays en voie de développement, l'emprise de l'urbanisation sur les terres est très importante. La popularisation du mode de vie urbain entraîne en parallèle une augmentation de la consommation, intensifiant les impacts. Du côté des pays développés, la pression foncière se marque davantage sur les zones périurbaines. La demande croissante en zones récréatives et de conservation pourrait cependant compenser les impacts relatifs aux zones périurbaines (Herrero, 2001).

Dans ce contexte, la pression sur les habitats naturels dans les pays développés tendrait à se relâcher. Ces derniers pourraient également être représentés dans le milieu urbain permettant le soutien des services écosystémiques dans cet environnement particulièrement en demande.

Dans ce contexte, les villes représentent une opportunité pour concilier vie urbaine et biodiversité. En effet, les toitures représentent approximativement 20 à 25 % de la surface globale des villes (Besir, 2018). Ces structures s'inscrivent dans le réseau des infrastructures vertes qui est défini par l'Union Européenne comme « un réseau constitué de zones naturelles, semi-naturelles et d'espaces verts qui

offre de nombreux "services" écosystémiques fondement du bien-être humain et de la qualité de vie » (Commission européenne, 2014). Dès lors, dans le cas de l'Europe, le réseau de zones protégées Natura 2000, représentant 18 % du territoire, pourrait s'appuyer sur les relais urbains pour assurer la connexion et les communications entre les milieux.

Services écosystémiques

Un panel de services écosystémiques est fourni et valorisé par les structures urbaines des infrastructures vertes (J. Lundholm et al., 2010; Oberndorfer et al., 2007). En effet, la présence de végétation en ville permet d'atténuer les retours négatifs dus à la concentration démographique (Gill et al., 2007; Bowler et al., 2010).

Les toitures vertes participent à l'atténuation des deux effets majeurs du changement climatique (Gill, 2007) : l'augmentation de la fréquence des épisodes de pluie et de leurs intensités ainsi que la hausse des températures en ville (Dunnett, N. et Kingsbury, N., 2004) qui est principalement due aux concentrations en gaz (Grimmond, 2007) et à un manque de couvert végétal (Bowler, 2010). La végétation des toits verts optimise l'infiltration de l'eau (Czemiel Berndtsson, 2010) évitant les épisodes d'inondation. Elle tempère également la hausse des températures de par l'augmentation de l'évapotranspiration (Dusza et al., 2017).

En parallèle de ces phénomènes, d'autres services sont également fournis (Oberndorfer, 2007). Les pollutions sonores et aériennes tendent à s'atténuer. Les verdurisation des toits optimisent l'isolation des bâtiments et leurs durées de vie (Grant et al., 2003). Le cadre de vie est perçu comme plus agréable. Un effet thérapeutique de la présence de verdure dans les milieux urbains est également démontré par certaines études (Manso et al., 2015).

De plus, ces structures peuvent servir de support aux écosystèmes et promouvoir le maintien de la biodiversité (Oberndorfer, 2007; Farrell et al., 2012). Les toits verts peuvent contribuer au maillage écologique et soutenir les habitats et les espèces indigènes d'intérêt.

Dusza relève cependant que tous les services ne peuvent pas être fournis simultanément par une même structure (Dusza, 2017). En effet, cette dernière doit être réfléchie et orientée au travers de la composition végétale vers des biens et services précisés afin d'être la plus optimale possible.

Il est donc nécessaire d'adapter les caractéristiques des structures en fonction leurs missions.

Toitures vertes

Les toits verts ne sont pas une invention contemporaine. En effet, les premières traces de ce type de structure remontent à 500 ans avant J-C avec les jardins de Babylone (Getter, 2006). Dans les années septante, l'Allemagne repopularise les toits végétalisés (Dunnnett, N. et Kingsbury, N., 2004) et s'en est suivi un engouement mondial.

Les toits contemporains sont constitués des couches suivantes, de bas en haut (Figure 1) : couche structurelle, couche d'isolation, membrane d'étanchéité, barrière racinaire, matériau de drainage, filtre, substrat et végétation (Vijayaraghavan, 2016). La succession de ces couches prévient l'endommagement des bâtiments et la stagnation de l'eau entraînant des pourrissements de la végétation dus aux conditions anaérobiques (Holtman et al., 2015).

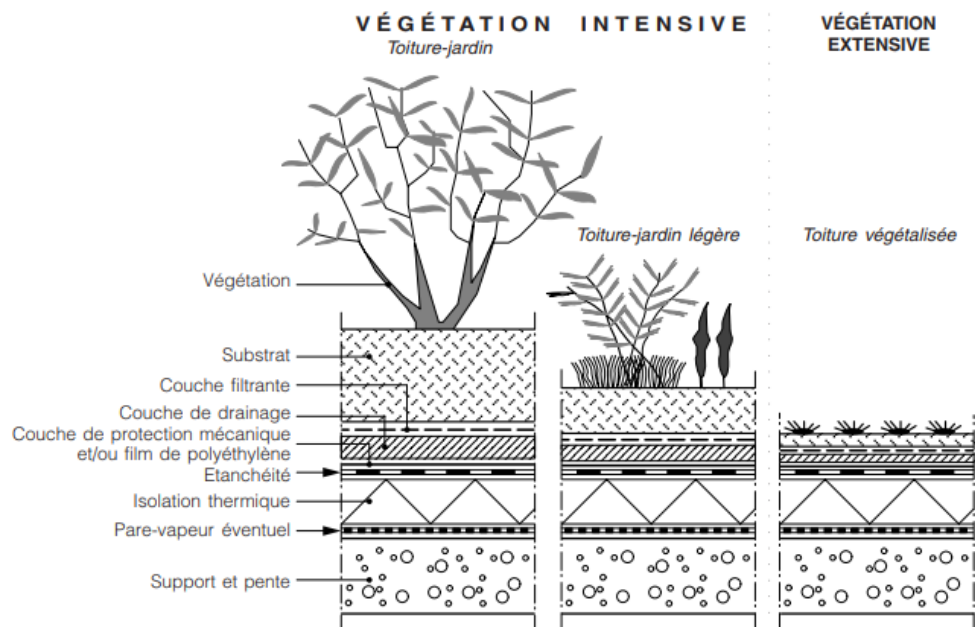


Figure 1 : Schéma représentant les couches structurelles des toitures végétales et des différents types de toitures : intensive, semi-intensive et extensive. (CSTC, 2006)

Une typologie des toitures identifie différents types de structure sur base de la profondeur du substrat. Deux structures principales sont identifiées par les auteurs bien que les définitions varient : les toitures vertes intensives et extensives. Traditionnellement, la profondeur des toits intensifs varie de 10 cm à 30 cm alors que celle de la version extensive est comprise entre 6 cm et 10 cm (Dunnnett, N. et Kingsbury, N., 2004, Getter, 2006). Il existe une troisième catégorie intermédiaire : les toitures semi-intensives (Besir, 2018).

La profondeur de substrat conditionne en effet la physionomie et le profil de végétation des toitures (Figure 1). Les communautés végétales évoluent avec la profondeur passant graduellement d'une dominance d'espèces succulentes de type orpin aux espèces pérennes et annuelles (Biostart, n.d.): les toitures intensives les plus abouties supportant même des arbres et arbustes. La nature de substrat impacte également le développement de la végétation (Ondoño, 2014).

La charge des toitures intensives s'élève cependant de 180 à 500 kg/m² (Besir, 2018). Elles nécessitent systématiquement une maintenance importante et un système d'irrigation (Berardi et al., 2014). Elles sont dès lors plus coûteuses et ne peuvent être installées que sur un nombre limité de bâtiments, nécessitant des soutiens structurels supplémentaires (Nagase et al., 2010).

La version extensive est, elle, plus légère : charge de 60-150 kg/m² (Besir, 2018). Elle nécessite une maintenance moindre et peut souvent s'abstenir d'un système d'irrigation. La mise en place étant également plus aisée, ce type de toiture est généralement adopté sur les toits de grande surface (Nagase, 2010). Ces structures sont plus communément retrouvées étant économiquement intéressantes mais elles n'arborent pas toute la diversité potentielle. De fait, la composition végétale de ces structures se limite généralement aux orpins, parfois même d'origine nord-américaine.

Soutien de la biodiversité dans le cas des toitures vertes extensives

Les toitures extensives sont considérées comme des alternatives pauvres en espèces (Brenneisen, 2006). Le cortège spécifique est, en effet, généralement limité aux espèces de *Sedum*. Il est pourtant préférable d'opter pour une composition d'espèces végétales diversifiée plutôt que pour un système monospécifique (Nagase, 2010; Lundholm, 2015). En théorie, les systèmes plus diversifiés présentent une meilleure résistance et résilience (Cook-Patton et al., 2012). Les toitures vertes extensives diversifiées sous conditions sèches ont des taux de survie et une qualité visuelle supérieurs (Nagase, 2010). En effet, les interactions entre espèces atténuent les conditions abiotiques particulièrement stressantes et participent dès lors à la durabilité du système.

Il est également idéal, par principe de complémentarité, d'assembler des espèces qui répondent de manière asynchrone ou complémentaire aux variables environnementales (Oberndorfer, 2007). De même, il est préférable d'augmenter la diversité en termes de groupes fonctionnels plutôt qu'en richesse spécifique (Nagase, 2010). En effet, la présence de traits morphologiques et physiologiques différents favorisent les interactions complémentaires (Hooper et al., 2005).

Dans ce sens, l'augmentation stricte de la richesse spécifique ne signifie pas optimisation des services et fonctions rendus. Des espèces moins appropriées dilueront au contraire l'efficacité du système à

délivré le service ciblé (ex : rétention de l'eau). Selon Lundholm, un système intermédiaire en termes de diversité serait le plus optimal (J. Lundholm, 2010).

D'autre part, la présence d'un couvert continu prévient l'installation de plantes indésirables (Levine et al., 2004) bien que ce phénomène ne soit pas exclu dans la logique des habitats analogues. La probabilité d'invasion diminue au fur et à mesure que les niches de l'écosystème sont occupées (Funk et al., 2008).

Les toits verts présentent cependant certaines limites d'accueil de certaines espèces comme le mentionne Brenneisen (Brenneisen, 2006). En effet, les espèces à mobilité réduite sont lésées. De plus, certaines espèces sont incapables de s'adapter aux conditions propres au milieu urbain (vers de terre), alors que d'autres, ne sont pas intéressées par les habitats promus.

Plusieurs actions favorisent la promotion de la biodiversité sur les toitures vertes. Une de ces dernières est d'utiliser des sols d'origine locale et de varier les profondeurs de substrat afin de créer de l'hétérogénéité spatiale (Brenneisen, 2006). La création de différentes niches sera susceptible d'accueillir un plus grand panel d'espèces végétales et animales.

L'utilisation de plantes natives est également préconisée de par l'adaptabilité de celles-ci aux climats locaux (Monterusso et al., 2005). Les espèces indigènes présentent davantage d'interactions (Wilsey et al., 2009) avec la faune environnante.

Habitats de référence

Dans le cadre du soutien de la biodiversité, les toits verts peuvent supporter des habitats analogues aux écosystèmes naturels (J. T. Lundholm, 2010) et participer dès lors à leur promotion et conservation. Un habitat analogue est un écosystème inspiré d'un milieu de référence s'en rapprochant en termes de composition, structure et fonctionnement.

Les caractéristiques des toitures extensives et intensives étant dissemblables, les habitats susceptibles d'être retrouvés sur ces structures diffèrent.

L'hypothèse de l'«*Habitat template*» de Lundholm est une piste majeure dans le choix de la composition végétale des toits verts extensifs. En effet, cette approche distingue les habitats sur base de leurs caractéristiques physiques et chimiques (Lundholm, 2004). Dans cette logique, la flore des toits pourrait être inspirée de milieux naturels aux conditions abiotiques semblables : le pool d'espèces devant répondre de manière identique à celui se réalisant naturellement.

Dès lors, les espèces indigènes de ces milieux naturels sont des candidates potentielles à la composition floristique des toits. Les toitures pourraient donc être des habitats analogues à des écosystèmes naturels spécifiques et rares.

Les contraintes principales rencontrées sur les toits verts extensifs sont principalement à la faible profondeur du substrat (Farrell, 2012). Les toitures extensives présentent des fluctuations importantes de températures de par la superficialité de leur substrat, une disponibilité en eau restreinte ainsi qu'une exposition au soleil et au vent pouvant être importante (Nagase, 2010). L'espace disponible pour le système racinaire étant réduit, un nombre d'espèces moindre tolère ces conditions de vie (Lundholm, 2004).

Les milieux candidats principaux répondant à ces contraintes, sont les habitats de type rocheux et secs tels que les pelouses sèches (J. T. Lundholm, 2010; Grant, 2003; Lundholm, 2004). Leurs végétations présentent en effet des adaptations permettant leur survie aux conditions de vie difficiles. Les capacités de survie et de reprise sont les meilleures stratégies adoptées par la végétation dans ces milieux (Nagase, 2010).

Parmi les habitats naturels belges rencontrant des contraintes similaires, on retrouve les pelouses sèches calcicoles. En Belgique, deux alliances majoritaires prévalent : le Mesobromion erecti et le Xerobromion erecti (Figure 2) (Piqueray et al., 2007).

La première alliance correspond aux pelouses calcicoles mésophiles à mésoxérophiles (Mesobromion erecti) selon les typologies EUNIS et WaleUNIS. Elle est caractérisée par un sol relativement profond sur sols calcaires. Le régime hydrique et le substrat (Portail biodiversité en Wallonie, n.d.) modulent l'intensité de stress du milieu. La composition végétale est caractérisée par une forte présence d'espèces méditerranéennes mais aussi d'espèces rares.



Figure 2 : Photographie d'une pelouse calcicole mésophile à mésoxérophile à gauche et photographie d'une pelouse calcicole xérophile à droite (Seleck M.©).

Les pelouses calcicoles xérophiles (*Xerobromion*) sont, elles, caractérisées par un sol davantage superficiel (0 à 10 cm de profondeur), une exposition sud, une pente légère à marquée et par une association de plantes rares exceptionnelles avec une domination de chaméphytes (Portail biodiversité en Wallonie, n.d.).

Ces deux formations font partie de l'habitat Natura 2000 des pelouses calcicoles et calcaréo-silicieuses (*Festuco-Brometalia*). Cet habitat a été dernièrement identifié en 2012 comme étant dans un état de conservation défavorable (Wibail et al., 2014).

Les caractéristiques des habitats de référence sont précisées dans le Tableau 1 (Piqueray, 2007). La richesse spécifique, le couvert herbacé et la teneur en eau du sol diminuent des pelouses mésophiles aux pelouses xérophiles. A l'inverse, le pourcentage de sol nu et le pH des pelouses xérophiles augmentent par rapport aux autres associations.

Tableau 1 : Tableau présentant les caractéristiques suivantes des pelouses mésophiles (*Mesobromion erecti*), mésoxérophiles et xérophiles (*Xerobromion erecti*) : richesse spécifique, couvert herbacé (%), proportion de sol nu (%), teneur en eau du sol (indice F d'Ellenberg) et le pH; L'indice F d'Ellenberg varie entre 1 et 12. La valeur unitaire indique que le milieu est extrêmement sec tandis qu'une valeur de 12 représente un milieu submergé.
Source : (Piqueray, 2007)

| | <i>Pelouses</i> | | |
|---------------------|-----------------|---------------|-----------|
| | Mésophile | Mésoxérophile | Xérophile |
| Richesse spécifique | 20,7 | 18,9 | 13,1 |
| Couvert herbacé | 88,3 | 84,4 | 76,4 |
| Sol nu | 8 | 8 | 15 |
| Teneur en eau | 3,92 | 3,77 | 3,09 |
| pH | 6,27 | 6,75 | 7 |

Dans ce cadre, le réseau des infrastructures vertes comprenant les toitures, servirait de support à ces habitats spécifiques. Leur intégration aux réseaux écologiques locaux articulerait davantage le paysage en faveur de la biodiversité locale prévalant.

Questions de recherche

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, plusieurs questions sont abordées. Une thématique générale est subdivisée en deux sous-parties. Deux dispositifs ont été suivis lors de ce projet.

Le premier est un dispositif expérimental qui a été mis en place en avril 2017. Il est composé de trente bacs simulant les conditions environnementales des toitures vertes extensives. Deux modalités de nature de substrat et trois modalités de profondeur de substrat sont testées.

Le second dispositif est implanté sur le Centre de Recherche TERRA. Il se compose de neuf parcelles qui ont été semées le 5 octobre 2017 avec un mélange de graines inspiré des pelouses mésoxériques.

Deux modalités de profondeur de substrat et trois modalités d'ensoleillement sont testées.

Les questions applicables à la thématique globale sont les suivantes :

- Peut-on créer des analogues aux pelouses mésoxériques à xériques sur les toitures vertes extensives?
- La variabilité des conditions abiotiques des toits mène-t-elle à des communautés végétales ainsi qu'à des processus identiques à ceux des milieux naturels?

Système en bacs expérimentaux :

- Quelles sont les réponses dans le temps des communautés végétales d'un système de toiture verte expérimental à la profondeur du substrat, la nature du substrat et aux conditions environnementales ?

Système en toiture réelle :

- L'installation de pelouses mésoxériques sur toitures végétales est-elle probante ?
- Quelles sont les réponses des communautés végétales à la profondeur du substrat et aux conditions environnementales ?

Dispositif en bacs expérimentaux

Matériels et Méthodes

Site d'étude

L'expérimentation est implantée en Belgique dans la ville de Gembloux sur le site de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech. La région se caractérise par un climat tempéré océanique (Service fédéral belge, n.d.). Les deux années sur lesquelles s'étalent l'étude (2017 et 2018) exposent des printemps et étés particulièrement secs en Belgique (Météo Belgique, n.d.) (Figure 3).

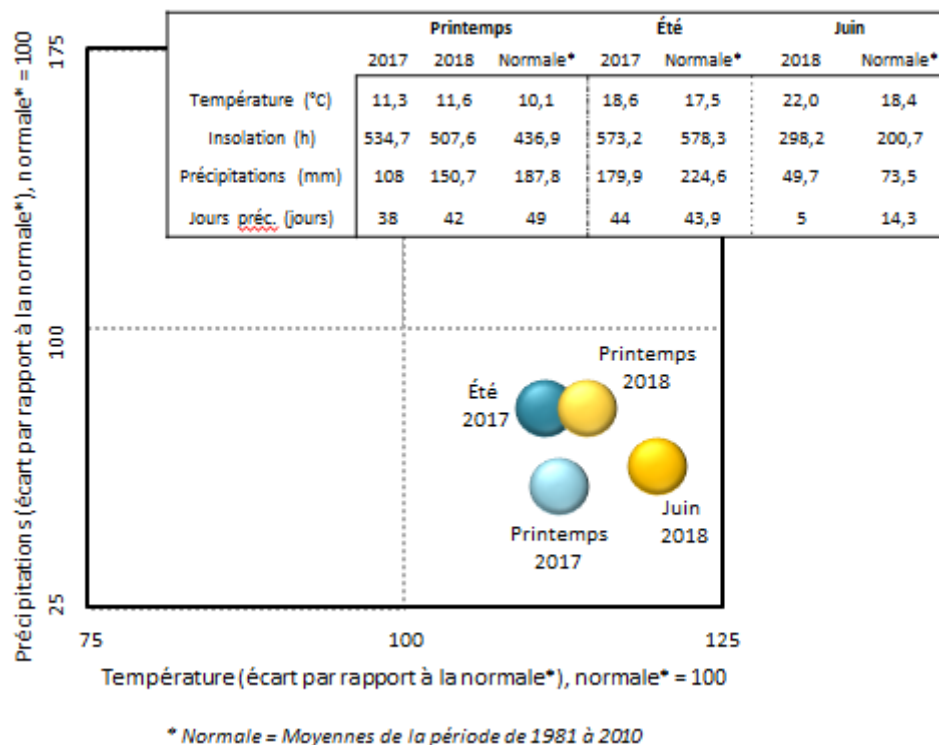


Figure 3 : Figure représentant les écarts des températures et des précipitations par rapport aux valeurs normales ; les valeurs normales correspondent à la moyenne des variables sur la période de 1982 à 2010.

Le dispositif expérimental suivi dans le cadre de ce projet a été mis en place le 27 avril 2017 par Cyrille Boland (Boland, 2017). Un total de trente bacs a été disposé en cinq rangées de six (Figure 4). Ces derniers étant installés à trois mètres d'un muret, un gradient d'ensoleillement du sud-est au nord pourrait se marquer. Le plan expérimental a été organisé en blocs aléatoires complets afin de contrôler l'effet potentiel de l'ombrage.



Figure 4 : Photographie du dispositif en bacs expérimentaux testant deux modalités de substrat (Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® et le Substrat léger pour toiture verte Lavandulis Zinco®) et trois modalités de profondeur (5, 10 et 15 cm).

Description du dispositif expérimental

Les dimensions des containers sont de 1,0 x 0,8 x 0,3 m. Les bacs en acier sont recouverts d'une couche de protection (Natte de protection latérale SM-R Zinco®) et d'une couche drainante (Fixodrain XD 20 Zinco®).

Deux types de substrat ont été testés : le Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® et le Substrat léger pour toiture verte Lavandulis Zinco®. Ils sont composés de tuiles et briques recyclées et d'adjuvants sélectionnés. Ils diffèrent principalement selon les trois critères suivants : capacité d'eau maximale, écoulement en eau et teneur en substance organique (Tableau 2).

Les bacs ont été remplis de substrat à hauteur des trois modalités de profondeur testées : 5, 10 et 15 centimètres.

Tableau 2 : Caractéristiques des deux types de substrat testés du dispositif en bacs expérimentaux : Substrat léger pour toiture verte Lavandulis Zinco® et du Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco®

| Caractéristiques | Substrat léger pour toiture verte Lavandulis Zinco® | Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® |
|--------------------------------|---|---|
| Capacité d'eau maximale | env. 50 % | env. 40 % |
| Ecoulement de l'eau mod.Kf | 0,3 - 30 mm/min | 0,6 - 70 mm/min |
| Substance organique | < 90 g/l | < 65 g/l |
| Poids du volume | | |
| - Sec | 1000 g/l | 800 g/l |
| - Saturé en eau | 1500 g/l | 1200 g/l |
| Valeur pH (CaCl ₂) | 6,5 - 8,0 | 6,5 - 8,0 |
| Taux de sel | < 2,0 g/l | < 2,5 g/l |
| Tassement | env. 25 % | env. 20 % |

Cortège spécifique

Les pelouses calcicoles belges ont été la source d'inspiration principale lors de la constitution du mélange d'espèces. Quatre d'entre elles présentent une tolérance hydrique large et correspondent aux espèces dites « Généralistes ». Trois groupes de six espèces spécialistes terminent la composition du mélange. Deux groupes sont inspirés des deux associations majeures des pelouses calcicoles belges, soient *Mesobromion erecti* (« Mésophiles ») et *Xerobromion erecti* (« Xérophiles »), et le dernier représente une communauté intermédiaire (« Mésoxérophiles »).

Le mélange de graines de 22 espèces (Tableau 3) a été semé le 21 avril 2017. La densité de semis est de 110 graines par mètre carré pour chaque espèce du mélange.

Tableau 1 : Liste des 22 espèces semées à une densité de 110 graines/m² sur les bacs expérimentaux le 21 avril 2017. Les noms latins complets, les codes associés aux espèces, les groupes écologiques et les types végétatifs sont précisés pour chaque espèce.

| Espèce | Code | Groupe écologique | Type végétatif |
|---|---------|-------------------|----------------|
| <i>Carex flacca</i> Schreb. | Car_fla | Généraliste | Vivace |
| <i>Clinopodium vulgare</i> L. | Cli_vul | Généraliste | Vivace |
| <i>Festuca rubra</i> subsp. <i>commutata</i> L. | Fes_rub | Généraliste | Vivace |
| <i>Hieracium pilosella</i> L. | Hie_pil | Généraliste | Vivace |
| <i>Achillea millefolium</i> L. | Ach_mil | Mésophile | Vivace |
| <i>Agrimonia eupatoria</i> L. | Agr_eup | Mésophile | Vivace |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm. | Ant_syl | Mésophile | Annuelle |
| <i>Geranium pyrenaicum</i> Burm.f. | Ger_pyr | Mésophile | Vivace |
| <i>Leontodon autumnalis</i> L. | Leo_aut | Mésophile | Vivace |
| <i>Centaurea scabiosa</i> L. | Cen_sca | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill. | Hel_num | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Malva sylvestris</i> L. | Mal_syl | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Onobrychis viciifolia</i> Scop. | Ono_vic | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Origanum vulgare</i> L. | Ori_vul | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Reseda lutea</i> L. | Res_lut | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Teucrium chamaedrys</i> L. | Teu_cha | Mésoxérophile | Vivace |
| <i>Allium schoenoprasum</i> L. | All_sch | Xérophile | Vivace |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> L. | Ant_vul | Xérophile | Vivace |
| <i>Calendula arvensis</i> L. | Cal_arv | Xérophile | Vivace |
| <i>Campanula glomerata</i> L. | Cam_glo | Xérophile | Vivace |
| <i>Echium vulgare</i> L. | Ech_vul | Xérophile | Vivace |
| <i>Primula veris</i> L. | Pri_ver | Xérophile | Vivace |

Collection de données

Des comptages hebdomadaires ont été réalisés entre le 30 avril et le 6 juillet 2017 par Cyrille Boland. Les comptages du 14 mai et du 6 juillet ont été retenus pour les évaluations respectives du nombre d'individus au stade plantule et du nombre d'individus adultes.

Afin d'évaluer la dynamique de régénération après une première année d'installation, la levée a été observée en 2018 dans le cadre du présent TFE. Les plantules ont été comptées pour chaque bac et pour chaque espèce du 16 au 18 avril 2018. Les espèces n'étant pas identifiables directement ont été morphologiquement distinguées afin d'être identifiées a posteriori.

Deux comptages ont également été conduits le 21 et 22 juin. Le premier considérant uniquement les plantules et le second, les adultes. Le comptage des plantules n'a cependant pas abouti à des analyses étant donné que ces dernières se sont uniquement portées sur le pic d'émergence, soit en avril. Afin d'évaluer le développement de la végétation après un an, le couvert végétal de chaque espèce dans chaque bac a été estimé visuellement fin juin.

Analyses statistiques

Statistiques descriptives

Afin de mettre en parallèle les abondances entre années aux stades plantule et adulte, un histogramme de comparaison des abondances moyennes des espèces en fonction de la profondeur a été réalisé pour chaque stade. Les abondances moyennes sont également précisées en fonction du facteur « profondeur de substrat » étant donné qu'il a été identifié en 2017 comme influençant majoritairement la distribution des espèces (Boland, 2017).

Pour chaque modalité de profondeur, la proportion des variables en fonctions des espèces regroupées par groupe écologique a été calculée. Cette opération a été réalisée sur les variables décrivant le nombre de plants adultes et le couvert de végétation par bac. Le nombre d'individus total moyen et le couvert total moyen pour chaque modalité de profondeur a également été calculé. Cette opération n'a pas été réalisée en fonction du facteur « nature du substrat » étant donné que ce dernier n'a pas été identifié comme significatif par les analyses de la variance.

Les manipulations précédentes ont été réalisées à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2010.

Analyse de la variance

Tout d'abord, l'effet des blocs a été testé afin de déterminer l'effet potentiel de l'ombrage sur le nombre de plantules, de plants adultes et sur le couvert. Les conditions d'application étant vérifiées sur les jeux de données bruts, aucune transformation n'a été appliquée.

Afin d'évaluer les effets des facteurs « nature de substrat » (qualitatif, fixe, 2 modalités) et « profondeur de substrat » (qualitatif, fixe, 3 modalités), une analyse croisée de la variance à deux facteurs équilibrée a été opérée sur les variables suivantes : nombre de plantules, nombre d'individus adultes et couvert de végétation par bac. En l'absence d'interaction, les données ont été ensuite travaillées par une analyse de la variance à un seul facteur en considérant soit la nature du substrat, soit la profondeur du substrat comme facteur unique afin de déterminer leurs effets. Une structuration des moyennes sur base du test des étendues de Tukey avec un seuil de 5 % a ensuite été menée. L'analyse de la variance pour les espèces à interaction significative a également été réalisée et est résumée dans un tableau de synthèse à part.

Ces opérations ont été réalisées sur tous les jeux de données à l'aide du logiciel RStudio codant en R (R statistical software).

Ordination

Afin d'identifier les gradients « clés » des communautés végétales développées sur les bacs expérimentaux sur base de l'abondance des espèces, une ordination a été réalisée par une analyse en coordonnées principales (ACoP). Bien que moins sensible aux originalités de la composition spécifique (espèces peu fréquentes), elle supporte cependant une proportion importante de données nulles. Elle a été exécutée sur base de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis : matrice généralement utilisée pour les données d'abondance.

Cette analyse a été appliquée sur le jeu de données relatif à l'évaluation du couvert. Elle a été réalisée à l'aide du logiciel RStudio codant en R (R statistical software).

Résultats

Emergence des plantules

Le facteur bloc n'ayant pas démontré d'effet significatif, il a été ôté des analyses qui suivent. Seuls les facteurs profondeur et nature de substrat ont été considérés lors des analyses de la variance.

La dynamique d'émergence des plantules diffère pour les deux années observées (Figure 5). Les espèces n'ayant pas émergées en 2017 ni en 2018 ne sont pas représentées (*A. schoenoprasum*, *A. sylvestris*, *C. glomerata*, *C. flacca*, *O. vulgare*, *R. lutea* et *T. chamaedrys*).

Les six espèces suivantes présentent une abondance de plantules plus élevée en 2017 : *E. vulgare*, *F. rubra*, *G. pyrenaicum*, *H. nummularium*, *M. sylvestris* et *O. viciifolia*.

Quatre espèces sont apparues en 2018 (*A. eupatoria*, *C. vulgare*, *H. pilosella* et *P. veris*) et cinq autres affichent une densité de plantules par bac plus importante lors de cette même année (*A. millefolium*, *A. vulneraria*, *C. arvensis*, *C. scabiosa* et *L. autumnalis*). Les espèces *A. millefolium*, *A. vulneraria* et *H. pilosella* connaissent une relance particulièrement importante, atteignant des densités de plantules par bac de 50 à 90 individus toutes profondeurs confondues.

Les nombres de plantules sont systématiquement inférieurs et faibles pour la modalité de profondeur de 5 cm à l'exception de l'espèce *O. viciifolia* dont l'abondance n'est pas influencée par les facteurs. Les modalités de profondeur les plus élevées (10 et 15 cm) présentent généralement un nombre d'individus similaire.

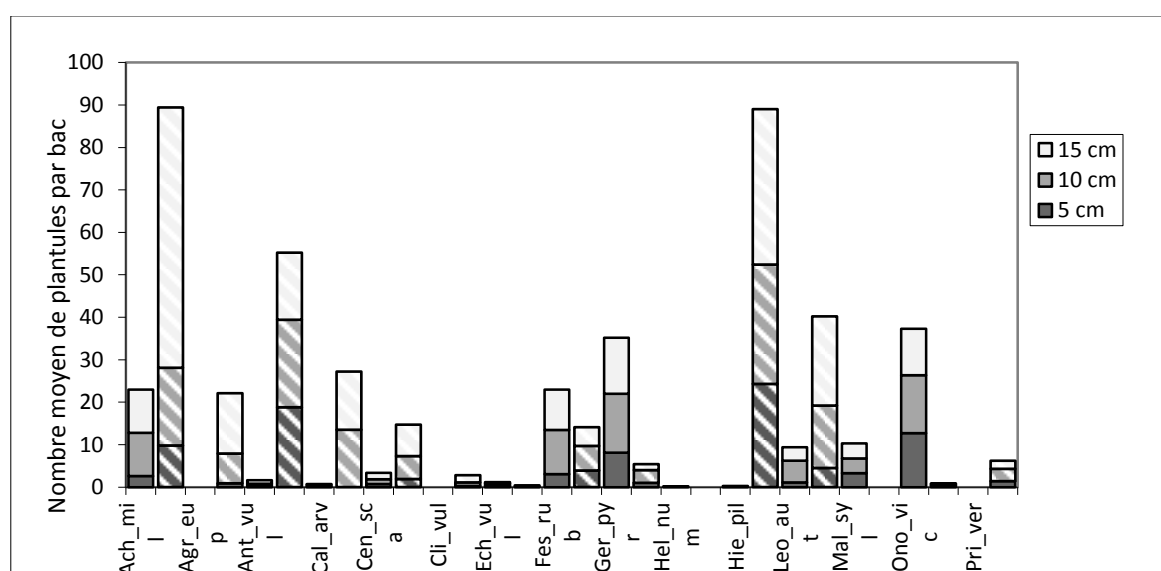


Figure 5 : Histogramme illustrant les moyennes des abondances des plantules du dispositif en bacs expérimentaux en fonction des trois modalités de profondeur pour les années 2017 (plein) et 2018 (hachuré) ;

Ach_mi = Achillea millefolium, Agr_eup = Agrimonia eupatoria, Ant_vul = Anthyllis vulneraria, Cal_arv = Calendula arvensis, Cen_sca = Centaurea scabiosa, Cli_vul = Clinopodium vulgare, Ech_vul = Echium vulgare, Fes_rub = Festuca rubra, Ger_py = Geranium pyrenaicum, Hel_nu = Helianthemum nummularium, Hie_pil = Hieracium pilosella, Leo_aut = Leontodon autumnalis, Mal_syl = Malva sylvestris, Ono_vic = Onobrychis viciifolia, Pri_ver = Primula veris.

Valeurs (Voir Annexe, Tableau 20) ;

Concernant les densités moyennes de plantules par bac en 2018, six espèces ne sont pas influencées par les facteurs profondeur et nature de substrat et une d'entre elles présente une interaction significative entre ceux-ci (Tableau 4). L'étude approfondie de l'interaction entre les facteurs de l'espèce *C. arvensis* permet d'affirmer que la profondeur de substrat influence l'abondance moyenne de plantules par bac de celle-ci. Pour cette même espèce, le nombre de plantules moyen par bac pour les profondeurs de 10 et 15 cm est significativement supérieur pour le Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® (Voir Annexe, Tableau 22).

Les espèces *A. eupatoria*, *A. millefolium*, *C. scabiosa*, *L. autumnalis*, *G. pyrenaicum* et donc *C. arvensis* sont significativement influencées par la profondeur du substrat, la plus faible modalité présentant systématiquement une abondance en espèces moindre. Les deux modalités les plus profondes n'affichent pas de patron de distribution d'abondance particulier. En effet, en fonction des espèces, le nombre moyen de plantules par bac sur 10 cm de profondeur est soit inférieur, égal ou supérieur à celui retrouvé sur les bacs de 15 cm.

Seule l'espèce *F. rubra* est statistiquement influencée par le substrat : le Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® présentant un nombre moyen de plantules double.

Tableau 4 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le nombre moyen de plantules par bac du dispositif en bacs expérimentaux en 2018.

| Espèce | Profondeur | | | | Substrat | | | Interaction |
|-----------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|--------------------------|--------------|--------------|
| | 5 cm | 10 cm | 15 cm | pval | E | L | pval | pval |
| <i>A. millefolium</i> | 9,8 ± 8,6 ^a | 18,3 ± 18,3 ^a | 61,3 ± 48,9 ^b | 0,001 | 31,2 ± 35,2 ^a | 28,4 ± 40,6 ^a | 0,842 | 0,595 |
| <i>A. eupatoria</i> | 0,9 ± 0,9 ^a | 7 ± 3,5 ^b | 14,2 ± 3,7 ^c | < 0,001 | 7,1 ± 5,9 ^a | 7,6 ± 6,8 ^a | 0,842 | 0,635 |
| <i>A. vulneraria</i> | 18,8 ± 5,4 ^a | 20,6 ± 4,6 ^a | 15,8 ± 6,6 ^a | 0,229 | 19,5 ± 5,3 ^a | 17,1 ± 6,2 ^a | 0,153 | 0,898 |
| <i>C. arvensis</i> | 0 | 13,5 ± 11,1 | 13,7 ± 15,3 | - | 15,2 ± 15 | 2,9 ± 3,5 | - | 0,019 |
| <i>C. scabiosa</i> | 1,9 ± 1,7 ^a | 5,4 ± 2,6 ^b | 7,4 ± 3,6 ^b | < 0,001 | 5,8 ± 3,6 ^a | 4 ± 3,3 ^a | 0,166 | 0,887 |
| <i>C. vulgare</i> | 0,3 ± 0,9 ^a | 0,8 ± 1,9 ^a | 1,7 ± 3,8 ^a | 0,455 | 0,7 ± 1,7 ^a | 1,1 ± 3,1 ^a | 0,666 | 0,059 |
| <i>E. vulgare</i> | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,2 ± 0,6 ^a | 0 ^a | 0,509 | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,2 ± 0,6 ^a | 0,41 | 0,523 |
| <i>F. rubra</i> | 3,9 ± 2,5 ^a | 5,8 ± 3,4 ^a | 4,4 ± 3,7 ^a | 0,411 | 6,1 ± 2,9 ^b | 3,3 ± 3,1 ^a | 0,018 | 0,609 |
| <i>G. pyrenaicum</i> | 1 ± 1,6 ^a | 3 ± 1,9 ^b | 1,4 ± 1,6 ^{ab} | 0,034 | 1,9 ± 2,1 ^a | 1,7 ± 1,7 ^a | 0,702 | 0,848 |
| <i>H. pilosella</i> | 24,3 ± 19,6 ^a | 28,1 ± 14,4 ^a | 36,6 ± 14,7 ^a | 0,247 | 31,9 ± 19,2 ^a | 27,5 ± 14,1 ^a | 0,479 | 0,177 |
| <i>L. autumnalis</i> | 4,5 ± 3,3 ^a | 14,7 ± 7,6 ^b | 21 ± 11 ^b | < 0,001 | 15,3 ± 12,9 ^a | 11,5 ± 6,8 ^a | 0,313 | 0,469 |
| <i>O. viciifolia</i> | 0,4 ± 0,8 ^a | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,2 ± 0,5 ^a | 0,736 | 0,3 ± 0,6 ^a | 0,2 ± 0,6 ^a | 0,577 | 0,754 |
| <i>P. veris</i> | 1,4 ± 2,1 ^a | 2,9 ± 2,7 ^a | 1,9 ± 2,5 ^a | 0,387 | 2,5 ± 2,8 ^a | 1,6 ± 2 ^a | 0,302 | 0,295 |

Effectif de plants adultes

Le nombre moyen de plants adultes par bac diffère également entre les années 2017 et 2018 (Figure 6). Les espèces ne comptant pas d'individus adultes ne sont pas représentées (*A. eupatoria*, *A. sylvestris*, *C. glomerata*, *C. flacca*, *O. vulgare*, *P. veris*, *R. lutea* et *T. chamaedrys*).

Seule l'espèce *F. rubra* s'est ajoutée au cortège floristique en 2018 par rapport à 2017. Toutes les autres espèces ont soit montré une diminution d'abondance (*A. millefolium*, *A. schoenoprasum*, *A. vulneraria*, *E. vulgare* et *O. viciifolia*), ou une disparition totale (*C. arvensis*, *C. scabiosa*, *C. vulgare*, *G. pyrenaicum*, *H. nummularium*, *H. pilosella*, *L. autumnalis* et *M. sylvestris*) en 2018 par rapport à 2017. Les bacs de 5 cm de profondeur sont complètement dépourvus de végétation en 2018.

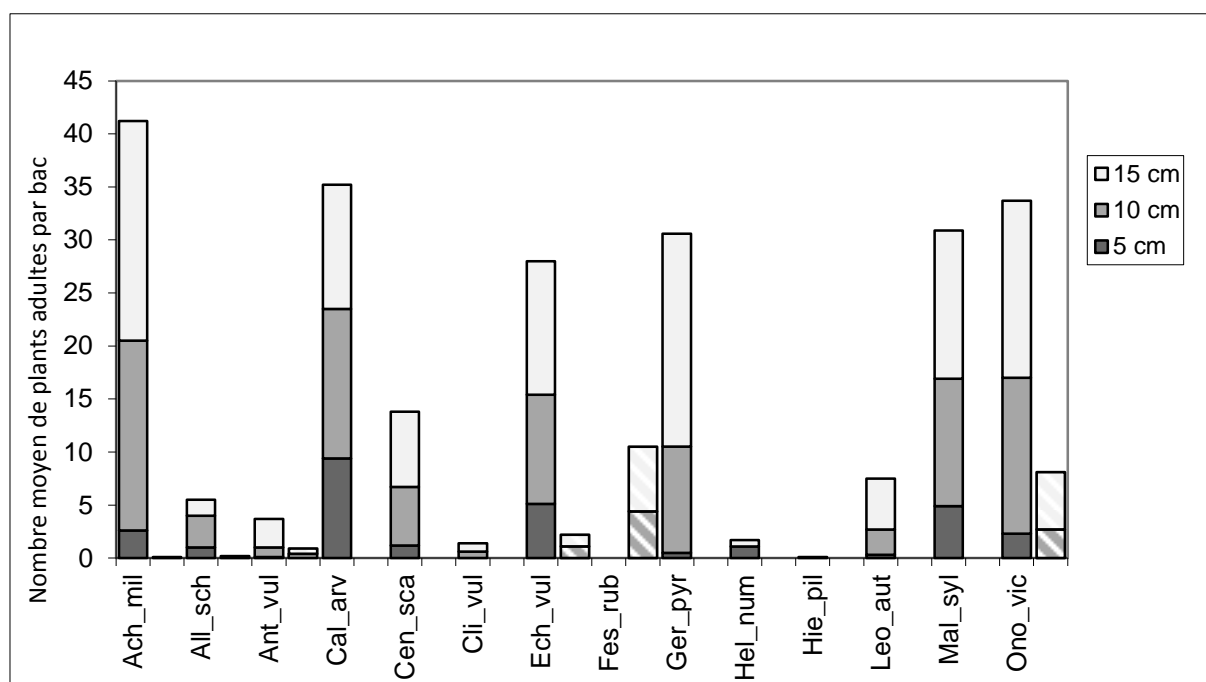


Figure 6 : Histogramme illustrant les moyennes des abondances des plants adultes du dispositif en bacs expérimentaux en fonction des trois modalités de profondeur pour les années 2017 (plein) et 2018 (hachuré) ;
 Ach_mil = *Achillea millefolium*, All_sch = *Allium schoenoprasum*, Ant_vul = *Anthyllis vulneraria*, Cal_arv = *Calendula arvensis*,
 Cen_sca = *Centaurea scabiosa*, Cli_vul = *Clinopodium vulgare*, Ech_vul = *Echium vulgare*, Fes_rub = *Festuca rubra*, Ger_pyr =
Geranium pyrenaicum, Hel_num = *Helianthemum nummularium*, Hie_pil = *Hieracium pilosella*, Leo_aut = *Leontodon autumnalis*,
 Mal_syl = *Malva sylvestris*, Ono_vic = *Onobrychis viciifolia* ;
 Valeurs (Voir Annexe, Tableau 21).

Les résultats en 2017 identifiaient un effet significatif de la profondeur du substrat sur le nombre moyen d'individus adulte par bac pour les espèces *A. millefolium*, *C. scabiosa*, *E. vulgare*, *M. sylvestris*, *O. viciifolia*, *G. pyrenaicum* et *L. autumnalis* (Boland, 2017). Les espèces *G. pyrenaicum* et *L. autumnalis* exposaient une densité croissante de plants adultes avec la profondeur, tandis que les autres espèces affichaient des densités similaires pour les profondeurs de 10 et 15 cm. Les bacs de 5 cm de profondeur présentaient des densités moyennes moins importantes en comparaison aux profondeurs supérieures.

Le nombre moyen de plants adultes par bac est influencé par le facteur profondeur en 2018 uniquement pour les espèces *E. vulgare*, *F. rubra* (Tableau 5) et *O. viciifolia* (Voir Annexe, Tableau 22). Elles affichent une densité moyenne de plants adultes par bac d'ordre similaire pour les profondeurs 10 et 15 cm, et supérieure à celle des bacs de 5 cm de profondeur. La nature du substrat n'est pas identifiée comme facteur significatif.

Tableau 5 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le nombre moyen de plants adultes par bac du dispositif en bacs expérimentaux en 2018.

| Espèce | Profondeur | | | | E | Substrat | | Interaction |
|-------------------------|----------------|------------------------|------------------------|------|-------------------|------------------------|------------------------|--------------|
| | 5 cm | 10 cm | 15 cm | pval | | L | pval | pval |
| <i>A. millefolium</i> | 0 ^a | 0,4 ± 0,8 ^a | 0,5 ± 0,8 ^a | | 0,383 | 0,4 ± 0,7 ^a | 0,2 ± 0,7 ^a | 0,327 |
| <i>A. schoenoprasum</i> | 0 ^a | 0,4 ± 0,9 ^a | 0,5 ± 0,9 ^a | | 0,157 | 0,4 ± 0,8 ^a | 0,2 ± 0,8 ^a | 1 |
| <i>A. vulneraria</i> | 0 ^a | 0,4 ± 0,7 ^a | 0,5 ± 0,7 ^a | | 0,064 | 0,4 ± 0,6 ^a | 0,2 ± 0,6 ^a | 0,352 |
| <i>E. vulgare</i> | 0 ^a | 2,7 ± 2,7 ^b | 5,4 ± 3,3 ^b | | 0,014 | 1,5 ± 3 ^a | 3,9 ± 3,9 ^a | 0,228 |
| <i>F. rubra</i> | 0 ^a | 4,4 ± 4 ^b | 6,1 ± 3,5 ^b | | < 0,001 | 2,9 ± 3,2 ^a | 4,1 ± 4,7 ^a | 0,331 |
| <i>O. viciifolia</i> | 0 | 2,7 ± 2,6 | 5,4 ± 3,2 | | - | 1,5 ± 2 | 3,9 ± 3,8 | - |
| | | | | | | | | 0,030 |

Le nombre de plants adultes moyen par bac croit en fonction de la profondeur du substrat pour les deux années observées (Tableau 6). Cependant, le nombre total de plants adultes par bac a diminué de 2017 à 2018.

Ce même tableau révèle que la proportion en espèces xérophiles diminue avec une augmentation de la profondeur de substrat en 2017. À l'opposé, les espèces mésophiles se portent mieux dans un milieu plus profond. Ce sont les groupes écologiques principaux du cortège des bacs de 10 et 15 cm de profondeur en 2017 avec les espèces mésoxérophiles dont les proportions ne sont pas influencées par les modalités de profondeur. Les espèces généralistes ne font partie d'aucuns des cortèges en 2017.

A contrario, les espèces généralistes représentent le groupe majoritaire (50 %) en 2018, remplaçant les mésophiles qui ont, elles, disparues. Les bacs de 5 cm de profondeur sont eux complètement dépourvus de plants adultes. Les espèces mésoxérophiles présentent un nombre de plants adultes intermédiaire entre les espèces généralistes et les espèces xérophiles. Les espèces mésoxérophiles ont une emprise stable sur le nombre total moyen d'individus adultes entre les années 2017 et 2018.

Tableau 6 : Tableau précisant le nombre moyen total de plants adultes par bac toutes espèces confondues en 2017 et 2018 et précisant également la proportion des groupes écologiques (Généralistes, Mésophiles, Mésoxérophiles et Xérophiles) des plants adultes en fonction des modalités de profondeur pour les années 2017 et 2018 du dispositif en bacs expérimentaux.

| Profondeur | 2017 | | | | Nb tot moyen | 2018 | | | | Nb tot moyen |
|------------|----------|---------|-------------|---------|-----------------|----------|---------|-------------|---------|-----------------|
| | Général. | Mésoph. | Mésoxéroph. | Xéroph. | | Général. | Mésoph. | Mésoxéroph. | Xéroph. | |
| 5 cm | 0 | 0,12 | 0,33 | 0,55 | 4,8 | - | - | - | - | 0 |
| 10 cm | 0 | 0,34 | 0,35 | 0,31 | 15,3 | 0,49 | 0,01 | 0,31 | 0,19 | 8,9 |
| 15 cm | 0 | 0,41 | 0,34 | 0,25 | 19 | 0,50 | 0 | 0,40 | 0,10 | 13,1 |

Couvert de végétation

L'évaluation du couvert de végétation en 2018 prend en compte les individus aux stades plantule et adulte. Le couvert total ainsi que la composition du couvert en fonction des groupes écologiques sont précisés dans le Tableau 7. Le couvert total augmente progressivement avec la profondeur : étant presque nul (1 %) pour les bacs de 5 cm de profondeur, il passe à 19 % pour les bacs de 10 cm et s'élève à 39 % pour les bacs de 15 cm de profondeur.

Les espèces principales composant le couvert des bacs de 10 et 15 cm sont *O. viciifolia* (« Mésoxérophile »), *F. rubra* (« Généraliste ») et *A. vulneraria* (« Xérophile »). Le couvert de végétation est majoritairement composé du groupe écologique « Mésoxérophile » (40 à 60 %). Les espèces mésophiles et xérophiles représentent une faible partie du couvert (10 à 20 %) alors que les espèces généralistes composent 30 % de celui-ci.

Tableau 7 : Tableau précisant le couvert total de végétation en fonction des modalités de profondeur ainsi que les proportions du couvert en fonction des différents groupes écologiques (Généralistes, Mésophiles, Mésoxérophiles et Xérophiles) du dispositif en bacs expérimentaux en 2018.

| Profondeur | Proportions | | | | Couvert Total |
|------------|-------------|---------|-------------|---------|------------------|
| | Général. | Mésoph. | Mésoxéroph. | Xéroph. | |
| 5 cm | 0 | 1 | 0 | 0 | 1% |
| 10 cm | 0,3 | 0,1 | 0,4 | 0,2 | 19% |
| 15 cm | 0,3 | 0 | 0,6 | 0,1 | 39% |

L'analyse des effets des facteurs profondeur et nature de substrat sur le couvert conduit à des conclusions similaires à celles de l'étude du nombre de plants adultes en 2018. De fait, seuls les couverts végétaux des espèces *E. vulgare*, *F. rubra* (Tableau 8) et *O. viciifolia* (Voir Annexe, Tableau 22) sont significativement influencés par la profondeur. En effet, le couvert végétal des bacs de 5 cm de profondeur est nul, soit inférieur à ceux des bacs de 10 et 15 cm.

La nature du substrat n'a pas été identifiée comme facteur significatif.

Tableau 8 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le couvert moyen par bac du dispositif en bacs expérimentaux en 2018.

| Espèce | Profondeur | | | | Substrat Profondeur | | | Interaction | |
|------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------|------------------------|------------------------|--------|-------------|--------------|
| | 5 cm | 10 cm | 15 cm | pval | E | L | pval | pval | |
| <i>A. millefolium</i> | 0,4 ± 0,8 ^a | 2,3 ± 2,6 ^a | 1,1 ± 1,8 ^a | 0,105 | 1,8 ± 2,2 ^a | 0,7 ± 1,7 ^a | 0,105 | | 0,829 |
| <i>A.schoenoprasum</i> | 0 ^a | 0,3 ± 0,5 ^a | 0 ^a | 0,157 | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 1 | | 1 |
| <i>A. vulneraria</i> | 0 ^a | 1,8 ± 3,9 ^a | 3,5 ± 6,3 ^a | 0,081 | 2,1 ± 4,3 ^a | 1,4 ± 4,6 ^a | 0,6758 | | 0,701 |
| <i>E. vulgare</i> | 0 ^a | 1,1 ± 1,7 ^{ab} | 1,6 ± 1,4 ^b | 0,028 | 1 ± 1,4 ^a | 0,8 ± 1,5 ^a | 0,7268 | | 0,237 |
| <i>F. rubra</i> | 0 ^a | 6,1 ± 4,6 ^b | 10,9 ± 6,5 ^b | < 0,001 | 5,8 ± 6,6 ^a | 5,6 ± 6,3 ^a | 0,9191 | | 0,098 |
| <i>G. pyrenaicum</i> | 0 ^a | 0 ^a | 0,1 ± 0,4 ^a | 0,383 | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,327 | | 0,383 |
| <i>H. pilosella</i> | 0 ^a | 0,1 ± 0,4 ^a | 0 ^a | 0,601 | ^a | 0,1 ± 0,4 ^a | 0,843 | | 0,248 |
| <i>O. viciifolia</i> | 0 | 6,8 ± 9,1 | 21,9 ± 14,7 | - | 5 ± 7,4 | 14,1 ± 16,5 | - | | 0,036 |

Ordination

L'analyse en coordonnées principales (ACoP) sur le couvert par bac en 2018 explique 58,4 % de la variation de la composition floristique des bacs. En effet, l'axe des abscisses (dim1) et l'axe des ordonnées (dim2) représentent respectivement 46,2 % et 12,2 % de la variance. Seules deux dimensions ont été conservées, les autres n'apportant pas une part supplémentaire d'information significative.

Un effet d'arc est visible dans la distribution des données (Figure 7). Ce phénomène traduit usuellement un gradient important et apparaît généralement lorsqu'il n'y a pas de seconde dimension suffisamment puissante pour redresser la tendance. L'interprétation de cette seconde dimension doit être menée avec précaution.

Le facteur principal définissant la distribution des espèces est la profondeur. En effet, une transition graduelle de la modalité la plus faible (valeurs négatives de la dimension 1) à la plus élevée (valeurs positives de la dimension 1) est observable. L'effet de la nature du substrat n'est pas aussi manifeste.

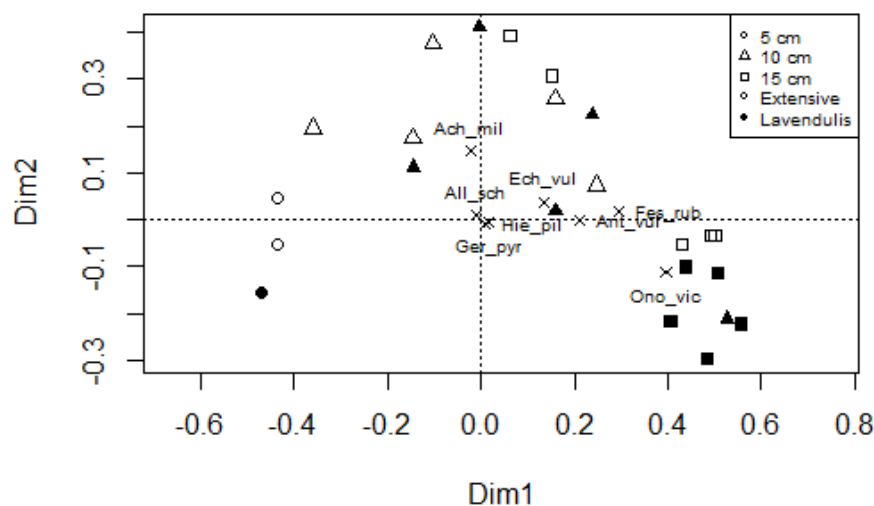


Figure 7 : L'Analyse en coordonnées principales (ACoP) du couvert du dispositif en bacs expérimentaux en 2018 explique 58,4 % de la variation de la composition floristique des bacs : dim 1 = 46,2 % et dim 2 = 12,2 %. Les formes des points permettent de différencier les profondeurs : rond = 5 cm, triangle = 10 cm, carré = 15 cm. Le caractère rempli ou non caractérise le type de substrat : Non rempli = Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco®, rempli = Substrat léger pour toiture verte Lavandulis Zinco®.

Tableaux de synthèse

L'ensemble des résultats énoncés précédemment sont synthétisés dans les tableaux suivants :

- Un premier tableau synthétise l'évolution dans le temps de la richesse spécifique du dispositif en bacs expérimentaux (Tableau 9).
- Le deuxième tableau synthétise l'évolution du nombre moyen de plantules et du nombre moyen de plants adultes par bac de 2017 à 2018. Il résume également les analyses des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le nombre moyen de plantules et plants adultes ainsi que sur le couvert (Tableau 10).

Tableau 9 : Tableau de synthèse de l'évolution de 2017 à 2018 de la richesse spécifique du dispositif en bacs expérimentaux par modalités de profondeur. Les richesses spécifiques annuelles totales sont également précisées.

| | Richesse spécifique | |
|-------|---------------------|------|
| | 2017 | 2018 |
| 5 cm | 11 | 0 |
| 10 cm | 12 | 6 |
| 15 cm | 12 | 4 |
| Total | 13 | 6 |

Tableau 10 : Tableau de synthèse des résultats relatifs au dispositif en bacs expérimentaux.

L'évolution du nombre de plantules et du nombre de plants adultes de 2017 à 2018 est résumée par modalité de profondeur à l'aide de symboles : Augmentation (↗), diminution (↘) ou stagnation (=) des variables de 2017 à 2018. Les analyses des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le nombre moyen de plantules et plants adultes ainsi que sur le couvert sont résumées de la manière suivante : Oui = effet du facteur,

Non = pas d'effet du facteur, Oui/Non* = interaction où les études individuelles du facteur ont des conclusions identiques par modalité, * = interaction où les études individuelles du facteur ont des conclusions différentes par modalité.

| | Espèce | Plantules | | | | | Adultes | | | | | Couvert | |
|---------------|-------------------------|-----------|-------|-------|-------|------|---------|-------|-------|-------|------|---------|------|
| | | 5 cm | 10 cm | 15 cm | Prof. | Nat. | 5 cm | 10 cm | 15 cm | Prof. | Nat. | Prof. | Nat. |
| Généraliste | <i>C. flacca</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| | <i>C. vulgare</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Non | Non | = | ↘ | ↘ | | | | |
| | <i>F. rubra</i> | ↗ | ↘ | ↘ | Non | Oui | = | ↗ | ↗ | Oui | Non | Oui | Non |
| | <i>H. pilosella</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Non | Non | = | ↘ | ↘ | | | Non | Non |
| Mésophile | <i>A. millefolium</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Oui | Non | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | Non | Non |
| | <i>A. eupatoria</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Oui | Non | = | = | = | | | | |
| | <i>A. sylvestris</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| | <i>G. pyrenaicum</i> | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | ↘ | ↘ | ↘ | | | Non | Non |
| | <i>L. autumnalis</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Oui | Non | ↘ | ↘ | ↘ | | | | |
| Mésoxérophile | <i>C. scabiosa</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Oui | Non | ↘ | ↘ | ↘ | | | | |
| | <i>H. nummularium</i> | = | = | ↘ | | | ↘ | = | ↘ | | | | |
| | <i>M. sylvestris</i> | ↘ | ↘ | ↘ | | | ↘ | ↘ | ↘ | | | | |
| | <i>O. viciifolia</i> | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | ↘ | ↘ | ↘ | Oui* | * | Oui* | * |
| | <i>O. vulgare</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| | <i>R. lutea</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| | <i>T. chamaedrys</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| Xérophile | <i>A. schoenoprasum</i> | = | = | = | | | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | Non | Non |
| | <i>A. vulneraria</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Non | Non | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | Non | Non |
| | <i>C. arvensis</i> | ↘ | ↗ | ↗ | Oui* | Non* | ↘ | ↘ | ↘ | | | | |
| | <i>C. glomerata</i> | = | = | = | | | = | = | = | | | | |
| | <i>E. vulgare</i> | ↘ | ↘ | ↘ | Non | Non | ↘ | ↘ | ↘ | Oui | Non | Oui | Non |
| | <i>P. veris</i> | ↗ | ↗ | ↗ | Non | Non | = | = | = | | | | |

Discussion

Tendances générales

Le dispositif en bacs expérimentaux a globalement perdu en vigueur en 2018 par rapport à 2017. En effet, bien que le nombre moyen de plantules par bac ait augmenté en 2018, le nombre moyen de plants adultes a diminué. En effet, seule l'espèce *F. rubra* présente une augmentation d'effectifs d'individus adultes pour les bacs de 10 et 15 cm de profondeur. Autrement, les espèces au stade adulte ont soit connu une baisse d'effectifs ou une disparition totale.

De même, la richesse spécifique moyenne par modalité de profondeur a systématiquement chuté de 2017 à 2018. Les bacs de 5 cm de profondeur sont complètement dépourvus de plants adultes en 2018. Les richesses spécifiques des bacs de 10 et 15 cm ont respectivement été divisées par deux et trois de 2017 à 2018.

Analyse des facteurs

Les deux facteurs étudiés dans le cadre de cette étude sont la profondeur et la nature de substrat.

La nature de substrat n'a pas discriminé les communautés végétales. Les deux modalités de substrat testées différaient cependant peu en termes de caractéristiques physiques. Il n'est dès lors pas exclu que la nature de substrat affecte la distribution des espèces. En effet, d'autres études ont affirmé que la nature du substrat influence la teneur en eau du sol dans une moindre mesure que la profondeur de substrat (Chenot et al., 2017). Il serait, en effet, intéressant d'observer les communautés végétales des toits verts caractérisés par des substrats divergeant fortement en termes d'acidité, matière organique,... La capacité en eau du substrat augmentant avec la teneur en matière organique (Eddie Funderburg, 2001).

La profondeur du substrat a influencé tous les stades étudiés comme attendu (Chenot, 2017; Thuring et al., 2010) : nombre moyen de plantules et de plants adultes par bac ainsi que le couvert. Les densités de plantules, de plants adultes et le couvert par bac pour les deux années étaient systématiquement inférieurs pour la modalité de profondeur la plus faible. Les valeurs de ces trois variables pour les bacs de 10 et 15 cm, étaient-elles globalement similaires.

Le nombre moyen de plants adultes par bac de sept espèces était impacté par la profondeur en 2017. Seules trois espèces sont influencées par ce facteur en 2018. Ce sont cependant les espèces structurantes en termes d'effectifs, soient les espèces ayant la densité de plants adultes la plus élevée. La diminution d'espèces impactées par la profondeur de substrat se justifie donc par une perte de richesse et par une dominance d'un nombre faible d'espèces.

L'effet de la profondeur du substrat s'explique de par son influence sur les variables abiotiques du système. En effet, au plus le système est profond, au plus l'inertie thermique est faible (Nardini et al.,

2012). La teneur en eau du sol et la résistance des tissus végétaux (Boivin et al., 2001) sont dès lors supérieures pour un sol profond car moins impactées par les différences de températures. Les espèces installées sur des milieux plus superficiels sont dès lors davantage stressées.

Dynamique interannuelle

Six espèces du cortège d'espèces semées n'ont pas été observées au stade plantule en 2017 et 2018. Cela ne signifie pas pour autant qu'elles n'ont jamais émergées depuis l'implantation du système expérimental. En effet, comme en témoigne l'espèce *A. schoenoprasum* uniquement identifiée au stade adulte, la phase d'émergence n'a pas été captée car asynchrone par rapport aux autres espèces. Elles ont peut-être dès lors bel et bien émergées mais ne se sont pas établies, les conditions environnementales et/ou les interactions avec les autres espèces étant trop intenses. Le taux d'émergence est donc potentiellement supérieur.

Une autre hypothèse serait que les lots de graines soient de qualité médiocre entraînant des problèmes de germination.

D'autres facteurs propres à la dynamique du système permettraient d'expliquer les variations interannuelles en termes d'abondance de plantules et d'individus adultes. En effet, la banque de graines pourrait s'être enrichie en 2018 de par la reproduction des espèces à l'état adulte en 2017. La banque de graines est définie comme les graines s'accumulant naturellement dans la litière et les couches superficielles du sol (V. Thomas Parker, 2018). Dès lors, ce ne serait pas la profondeur en tant que telle qui influence la densité de plantules par bac en 2018 mais le nombre d'individus adultes en 2017. Ce nombre étant supérieur pour les modalités de profondeur de 10 et 15 cm, le facteur profondeur identifié comme influençant significativement le nombre de plantules en 2018 dissimulerait en réalité les effets de la banque de graines et du couvert de végétation.

En effet, l'installation et le développement des espèces en 2018 pourraient être facilités par la présence d'un couvert de végétation. Ce phénomène correspond à une des branches du concept de facilitation reconnu en écologie : les espèces « nurses » créent des conditions favorables à l'installation et au développement d'autres espèces (Harivelo Ravaomanarivo, n.d.). Les observations lors de la récolte de données appuient cette théorie. En effet, les plantules s'agençaient principalement autour des plants adultes.

La période de semis pourrait également influencer l'émergence des espèces. En effet, certaines espèces requièrent une levée de dormance des graines par le froid (vernalisation)(Picard et al., n.d.). Le semis ayant été réalisé en avril 2017, certaines espèces n'auraient dès lors pas germées cette même année nécessitant un traitement par le froid.

Certaines espèces au stade plantule sont apparues en 2018. Les espèces *A. eupatoria* et *P. veris* ont été répertoriées en 2018 alors qu'elles ne présentaient pas d'individus adultes en 2017 appuyant la théorie de la facilitation. L'espèce *C. vulgare* était bel et bien présente à l'état adulte en 2017 ayant dès lors potentiellement enrichi la banque de graines.

Une autre théorie envisageable expliquant l'émergence de nouvelles espèces en 2018 serait la colonisation spontanée des modules par les espèces des milieux présentant des conditions abiotiques similaires. Les habitats de pelouses sèches ne sont cependant pas retrouvés dans les environs de Gembloux. Cette hypothèse n'est donc pas retenue étant donné que ces habitats s'agrandissent de proche en proche (Bisteau et Mahy, 2004, cité par Delescaille et al., 2006).

D'autres espèces (*E. vulgare*, *F. rubra*, *G. pyrenaicum*, *H. nummularium*, *M. sylvestris* et *O. viciifolia*) présentaient une densité de plantules plus importante en 2017. De même, toutes les espèces comptées à l'état adulte en 2017 ont connu une diminution d'abondance ou une disparition totale. Les bacs de 5 cm sont complètement dépourvus de végétation en 2018.

La perte de vigueur du système s'explique éventuellement par un épuisement de la banque de graines, des conditions non-favorables de germination et de développement ou par l'absence d'un élément essentiel au bon fonctionnement de l'écosystème qui n'aurait pas été identifié.

À noter également que les conditions environnementales ont été particulièrement sèches sur les deux années d'études pouvant être responsable de cette baisse de régime.

Réponses des groupes écologiques

La proportion des groupes écologiques en fonction du nombre moyen de plants adultes a évolué dans le temps. En 2017, le cortège était équitablement réparti entre les groupes « Mésophile », « Mésoxérophile » et « Xérophile ». La proportion d'espèces xérophiles augmentait alors que la profondeur baissait : cette tendance s'inversant pour les mésophiles.

Ce patron n'est pas retrouvé en 2018 : les espèces généralistes dominent la composition végétale des plants adultes et du couvert des bacs. Dès lors, les communautés végétales du dispositif en bacs expérimentaux n'arborent pas la même réponse aux variables environnementales que les communautés naturelles. En effet, ce ne sont pas les espèces caractéristiques des milieux secs qui dominent dans le temps. La plasticité plus élevée des espèces généralistes pourrait expliquer leur développement plus important. En effet, elles ont une tolérance hydrique moins stricte et plus large leur permettant de s'adapter.

Point méthodologique

A noter que la forme de vie des espèces conditionne leurs emprises sur l'espace influençant ces proportions. De plus, le couvert comprend les individus aux stades adulte et plantule. Il aurait été plus pertinent de se contenter des individus adultes, ces stades de végétation étant associés à des processus différents.

Dispositif de toiture réelle

Matériels et Méthodes

Site d'étude

Le dispositif de toiture réelle se situe en Belgique dans la ville Gembloux sur le campus de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech. La toiture a été mise en place sur le Centre de recherche TERRA. La région se caractérise par un climat tempéré océanique (Service fédéral, n.d.). L'année d'étude se distingue cependant de par ces conditions météorologiques particulièrement sèches, comme mentionné précédemment (Figure 3).

Description du dispositif

Les parcelles de toitures vertes extensives sont orientées en longueur est-ouest (Figure 8). La terrasse est délimitée par la structure du bâtiment et huit puits de lumière sont disposés au sein de l'espace. De par l'orientation des parcelles et la présence de structures érigées sur la terrasse, un gradient potentiel dû à l'ombrage est attendu du sud au nord.



Figure 8 : Photographie du dispositif de toiture réel implanté sur le Centre de recherche TERRA.

Dans le cadre de ce travail, neuf parcelles de toiture verte extensive ont été suivies. La surface totale du dispositif s'élève à 234,2 m². Les surfaces de chaque parcelle sont précisées dans le Tableau 11. Sur cet ensemble, cinq de ces parcelles ont une profondeur de substrat initiale théorique de 14 cm et les quatre autres de 8 cm. Les profondeurs réelles ont été estimées en réalisant la moyenne de quatre mesures par parcelle (Tableau 11). De par la nature du substrat (Substrat léger pour toiture verte

Extensif Zinco©), les fournisseurs estiment un tassement de 20 % au cours du temps. Nous considérerons dès lors que les modalités de profondeur s'élèvent à 6 et 11 cm.

Les surfaces totales en fonction des modalités de profondeur sont de 130,2 m² pour la plus faible profondeur et de 104,0 m² pour la plus grande.

Tableau 11 : Caractéristiques des parcelles en termes de superficie et de profondeur. La profondeur moyenne calculée sur base de quatre mesures par parcelle est mise en parallèle de la profondeur théorique des parcelles.

| Parcelle | Surface (m ²) | Prof. moyenne (cm) | Prof. théorique (cm) |
|----------|---------------------------|--------------------|----------------------|
| C1 | 44 | 7,2 ± 1,3 | 8 |
| C3 | 13,8 | 7,4 ± 0,7 | 8 |
| C6 | 15 | 8,1 ± 0,7 | 8 |
| C8 | 39 | 8,5 ± 0,4 | 8 |
| C10 | 18,4 | 8,9 ± 0,5 | 8 |
| C2 | 13,8 | 11,9 ± 0,5 | 14 |
| C4 | 16,5 | 12,3 ± 0,4 | 14 |
| C5 | 57,5 | 12,9 ± 0,7 | 14 |
| C7 | 15 | 13,3 ± 0,6 | 14 |
| C9 | 15 | 14 ± 0,4 | 14 |

Cortège spécifique

Un mélange de 29 espèces a été semé à la main le 5 octobre 2017 sur l'ensemble des parcelles. Il est composé de quatre espèces de graminées (*A. odoratum*, *B. media*, *B. erectus* et *P. pratensis*) semées à une densité de 830 graines par mètre carré. Les 26 autres espèces, dont trois espèces de *Sedum* et une espèce de graminées (*K. macrantha*), présentent elles une densité de 110 graines par mètre carré (Tableau 12). Les cinq espèces supplémentaires apparaissant dans le tableau sont spontanées et n'étaient a priori pas présentes dans le mélange de graines.

Les espèces ont été sélectionnées sur base du concept des habitats analogues. Les pelouses sèches mésoxériques à xériques ont dès lors été la source d'inspiration principale lors de la confection du mélange. En effet, les parcelles des toitures vertes extensives présentent des conditions abiotiques et donc des contraintes similaires à ces habitats : substrat superficiel, drainage élevé, une exposition solaire et des conditions sèches pouvant être intenses.

Tableau 12 : Liste des 29 espèces semée sur les parcelles de toiture verte extensive le 5 octobre 2018. Les cinq dernières espèces du tableau sont spontanées et n'étaient a priori pas incluses du mélange de graines. Les noms latins complets, les codes associés, les groupes écologiques et les types végétatifs sont précisés pour chaque espèce.

| Espèce | Code | Groupe écologique | Type végétatif | Densité semis (gr/m ²) |
|---|---------|-------------------|----------------|------------------------------------|
| <i>Dianthus carthusianorum</i> L. | Dia_car | Généraliste | Vivace | 110 |
| <i>Hieracium pilosella</i> L. | Hie_pil | Généraliste | Vivace | 110 |
| <i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult | Koe_mac | Généraliste | Vivace | 110 |
| <i>Lotus corniculatus</i> L. | Lot_cor | Généraliste | Vivace | 110 |
| <i>Medicago lupulina</i> L. | Med_lup | Généraliste | Bisannuelle | 110 |
| <i>Papaver argemone</i> L. | Pap_arg | Généraliste | Annuelle | 110 |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> L. | Ant_odo | Mésophile | Vivace | 830 |
| <i>Briza media</i> L. | Bri_med | Mésophile | Vivace | 830 |
| <i>Poa pratensis</i> L. | Poa_pra | Mésophile | Vivace | 830 |
| <i>Daucus carota</i> L. | Dau_car | Mésophile | Vivace | 110 |
| <i>Leucanthemum vulgare</i> Lamk. | Leu_vul | Mésophile | Vivace | 110 |
| <i>Rhinantus minor</i> L. | Rhi_min | Mésophile | Annuelle | 110 |
| <i>Tragopogon pratensis</i> L. | Tra_pra | Mésophile | Vivace | 110 |
| <i>Bromus erectus</i> Huds. | Bro_ere | Mésoxérophile | Vivace | 830 |
| <i>Centaurea scabiosa</i> L. | Cen_sca | Mésoxérophile | Vivace | 110 |
| <i>Hypochaeris radicata</i> L. | Hyp_rad | Mésoxérophile | Vivace | 110 |
| <i>Sanguisorba minor</i> Scop. | San_min | Mésoxérophile | Vivace | 110 |
| <i>Scabiosa columbaria</i> L. | Sca_col | Mésoxérophile | Vivace | 110 |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> L. | Ant_vul | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Echium vulgare</i> L. | Ech_vul | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Primula veris</i> L. | Pri_ver | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Rumex acetosella</i> L. | Rum_ace | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke | Sil_vul | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Thymus pulegioides</i> L. | Thy_pul | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Verbascum lychnitis</i> L. | Ver_lyc | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Verbascum thapsus</i> L. | Ver_tha | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Sedum album</i> L. | Sed_alb | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Sedum acre</i> L. | Sed_acr | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Sedum rupestre</i> L. | Sed_rup | Xérophile | Vivace | 110 |
| <i>Centaurea cyanus</i> Hill. | Cen_cya | Généraliste | Vivace | - |
| <i>Chenopodium album</i> L. | Che_alb | Généraliste | Annuelle | - |
| <i>Epilobium tetragonum</i> L. | Epi_tet | Mésophile | Vivace | - |
| <i>Trifolium pratense</i> L. | Tri_pra | Mésoxérophile | Vivace | - |
| <i>Portulaca oleracea</i> L. | Por_ole | Xérophile | Annuelle | - |

Collection des données

La récolte des données s'est réalisée en plusieurs phases et s'est adaptée aux différents stades de végétation et aux objectifs adaptés en conséquence.

Dans un premier temps, 36 quadrats de 1 m² ont été échantillonnés aléatoirement sur les trois plus grandes parcelles et disposés systématiquement sur les plus petites (Figure 9) : l'objectif étant de capter l'ensemble des conditions microclimatiques associées à l'ensoleillement de la toiture.

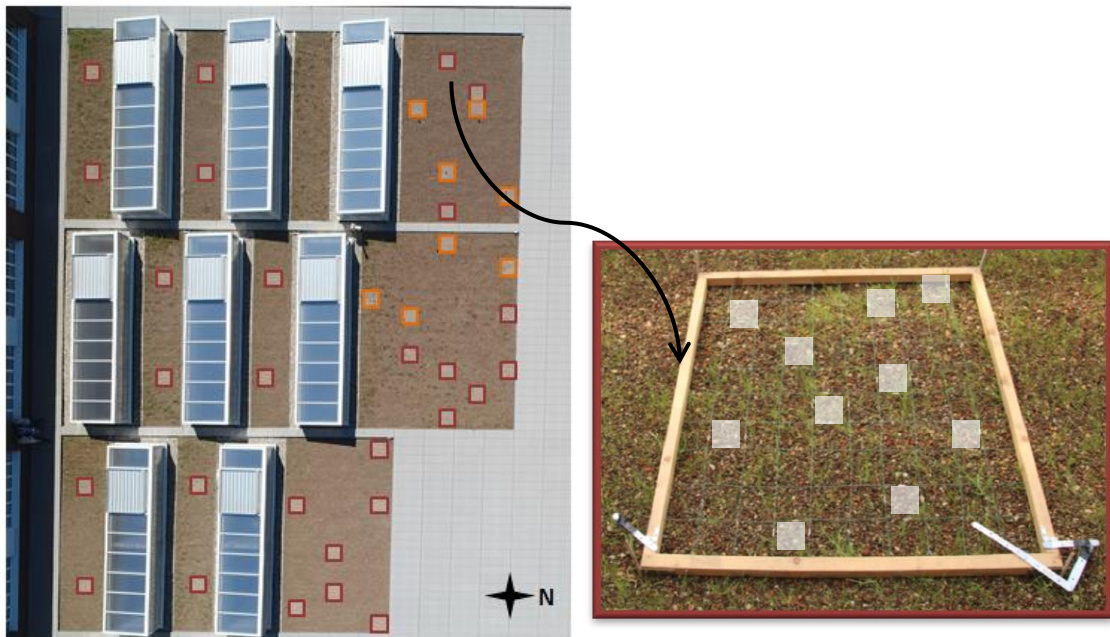


Figure 9 : Photographie prise par drone de la disposition des quadrats de 1m² sur les parcelles de toiture verte extensive et photographie d'un quadrat de 1m² avec les positions des dix sous-petits carrés sélectionnés ; Les quadrats représentés en orange ont été équipés de capteurs mesurant la teneur en eau du sol.

Du 10 au 18 avril, l'émergence des plantules a été évaluée par un comptage de celles-ci dans dix sous-petits carrés (10 x 10 cm) des quadrats de 1 m² (Figure 9). L'emplacement de ceux-ci sur le quadrat a été déterminé aléatoirement dans un premier temps. Cette disposition a ensuite été adoptée pour tous les quadrats pour des raisons pratiques. Les densités de plantules par espèce ont ensuite été converties de décimètre carré en mètre carré en réalisant une moyenne des 10 sous-petits carrés par quadrat.

Les espèces au stade plantule ont été identifiées a posteriori. En effet, il existe peu de documentations permettant l'identification des plantules des espèces des pelouses mésoxériques à xériques. Dès lors, les plantules ont été distinguées sur bases morphologiques et ensuite caractérisées en suivant certains individus au fil du temps.

Du 26 au 29 juin, une évaluation, mais cette fois-ci en termes de couvert, a été réalisée. La méthode de point quadrat a été adoptée car étant pertinente pour les végétations de type pelouse. Cette approche consiste à identifier les espèces présentes sur cent points équidistants du quadrat. Un dispositif de cent perforations distantes les unes des autres de 10 cm a été surélevé. Lors de l'abaissement de l'aiguille à chaque perforation, les espèces touchant cette dernière étaient identifiées (Figure 10).

Les quadrats précédemment délimités en avril 2018, ont été réutilisés. Le couvert relatif a été calculé selon l'Equation 1. Toutes les espèces présentes dans les quadrats de 1 m² ont également été identifiées avant l'évaluation du couvert.



Figure 10 : Dispositif perforé utilisé pour évaluer le couvert relatif sur base de la méthode de point quadrat.

$$\text{Couvert relatif} = \frac{\text{Nombre d'épingles touchant l'espèce A au moins une fois}}{\text{Nombre total d'épingles}} * 100$$

Équation 1 : Equation (Barbour et al., 1987) évaluant le couvert relatif sur base de données de point quadrat.

L'ensoleillement des parcelles a été modélisé par Cédric Bernard (étudiant tffiste en Sciences et Technologies de l'Environnement) à l'aide du logiciel SketchUp pro (Figure 11). Ces valeurs sont à considérer comme des références maximales, le logiciel modélisant les heures d'ensoleillement selon un jour d'été sans nuages. Un regroupement selon les classes d'ensoleillement (heures de soleil par jour) suivantes a été réalisé:

- Classe « Faible » : [3 ; 6[
- Classe « Moyen » : [6 ; 9[
- Classe « Elevé » : [9 ; 12]

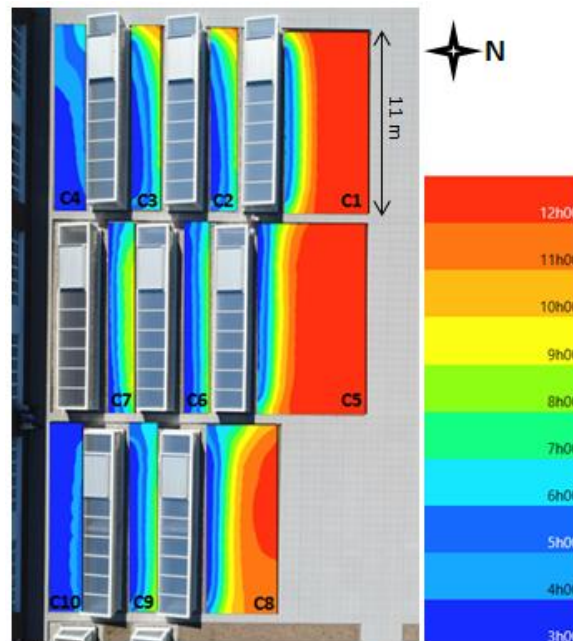


Figure 11 : Modélisation de l'ensoleillement des parcelles du dispositif de toiture réelle.

Le contenu en eau du sol de deux parcelles a également été mesuré dans le cadre du travail de fin d'études de Cédric Bernard à l'aide de huit capteurs « PlantCare OEM Soil Moisture Sensor » du 22 mai au 23 juillet 2018. Les mesures ont été relevées automatiquement toutes les trente minutes durant cette période. Le nombre de capteurs étant limité, seuls quatre quadrats des parcelles « C1 » et « C2 » ont été suivis (Figure 9). Les précipitations ont également été relevées par une station météorologique Decagon ATMOS 41 installée sur la terrasse.

Analyses

Statistiques descriptives

L'évaluation des taux de germination des espèces du mélange de graines a été réalisée en octobre 2017 par l'Unité Biodiversité et Paysage. Les espèces n'ayant cependant pas été identifiées lors des deux premières séances d'observation, les données relatives aux taux de germination spécifiques ne sont pas utilisables. En effet, la proportion non identifiée représente 46 % du total.

Le taux de germination moyen du mélange d'espèces a quant à lui pu être estimé en réalisant la moyenne des rapports du total des graines germées sur le nombre total de graines pour les différents lots. De même, le taux d'émergence moyen des plantules du dispositif de toiture réelle a été calculé pour toutes les espèces et quadrats confondus.

Sur base des données de couvert, la composition en espèces définies par leur groupe écologique a été calculée en fonction des facteurs. Le couvert total pour chaque modalité des facteurs « profondeur de substrat » et « intensité de l'ensoleillement » a également été évalué.

Les manipulations précédentes ont été réalisées à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2010.

L'évolution du contenu en eau du sol des parcelles « C1 » (6 cm de profondeur) et « C5 » (11 cm de profondeur) basée sur la moyenne des quatre capteurs a été représentée graphiquement à l'aide de MATLAB.

Sur base de ce même logiciel, une segmentation des parcelles « C1 » et « C5 » a été réalisée par Cédric Bernard. Cette méthode consiste à classifier les pixels des photographies (prises par drone) en fonction de leur coloration afin d'évaluer le couvert végétal. La coloration des graminées n'étant pas très contrastée avec la couleur du substrat, les agrégats ronds du substrat ont été retirés de la segmentation afin d'éviter la surestimation du couvert végétal. Cette opération mène à une légère sous-estimation du couvert de ce groupe d'espèces.

Analyse de la variance

Afin d'évaluer les effets des facteurs « intensité d'ensoleillement » (qualitatif, fixe, 3 modalités) et « profondeur de substrat » (qualitatif, fixe, 2 modalités), une analyse croisée de la variance à deux facteurs déséquilibrée a été opérée sur les variables : nombre de plantules, présence-absence des espèces et couvert végétal.

Une opération a été réalisée au préalable en fonction de la nature de la variable. Un modèle linéaire mixte prenant en considération l'effet aléatoire dû au quadrat et à sa position a été réalisé pour les variables suivantes : comptage des plantules et évaluation du couvert relatif. La réponse étant binaire pour la variable présence-absence des espèces, une régression logistique ordinaire a été opérée.

Ensuite, en l'absence d'interaction, une analyse de la variance à un facteur unique en considérant soit la durée d'ensoleillement, soit la profondeur du substrat a été menée. Une structuration des moyennes sur base du test des étendues de Tukey avec un seuil de 5 % a ensuite été réalisée. L'analyse de la variance pour les espèces à interaction significative a également été réalisée et est résumée dans un tableau de synthèse à part.

Ces opérations ont été réalisées sur les variables « nombre de plantules », « présence-absence des espèces » et « couvert végétal » à l'aide du logiciel RStudio codant en R (R statistical software).

Cette analyse a également été spécifiquement réalisée sur les couverts des quadrats équipés de capteurs des parcelles « C1 » et « C5 ». L'objectif étant de mettre ces résultats en parallèle de ceux obtenus pour les mesures de contenu en eau du sol. Un facteur supplémentaire a été testé au préalable sur ces parcelles afin d'évaluer les effets de bords potentiels : la position des quadrats au sein de la parcelle (qualitatif, fixe, 2 modalités : position interne ou externe).

Les conditions d'application ont été au préalable testées. Certaines espèces ne respectaient pas la condition d'égalité des variances. Les variables transformées ne validaient également pas cette condition. Dès lors, les variables n'ont pas été transformées, car présentant les p-values les plus élevées pour le test de Levene par rapport aux transformations, avant d'être soumises aux analyses de la variance. Les conclusions quant à ces dernières ont été prises avec prudence.

Ordination

Afin d'identifier les gradients « clés » des communautés sur base des couverts spécifiques, une ordination a été opérée. L'analyse en coordonnées principales (ACoP) a été optée. Bien que moins sensible aux originalités, elle supporte cependant une proportion importante de données nulles. Elle a été exécutée sur base de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis : matrice généralement utilisée pour les données d'abondance.

Cette analyse a été réalisée à l'aide du logiciel RStudio codant en R (R statistical software).

Résultats

Emergence des plantules

L'émergence des plantules au début de la saison de végétation révèle différents patrons en fonction des espèces. Six espèces semblent influencées par l'intensité de l'ensoleillement : *C. scabiosa*, *D. carota*, *P. veris*, *S. vulgaris* (Tableau 13), *M. lupulina* et *L. corniculatus* (Voir Annexe, Tableau 23). La densité de plantules par quadrats est supérieure dans un contexte de faible exposition pour toutes les espèces à l'exception de *C. scabiosa* qui présente un nombre de plantules plus élevé pour les quadrats les plus exposés.

La profondeur de substrat est uniquement significative pour l'espèce *S. columbaria* : la densité de plantules par quadrat étant supérieure sur les parcelles les plus profondes.

Ces tendances se confirment globalement pour les espèces présentant une interaction significative entre les facteurs : *M. lupulina*, *L. corniculatus*, *S. acre* et *S. rupestre*. Toutes les autres espèces ne sont pas influencées par aucun des facteurs : *A. vulneraria*, *E. vulgare*, *P. argemone*, *S. album* et le groupe des graminées.

Cependant, toutes les espèces significativement impactées ne respectent pas la condition d'homoscédasticité (Tableau 13). Les résultats énoncés précédemment sont donc des tendances envisageables mais pas avérées. Ce point est abordé dans la discussion.

Tableau 13 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "ensoleillement" et "profondeur de substrat" sur les émergences moyennes (nombre de plantules/m²) du dispositif en toiture réelle en 2018. Les taux d'émergence ont également été calculés sur base des densités de semis (graines/m²). Condition d'homogénéité des variances non respectées (*).

| Espèce | Ensoleillement | | | | Profondeur | | | Interaction | Taux d'émergence | | Densité de semis |
|------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------------|-------------------|---------------------------|--------------------------|---------------|-------------------|------------------|-------|------------------|
| | Faible | Moyen | Elevé | pval | 6 cm | 12 cm | pval | pval | 6 cm | 11 cm | |
| Graminées | 768,2 ± 624,9 ^a | 812 ± 794 ^a | 766,5 ± 780,4 ^a | 0,08 | 769,3 ± 35,7 ^a | 814 ± 203 ^a | 0,982 | 0,059 | 22% | 24% | 3430 |
| <i>A. vulneraria</i> | 21,8 ± 49,6 ^a | 24 ± 59,1 ^a | 25 ± 57,4 ^a | 0,89 | 21,7 ± 4,7 ^a | 22 ± 8,5 ^a | 0,762 | 0,744 | 20% | 20% | 110 |
| <i>C. scabiosa</i> | 21,8 ± 49,6 ^a | 64 ± 102,5 ^b | 51,5 ± 102,2 ^b | 0,006* | 28,7 ± 12,5 ^a | 45,5 ± 13 ^a | 0,136 | 0,262 | 26% | 41% | 110 |
| <i>D. carota</i> | 8,2 ± 27,5 ^a | 4 ± 19,8 ^{ab} | 2 ± 14 ^b | 0,033* | 4,1 ± 2,7 ^a | 8 ± 6 ^a | 0,352 | 0,333 | 4% | 7% | 110 |
| <i>E. vulgare</i> | 0 ^a | 6 ± 24 ^a | 6,5 ± 30,2 ^a | 0,071 | 2 ± 3,2 ^a | 2,3 ± 3,4 ^a | 0,551 | 0,345 | 2% | 2% | 110 |
| <i>L. corniculatus</i> | 20 ± 43,5 | 21 ± 53,5 | 7,8 ± 27,5 | - | 18,1 ± 4,5 | 17,3 ± 13,9 | - | <0,001* | 16% | 16% | 110 |
| <i>M. lupulina</i> | 43,6 ± 87,3 | 39 ± 75,1 | 11,8 ± 45,7 | - | 35,7 ± 17,1 | 40,3 ± 29,9 | - | 0,017* | 32% | 37% | 110 |
| <i>P. argemone</i> | 0,9 ± 9,5 ^a | 0 ^a | 0 ^a | 0,319 | 1 ± 1,6 ^a | 0 ^a | 0,46 | 0,518 | 1% | 0% | 110 |
| <i>P. veris</i> | 30,9 ± 55,4 ^a | 58 ± 141,6 ^a | 10,5 ± 36,7 ^b | <0,001* | 28,1 ± 11,5 ^a | 28,5 ± 6,5 ^a | 0,871 | 0,551 | 26% | 26% | 110 |
| <i>S. columbaria</i> | 12,7 ± 36,1 ^a | 22 ± 50,7 ^a | 14,5 ± 43 ^a | 0,42 | 14,6 ± 6,5 ^a | 16,3 ± 4,4 ^b | 0,036* | 0,367 | 13% | 15% | 110 |
| <i>S. vulgaris</i> | 55,5 ± 89,4 ^a | 78 ± 107,5 ^a | 20,5 ± 62 ^b | <0,001* | 50,6 ± 23,3 ^a | 57,3 ± 14,1 ^a | 0,5 | 0,539 | 46% | 52% | 110 |
| <i>S. acre</i> | 10 ± 35,7 | 4 ± 19,8 | 1,5 ± 12,2 | - | 3,6 ± 3,1 | 10,8 ± 9,3 | - | 0,03* | 3% | 10% | 110 |
| <i>S. album</i> | 1,8 ± 13,4 ^a | 2 ± 14,1 ^a | 1,5 ± 15,8 ^a | 0,982 | 2,9 ± 1,7 ^a | 1,3 ± 1,9 ^a | 0,224 | 0,445 | 3% | 1% | 110 |
| <i>S. rupestre</i> | 16,4 ± 44 | 24 ± 62,5 | 18,5 ± 57,7 | - | 22,7 ± 11,5 | 20 ± 10 | - | 0,024 | 21% | 18% | 110 |
| Inconnues | 43,6 ± 83 | 36 ± 59,8 | 33 ± 77,7 | - | 41,9 ± 12,5 | 44,8 ± 20,1 | - | - | - | - | - |

Le taux d'émergence a été calculé pour l'ensemble des espèces (Tableau 13). Les graminées n'ayant pu être distinguées au stade plantule, elles ont été regroupées en une même catégorie. De plus, toutes les espèces n'ayant pu aboutir à une identification sont rassemblées dans la catégorie « Inconnues ».

Le taux moyen de plantules émergées pour le groupe des graminées est supérieur (20 %) à ceux des dicotylédones (12 %) et des sedums (10 %). Cependant, les espèces du groupe des dicotylédones présentent des taux relativement différents. Les espèces *S. vulgaris*, *M. lupulina*, *C. scabiosa*, *P. veris* et *A. vulneraria* exposent les taux les plus élevés au sein de cette catégorie (20-52 %). Pour le groupe des sedums, c'est l'espèce *S. rupestre* qui affiche le taux d'émergence le plus élevé (≈ 20 %).

Le taux moyen de germination du mélange de graines s'élève à 70 %. Si l'on considère l'ensemble des parcelles sans se préoccuper des facteurs, le taux d'émergence moyen s'élève lui à 17 %. Il est donc bien inférieur au pouvoir de germination qui représente le taux d'émergence maximal se réalisant dans les conditions les plus favorables dans un temps donné.

Présence – absence des effectifs adultes

La valeur unitaire dans le Tableau 14 signifie que l'espèce considérée est présente sur tous les quadrats du système. Trois espèces sont uniquement influencées par l'intensité de l'ensoleillement (*A. vulneraria*, *R. minor* et *S. album*), quatre par la profondeur de substrat (*B. media*, *D. carota*, *E. vulgare* et *S. vulgaris*) et trois autres espèces par la profondeur et l'exposition simultanément (*C. scabiosa*, *L. corniculatus* et *T. pratense*).

Toutes les espèces influencées par la profondeur sont davantage présentes sur les quadrats les plus profonds. De même, les quadrats les moins exposés en termes d'ensoleillement affichent un taux de présence d'espèces plus élevé. Les quadrats à modalités faible et moyenne d'ensoleillement présentent systématiquement des taux de présence plus importants par rapport aux quadrats à exposition élevée.

Deux espèces présentent une interaction significative entre les facteurs : *M. lupulina* et *S. acre*. Les influences des facteurs profondeur et intensité de l'ensoleillement énoncées précédemment s'appliquent également sur ces deux espèces (Voir Annexe, Tableau 23).

À noter que cinq de ces 25 espèces ne faisaient pas partie du mélange de graines (*C. album*, *C. cyanus*, *E. tetragonum*, *P. oleracea* et *T. pratense*). Elles ne sont pas souvent rencontrées dans les quadrats. Elles se situent préférentiellement sur les parcelles les plus profondes à l'exception des espèces *P. oleracea* et *C. cyanus*. La seule espèce (*T. pratense*) significativement influencée par les deux facteurs est uniquement retrouvée sur les quadrats à exposition faible et moyenne.

Les graminées ont le taux de présence le plus élevée, à l'exception de l'espèce *P. pratensis* qui expose un taux un peu moins important. Elles ne sont pas influencées par les facteurs à l'exception de *B. media* qui se porte mieux sur un milieu plus profond et à exposition moindre. L'espèce *A. odoratum* a la particularité de figurer dans toutes les conditions de profondeur et d'ensoleillement.

Chez les dicotylédones, l'espèce *A. vulneraria* est la seule quasiment omniprésente : elle n'est pas influencée par les facteurs. Les autres espèces relativement présentes sont *C. scabiosa*, *E. vulgare*, *D. carota*, *L. corniculatus*, *M. lupulina* et *S. vulgaris*.

Les sedums ne sont pas dominant en termes de présence. Ils semblent plus fréquemment retrouvés sur les parcelles plus profondes et à exposition faible à modérée.

Cependant, les espèces *C. scabiosa*, *E. vulgare*, *T. pratense* et *S. album* ne respectent pas la condition d'homoscédaticité (Tableau 14). Les résultats énoncés précédemment pour ces espèces sont donc à considérer comme des tendances envisageables mais pas avérées. Ce point est abordé dans la discussion.

Tableau 14 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs « ensoleillement » et « profondeur du substrat » sur la présence-absence des espèces du dispositif en de toiture réelle en 2018 ; Une valeur unitaire pour une espèce signifie qu'elle est présente sur tous les quadrats. Condition d'homogénéité des variances non respectées (*).

| Espèce | Ensoleillement (/m ²) | | | | Profondeur (/m ²) | | | Interaction |
|------------------------|-----------------------------------|-------------------------|------------------------|---------------|-------------------------------|------------------------|---------------|---------------|
| | Faible | Moyen | Elevé | pval | 6 cm | 11 cm | pval | pval |
| <i>A. odoratum</i> | 1 ± 0 ^a | 1 ± 0 ^a | 1 ± 0 ^a | 1 | 1 ± 0 ^a | 1 ± 0 ^a | 1 | 1 |
| <i>B. media</i> | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,285 | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,8 ± 0,4 ^b | 0,004 | 0,44 |
| <i>B. erectus</i> | 1 ± 0 ^a | 1 ± 0 ^a | 0,9 ± 0,4 ^a | 0,154 | 1 ± 0,2 ^a | 0,9 ± 0,3 ^a | 0,413 | 1 |
| <i>K. macrantha</i> | 0,9 ± 0,3 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,531 | 0,9 ± 0,3 ^a | 0,7 ± 0,5 ^a | 0,119 | 0,066 |
| <i>P. pratensis</i> | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,7 ± 0,6 ^a | 0,222 | 0,6 ± 0,6 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,111 | 0,256 |
| <i>A. vulneraria</i> | 1 ± 0 ^a | 1 ± 0 ^a | 0,7 ± 0,5 ^a | 0,018 | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,9 ± 0,3 ^a | 0,083 | 1 |
| <i>C. scabiosa</i> | 0,9 ± 0,3 ^b | 1 ± 0 ^b | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,001 | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,8 ± 0,4 ^b | 0,016* | 0,934 |
| <i>D. carota</i> | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,864 | 0,3 ± 0,4 ^a | 0,8 ± 0,4 ^b | 0,001 | 0,416 |
| <i>E. vulgare</i> | 0,7 ± 0,5 ^a | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,808 | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,9 ± 0,3 ^b | 0,004* | 0,312 |
| <i>H. pilosella</i> | 0 ^a | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,295 | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,881 | 1 |
| <i>L. corniculatus</i> | 0,7 ± 0,5 ^b | 0,6 ± 0,5 ^{ab} | 0,3 ± 0,4 ^a | 0,025 | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,6 ± 0,5 ^b | 0,017 | 0,555 |
| <i>M. lupulina</i> | 0,9 ± 0,3 | 0,8 ± 0,4 | 0,6 ± 0,5 | - | 0,5 ± 0,5 | 0,9 ± 0,3 | - | 0,019* |
| <i>P. veris</i> | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,4 ± 0,5 ^b | 0 ^b | 0,063* | 0,3 ± 0,4 ^a | 0,3 ± 0,4 ^a | 0,785 | 0,809 |
| <i>R. minor</i> | 0,6 ± 0,5 ^b | 0,4 ± 0,5 ^{ab} | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,01 | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,6 ± 0,5 ^b | 0,052 | 0,093 |
| <i>S. columbaria</i> | 0,7 ± 0,5 ^a | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,118 | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,592 | 0,775 |
| <i>S. vulgaris</i> | 0,7 ± 0,5 ^a | 0,8 ± 0,4 ^a | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,288 | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,9 ± 0,3 ^b | 0,002 | 0,64 |
| <i>T. pratensis</i> | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,286 | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,092 | 1 |
| <i>S. acre</i> | 0,3 ± 0,5 | 0,2 ± 0,4 | 0,3 ± 0,5 | - | 0,2 ± 0,4 | 0,4 ± 0,5 | - | 0,01* |
| <i>S. album</i> | 0,3 ± 0,5 ^{ab} | 0,4 ± 0,5 ^b | 0 ^a | 0,009* | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,3 ± 0,4 ^a | 0,052 | 0,093 |
| <i>S. rupestre</i> | 0,5 ± 0,5 ^a | 0,6 ± 0,5 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,141 | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,4 ± 0,5 ^a | 0,657 | 0,215 |
| <i>C. cyanus</i> | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^b | 0 ^a | 0,127* | 0,1 ± 0,2 ^a | 0 ^a | 0,135 | 1 |
| <i>C. album</i> | 0 ^a | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,295 | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,063 | 1 |
| <i>E. tetragonum</i> | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^b | 0 ^a | 1,127* | 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,276 | 1 |
| <i>P. oleracea</i> | 0 ^a | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,078 | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,173 | 1 |
| <i>T. pratense</i> | 0,1 ± 0,3 ^{ab} | 0,4 ± 0,5 ^b | 0 ^a | 0,027* | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^b | 0,024* | 1 |

Couvert de végétation

Le couvert de végétation est supérieur pour la modalité de profondeur la plus profonde pour les six espèces du mélange significativement influencées (Tableau 15): *A. odoratum*, *B. erectus*, *A. vulneraria*, *L. corniculatus*, *M. lupulina* et *S. vulgaris*.

Il est également systématiquement supérieur sur les quadrats présentant l'intensité d'ensoleillement la plus faible pour les six espèces suivantes : *A. odoratum*, *K. macrantha*, *P. pratensis*, *A. vulneraria*, *M. lupulina* et *R. minor*. En effet, les quadrats à faible et moyenne exposition présentent systématiquement un couvert plus important par rapport aux quadrats à exposition élevée.

Les espèces graminées *A. odoratum* et *K. macrantha* composent la majeure partie du couvert végétal. Les espèces *A. vulneraria* et *M. lupulina* représentent également une part importante.

Si le facteur profondeur de substrat est considéré, trois espèces (*B. erectus*, *L. corniculatus* et *S. vulgaris*) ne respectent pas la condition d'homoscédasticité (Tableau 15). De même, les deux espèces suivantes ne respectent pas cette même condition pour le facteur « intensité de l'ensoleillement » : *P. pratensis* et *R. minor*. Les résultats énoncés précédemment pour ces espèces sont dès lors à considérer comme des tendances envisageables. Les espèces structurant le couvert respectent toutefois les conditions d'application.

Tableau 15 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "ensoleillement" et "profondeur" du substrat sur les couverts moyens par mètre carré du dispositif en de toiture réelle en 2018. Condition d'homogénéité des variances non respectées (*).

| Espèce | Ensoleillement | | | | Profondeur | | | Interaction |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|----------------|------------------------|-------------------------|----------------|---------------|
| | Faible | Moyen | Elevé | pval | 6 cm | 12 cm | pval | pval |
| <i>A. odoratum</i> | 15,2 ± 8,3 ^a | 10,2 ± 3,5 ^b | 6,7 ± 4,8 ^b | 0,003 | 7,3 ± 6,5 ^a | 12,9 ± 6,4 ^b | 0,0019 | 0,9276 |
| <i>B. erectus</i> | 1,6 ± 3,2 ^a | 2,6 ± 1,8 ^a | 1,3 ± 1,6 ^a | 0,5449 | 0,6 ± 0,8 ^a | 2,9 ± 2,8 ^b | 0,0021* | 0,5321 |
| <i>B. media</i> | 0,5 ± 0,8 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,4 ^a | 0,0521 | 0,1 ± 0,4 ^a | 0,4 ± 0,7 ^a | 0,1103 | 0,453 |
| <i>K. macrantha</i> | 11,1 ± 7 ^a | 7,2 ± 4,5 ^a | 3,7 ± 2,6 ^b | 0,0028 | 5,3 ± 5 ^a | 7,9 ± 6,2 ^a | 0,0959 | 0,9215 |
| <i>P. pratensis</i> | 0,8 ± 1,2 ^a | 0 ± 0 ^b | 0,1 ± 0,2 ^b | 0,0076* | 0,2 ± 0,6 ^a | 0,4 ± 0,9 ^a | 0,3302 | 0,603 |
| <i>A. vulneraria</i> | 4,4 ± 3 ^a | 4,4 ± 3,8 ^a | 1,1 ± 1,6 ^b | 0,0001 | 1,3 ± 2,3 ^a | 4,1 ± 2,8 ^b | 0,0001 | 0,1491 |
| <i>D. carota</i> | 0,1 ± 0,3 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,7339 | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,4137 | 0,2244 |
| <i>E. vulgare</i> | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,6 ± 0,9 | - | 0,1 ± 0,2 | 0,6 ± 1 | - | 0,0497 |
| <i>L. corniculatus</i> | 1,2 ± 1,9 ^a | 0,6 ± 1,3 ^a | 0,4 ± 0,7 ^a | 0,1011 | 0,2 ± 0,7 ^a | 1,3 ± 1,6 ^b | 0,0053* | 0,3775 |
| <i>M. lupulina</i> | 6,6 ± 7,1 ^a | 4,4 ± 4,7 ^{ab} | 0,9 ± 1,3 ^b | 0,0008 | 1,4 ± 3,2 ^a | 5,3 ± 6,1 ^b | 0,0031 | 0,1206 |
| <i>R. minor</i> | 0,4 ± 0,7 ^a | 0 ± 0 ^{ab} | 0 ± 0 ^b | 0,0319* | 0,2 ± 0,5 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,5977 | 0,6846 |
| <i>S. columbaria</i> | 0 ± 0 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,0521 | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,1103 | 0,453 |
| <i>S. vulgaris</i> | 0,1 ± 0,3 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,5527 | 0 ± 0 ^a | 0,3 ± 0,4 ^b | 0,0179* | 0,4773 |
| <i>T. pratensis</i> | 0 ± 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,4256 | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,102 | 0,3912 |
| <i>S. acre</i> | 0 ± 0 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,6974 | 0,1 ± 0,2 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,3947 | 0,7458 |
| <i>C. cyanus</i> | 0 ± 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,0633 | 0,1 ± 0,2 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,2684 | 0,0642 |
| <i>C. album</i> | 0 ± 0 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,2 ^a | 0,0633 | 0 ± 0 ^a | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,2684 | 0,0642 |
| <i>Tri. pratense</i> | 0,1 ± 0,3 ^a | 0,4 ± 0,9 ^a | 0 ± 0 ^a | 0,1216 | 0 ± 0 ^a | 0,2 ± 0,5 ^a | 0,117 | 0,1133 |

Le couvert de végétation moyen total est plus élevé dans des conditions plus favorables, soient sur les parcelles les plus profondes et les moins exposées (Tableau 16). En effet, le couvert augmente graduellement avec une diminution de l'intensité de l'exposition et double avec l'augmentation de la profondeur.

Deux groupes écologiques composent la majeure partie du couvert végétal : ce sont les espèces dites « Généralistes » et les « Mésophiles ». En effet, combinés, ces deux groupes écologiques représentent près de 80 % du couvert. Les groupes écologiques des mésoxérophiles et des xérophiles achèvent la composition du couvert à part globalement égale ($\approx 10\%$).

Tableau 16 : Tableau précisant le couvert total de végétation en fonction des modalités de profondeur et d'ensoleillement ainsi que les proportions du couvert en fonction des différents groupes écologiques du dispositif en bacs de toiture réelle en 2018.

| Facteur | | Composition du couvert | | | | Couvert moyen total |
|----------------|--------|------------------------|-----------|---------------|-----------|---------------------|
| | | Généraliste | Mésophile | Mésoxérophile | Xérophile | |
| Profondeur | 6 cm | 0,42 | 0,47 | 0,03 | 0,08 | 16,6 |
| | 11 cm | 0,39 | 0,38 | 0,09 | 0,14 | 36,6 |
| Ensoleillement | Faible | 0,43 | 0,42 | 0,04 | 0,11 | 43,9 |
| | Moyen | 0,46 | 0,32 | 0,09 | 0,13 | 29,2 |
| | Elevé | 0,32 | 0,46 | 0,10 | 0,12 | 15,2 |

Ordination

L'ordination de la variable « couvert relatif » des espèces par quadrat par une analyse en coordonnées principales (ACoP) explique 41 % de la variation : la première dimension expliquant 25,1 % et la deuxième 15,9 % de la variance totale. Les dimensions suivantes n'apportaient pas beaucoup d'information supplémentaire.

Un effet d'arc étant marqué, les données sont ordonnées le long d'un gradient, nécessitant prudence par rapport aux interprétations (Figure 12). Ainsi, le couvert de végétation des parcelles les plus profondes et des parcelles de 6 cm mais sous un régime faible d'ensoleillement présente une composition en espèces semblable en termes d'identité et abondance des espèces.

Le gradient définissant la projection des données semble être défini en termes d'ensoleillement, évoluant de la modalité élevée (valeurs négatives de la dimension 1) à la modalité la plus faible d'ensoleillement (valeurs positives de la dimension 1). Un sous-gradient en termes de profondeur s'applique ensuite au jeu de données. Ce dernier évolue de la modalité de profondeur la plus superficielle (valeurs négatives de la dimension 1) à la plus profonde.

Les parcelles de 6 cm à faible exposition solaire affichent une composition en espèces similaire aux parcelles de 11 cm, toutes conditions d'ensoleillement comprises. Elles présentent également une dispersion des quadrats plus importante traduisant une plus grande variation des assemblages d'espèces.

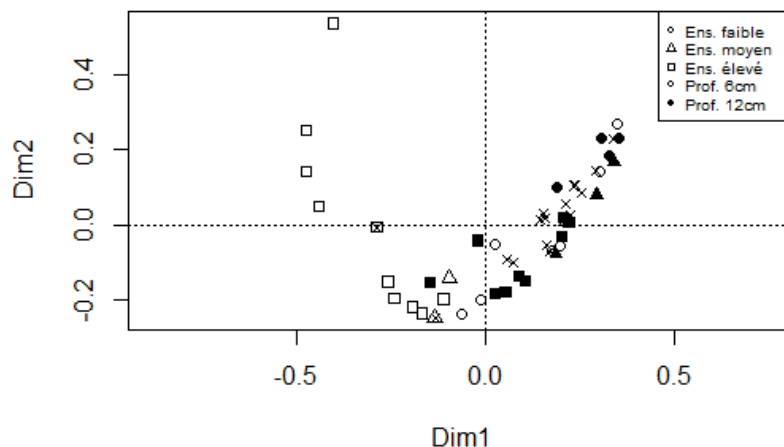


Figure 12 : L'Analyse en coordonnées principales (ACoP) du couvert du dispositif en bacs expérimentaux en 2018 explique 41 % de la variation de la composition floristique des bacs : dim 1 = 25,1 % et dim 2 = 15,9 %. Les formes des points permettent de différencier les intensités d'ensoleillement : rond = faible, triangle = moyen, carré = élevé. Le caractère rempli ou non caractérise la profondeur de substrat : non rempli = 6 cm et rempli = 12 cm.

Analyse approfondie des parcelles « C1 » et « C5 »

Les effets de bord ne se sont pas relevés significatifs lors de l'analyse de la variance en fonction du facteur considérant la position des quadrats sur les parcelles « C1 » et « C5 ». Seules ces parcelles ont été prises en compte dans cette analyse afin que les quadrats exposent des combinaisons de facteurs assimilables et dès lors comparables.

L'étude de la teneur en eau du sol menée par Cédric Bernard concerne uniquement les parcelles « C1 » et « C5 ». Afin de mettre les résultats obtenus des deux études en parallèle, les quadrats équipés de capteurs de ces parcelles ont été spécifiquement observés (Tableau 17). Seules deux modalités d'ensoleillement sont représentées sur ces quadrats : intensités moyenne et élevée d'ensoleillement.

Les couverts des espèces *A. vulneraria* et *K. macrantha* sont significativement influencés par les deux facteurs étudiés, soient par la profondeur du substrat et par l'intensité de l'ensoleillement. Les espèces *A. odoratum* et *E. vulgare* sont également influencées par la profondeur de substrat. Toutes ces espèces sont affectées par le même patron. En effet, le couvert végétal est significativement supérieur sur les quadrats les plus profonds. De même, les quadrats d'intensité d'ensoleillement moyenne arborent un couvert plus important que les quadrats à exposition élevée. Les espèces *B. erectus*, *L. corniculatus*, *M. lupulina*, *P. pratensis* et *S. vulgaris* ne sont pas influencées par les facteurs « profondeur de substrat » et « intensité de l'ensoleillement ».

Cependant, l'espèce *E. vulgare* ne respecte pas la condition d'homoscédaticité pour le facteur profondeur. De même, l'espèce *K. macrantha* ne respecte pas cette même condition pour le facteur « intensité de l'ensoleillement ». Les résultats énoncés précédemment pour ces espèces sont donc à considérer comme des tendances envisageables.

Tableau 17 : Tableau d'analyse des effets respectifs des facteurs "ensoleillement" et "profondeur" du substrat sur les couverts moyens par mètre carré des parcelles « C1 » et « C5 » du dispositif en de toiture réelle en 2018. Condition d'homogénéité des variances non respectées (*).

| Espèce | Ensoleillement | | | Profondeur | | | Interaction |
|------------------------|------------------------|------------------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------------------|-------------|
| | Moyen | Elevé | pval | 6 cm | 12 cm | pval | pval |
| <i>A. odoratum</i> | 10 ± 2,8 ^a | 7,7 ± 7,8 ^a | 0,582 | 3,3 ± 3,3 ^a | 13,3 ± 5,5 ^b | 0,042 | 0,362 |
| <i>B. erectus</i> | 2,5 ± 2,1 ^a | 1,2 ± 1,8 ^a | 0,33 | 0,3 ± 0,5 ^a | 2,8 ± 1,9 ^a | 0,074 | 0,8 |
| <i>K. macrantha</i> | 5,5 ± 6,4 ^b | 2,8 ± 3,2 ^a | 0,0161* | 0,3 ± 0,5 ^a | 6,8 ± 2,4 ^b | < 0,001 | 0,067 |
| <i>A. vulneraria</i> | 5,5 ± 6,4 ^b | 1,3 ± 2,2 ^a | 0,046 | 0,3 ± 0,5 ^a | 4,5 ± 4,2 ^b | 0,028 | 0,095 |
| <i>E. vulgare</i> | 0 ^a | 0,8 ± 1 ^a | 0,067 | 0 ^a | 1,3 ± 1 ^b | 0,012* | 0,067 |
| <i>L. corniculatus</i> | 0 ^a | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,347 | 0 ^a | 0,5 ± 0,6 ^a | 0,158* | 0,374 |
| <i>M. lupulina</i> | 4 ± 2,8 ^a | 0,8 ± 1,6 ^a | 0,058 | 0,5 ± 1 ^a | 2,8 ± 2,8 ^a | 0,097* | 0,387 |
| <i>P. pratensis</i> | 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,643 | 0 ^a | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,435 | 0,643 |
| <i>S. vulgaris</i> | 0 ± 0 ^a | 0,2 ± 0,4 ^a | 0,643 | 0 ^a | 0,3 ± 0,5 ^a | 0,435 | 0,643 |

L'étude du couvert total à l'échelle des parcelles « C1 » et « C5 » (Tableau 18) montre également que les parcelles plus profondes ont un couvert plus important. Les couverts totaux estimés par la méthode de points quadrat s'élèvent à 5,1 % et 26,8 % pour les parcelles de 6 et 11 cm respectivement. Les graminées structurent le couvert étant donné que le couvert des parcelles « C1 » et « C5 » chutent respectivement à 0,6 % et 8,3 % lorsque les espèces de graminées ne sont pas considérées.

Le couvert des parcelles a également été évalué sur base de photographies prises par drone et ensuite analysées par segmentation (Figure 13). Pour des raisons de détectabilité, les graminées sont sous-estimées par cette méthode comme expliqué précédemment. Cette approche estime les couverts des parcelles « C1 » et « C5 » à 5,5 % et 22 % respectivement (Tableau 18).

Les couverts estimés par ces deux méthodes sont dans des ordres de grandeur identiques.

Si l'on suppose que les couverts évalués par la méthode de point quadrat reflètent la réalité, la méthode de segmentation sous-estime comme attendu le couvert de végétation. La segmentation surestime cependant légèrement le couvert de la parcelle « C1 » par rapport à l'approche point quadrat.

Tableau 18 : Couverts (total et couvert ne comprenant pas les graminées) évalués par la méthode de point quadrat et par la méthode de segmentation pour les parcelles « C1 » et « C5 » (soit en fonction du facteur profondeur) du dispositif de toiture réelle en 2018.

| Profondeur | <i>Point quadrat</i> | | <i>Segmentation</i> |
|------------|----------------------|------------------------|---------------------|
| | Couvert total | Couvert sans graminées | Couvert total |
| C1 (6 cm) | 5,1 ± 4,4 | 0,6 | 5,5 |
| C5 (11 cm) | 26,8 ± 9,7 | 8,3 | 22 |

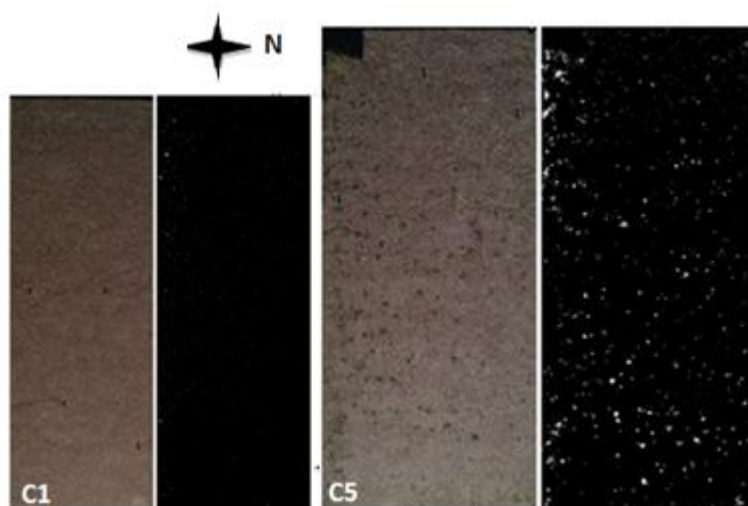


Figure 13 : Photographies prises par drone (Geerts C. ©) des parcelles « C1 » et « C5 » mises en parallèle avec les résultats de la segmentation permettant d'évaluer le couvert de végétation ; noir = substrat, blanc = végétation hors graminées.

La teneur en eau du sol a été plus élevée sur toute la période d'observation pour la parcelle la plus profonde et la plus végétalisée, soit la parcelle C5 (Figure 14). La capacité en rétention maximale du sol ne semble quant à elle pas influencée par la profondeur du substrat. En effet, la teneur en eau du sol atteint des pics identiques après les épisodes de pluie.

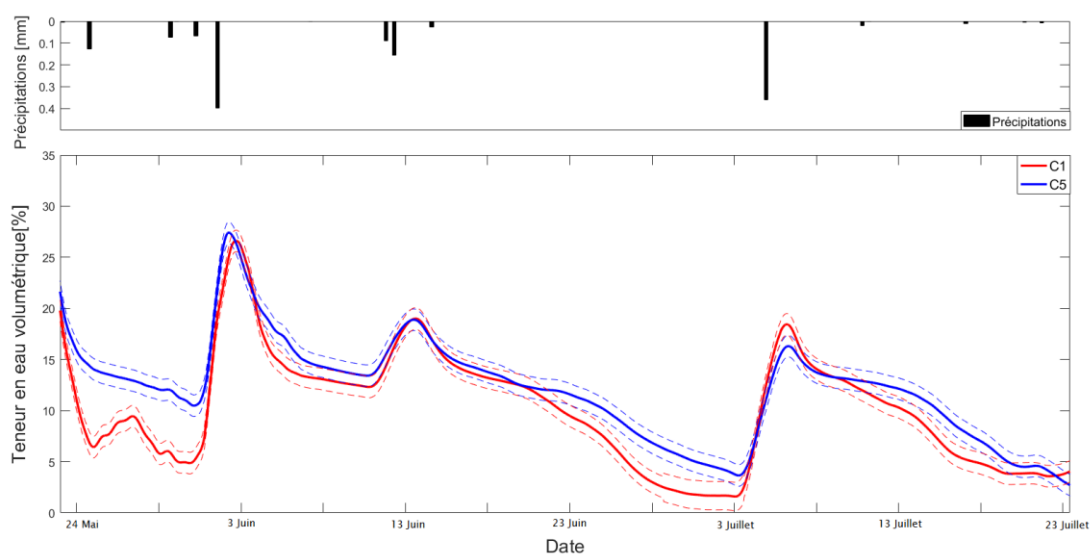


Figure 14 : Figure représentant l'évolution de la teneur en eau du sol (%) des parcelles "C1" et "C5" en parallèle avec les précipitations enregistrées du 24 mai au 23 juillet 2018 ; rouge = C1 et bleu = C5, noir = précipitations (mm).

Tableau de synthèse

L'ensemble des résultats des analyses des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "intensité de l'ensoleillement" sur le nombre moyen de plantules, la présence-absence des espèces et sur le couvert sont synthétisés dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Tableau de synthèse des résultats relatifs au dispositif en toiture réelle. Les analyses des effets respectifs des facteurs "profondeur de substrat" et "nature de substrat" sur le nombre moyen de plantules, la présence-absence des espèces et sur le couvert de végétation sont résumées de la manière suivante : Oui = effet du facteur, Non = pas d'effet du facteur, Oui/Non* = interaction où les études individuelles du facteur ont des conclusions identiques, * = interaction où les études individuelles du facteur ont des conclusions différentes. Le caractère gras signifie que la condition d'homoscédaticité est vérifiée.

| | Espèce | Plantules | | Présence/Absence | | Couvert | |
|---------------|--------------------------|------------|-------------|------------------|------------|-------------|------------|
| | | Ensol. | Prof. | Ensol. | Prof. | Ensol. | Prof. |
| Généraliste | <i>D. carthusianorum</i> | | | | | | |
| | <i>H. pilosella</i> | | | Non | Non | | |
| | <i>K. macrantha</i> | - | - | Non | Non | Oui | Non |
| | <i>L. corniculatus</i> | Oui* | * | Oui | Oui | Non | Oui |
| | <i>M. lupulina</i> | Oui* | Non* | * | * | Oui | Oui |
| | <i>P. argemone</i> | Non | Non | | | | |
| | <i>C. cyanus</i> | | | Non | Non | Non | Non |
| | <i>C. album</i> | | | Non | Non | Non | Non |
| Mésophile | <i>A. odoratum</i> | - | - | Non | Non | Oui | Oui |
| | <i>B. media</i> | - | - | Non | Oui | Non | Non |
| | <i>P. pratensis</i> | - | - | Non | Non | Oui | Non |
| | <i>D. carota</i> | Oui | Non | Non | Oui | Non | Non |
| | <i>L. vulgare</i> | | | | | | |
| | <i>R. minor</i> | | | Oui | Non | Oui | Non |
| | <i>T. pratensis</i> | | | Non | Non | Non | Non |
| | <i>E. tetragonum</i> | | | Non | Non | | |
| Mésoxérophile | <i>B. erectus</i> | - | - | Non | Non | Non | Oui |
| | <i>C. scabiosa</i> | Oui | Non | Oui | Oui | | |
| | <i>H. radicata</i> | | | | | | |
| | <i>S. minor</i> | | | | | | |
| | <i>S. columbaria</i> | Non | Oui | Non | Non | Non | Non |
| | <i>T. pratense</i> | | | Oui | Oui | Non | Non |
| Xérophile | <i>A. vulneraria</i> | Non | Non | Oui | Non | Oui | Oui |
| | <i>E. vulgare</i> | Non | Non | Non | Oui | Non* | * |
| | <i>P. veris</i> | Oui | Non | Non | Non | | |
| | <i>R. acetosella</i> L. | | | | | | |
| | <i>S. vulgaris</i> | Oui | Non | Non | Oui | Non | Oui |
| | <i>T. pulegioides</i> | | | | | | |
| | <i>V. lychnitis</i> | | | | | | |
| | <i>V. thapsus</i> | | | | | | |
| | <i>S. album</i> | Non | Non | Oui | Non | | |
| | <i>S. acre</i> | * | * | Non* | * | Non | Non |
| | <i>S. rupestre</i> | * | * | Non | Non | | |
| | <i>P. oleracea</i> | | | Non | Non | | |

Discussion

Emergence des plantules

Le taux d'émergence des graminées est supérieur aux autres groupes d'espèces : dicotylédones et orpins. En effet, ce groupe d'espèces a intentionnellement été semé à une densité supérieure afin d'optimiser un couvert pérenne dans le temps.

Analyse des facteurs

Les facteurs étudiés dans le cadre de cette étude sont la profondeur de substrat ainsi que l'intensité de l'ensoleillement. La présence-absence des espèces et le couvert végétal sont positivement influencés par les modalités d'ensoleillement faible et de grande profondeur.

L'interprétation des patrons influençant la densité de plantules par mètre carré est enrayée par le non-respect de la condition d'homoscédaticité. L'observation des moyennes mène cependant à la conclusion que la profondeur n'influence pas les distributions d'abondance des plantules. L'intensité de l'ensoleillement module quant à elle la densité de plantules de certaines espèces.

En théorie, la phase d'installation des espèces n'est pas influencée par la profondeur de substrat. En effet, ce n'est pas la profondeur du substrat qui influence l'émergence des plantules mais la hauteur à laquelle se situe la graine dans le sol (Livre Blanc Céréales, n.d.)

L'intensité de l'ensoleillement semble impacter les abondances de six espèces. L'ensoleillement influence les variables de température et d'humidité du substrat ainsi que de lumière qui sont reconnues comme des variables influençant la croissance des plantules (Ndhlala et al., 2012). Les conditions météorologiques particulièrement sèches amplifient ce phénomène.

Deux autres faits pourraient avoir influencés la distribution spatiale des plantules. Premièrement, le semis ayant été réalisé manuellement, la distribution des graines pourrait être hétérogène. Deuxièmement, le centre des parcelles étant surélevé afin de permettre l'écoulement et l'évacuation de l'eau, le patron d'abondance des graines a pu être réorganisé, les graines emportées par l'eau.

La végétation s'est mieux développée sur les quadrats les plus profonds et les moins exposés. En effet, la végétation se développe plus facilement sur un sol profond, les conditions abiotiques y étant moins stressantes. De fait, un système plus profond présente une inertie thermique moindre (Nardini et al., 2012), tamponnant les écarts de températures pouvant être stressants. L'évaporation d'un sol superficiel est dès lors supérieure (Yio et al., 2013) entraînant une humidité du sol plus faible dans le temps étant donné que le milieu s'assèche plus rapidement (Chenot, 2017).

La rétention en eau, pour un même type de substrat, est également plus élevée sur un sol plus profond (Getter, 2006), favorisant dès lors le développement de la végétation.

De plus, les racines disposent d'un plus grand espace pour s'établir et donc étendre son potentiel d'eau captable. Sa capacité de survie en conditions de stress est dès lors supérieure.

L'intensité de l'exposition amplifie quant à elle les contraintes stressantes liées à la superficialité du substrat.

La teneur en eau du sol était bel et bien supérieure sur les parcelles les plus profondes promouvant dès lors le développement de la végétation. À noter que la présence de végétation influence également cette variable. En effet, la végétation augmente la capacité de rétention en eau du substrat après un épisode d'averses (Czemiel Berndtsson, 2010) alors qu'elle peut l'influencer négativement en période sèche de par le puisement d'eau par les végétaux.

Les épisodes de pluie n'ayant cependant pas été fréquents sur la période d'étude, ce phénomène ne correspond pas au processus principal dans ce cas de figure.

L'étude approfondie des parcelles « C1 » et « C5 » est également intéressante et pertinente afin de caractériser les patrons des espèces sur les toitures végétales entièrement exposées, soit ne bénéficiant pas d'ombrage. En effet, une bonne proportion des toits en situation réelle est dans ce contexte.

Réponses des groupes écologiques

Etonnamment, ce ne sont pas les espèces caractéristiques des milieux secs qui dominent en termes de couvert végétal. En effet, les espèces xérophiles et mésoxérophiles représentent une partie minime du couvert végétal (10 à 20 %). Ce sont les espèces mésophiles et généralistes qui structurent la communauté végétale. Ce ne sont donc pas les espèces spécialisées aux régimes hydriques pauvres qui dominent. Les espèces généralistes ont une meilleure capacité d'adaptation de par leur large gamme hydrique. Il n'empêche cependant que ces espèces soient caractéristiques des pelouses mésoxériques bien qu'étant généralistes.

Espèces exogènes

Cinq espèces ont été retrouvées sur les quadrats alors qu'elles n'étaient a priori pas incluses dans le mélange de graines. Afin d'expliquer ce phénomène, deux hypothèses sont envisagées. Soit les espèces étaient malgré tout présentes dans le mélange de graines : hypothèse peu probable, les mélanges de graines commerciaux étant généralement purs. Ou alors les espèces ont colonisé les parcelles par anémochorie ou zoochorie.

À noter qu'une espèce du genre *Senecio*, non comprise a priori dans le mélange de graines, a également été observée sur les parcelles d'intérêt mais en dehors des quadrats suivis. Cette observation pose la question des espèces invasives, de leurs potentiels et des éventuelles précautions à prendre envers ces dernières. L'installation d'espèces exogènes au mélange était toutefois ponctuelle.

Point méthodologique

L'étude de l'intensité de l'exposition est basée sur une modélisation de l'ombrage pour une journée d'été sans couvert nuageux. Au vu de la météo de cet été, les résultats doivent être relativement fidèles à la réalité. Ils pourraient, au contraire, sous-estimer l'intensité d'ensoleillement, la moyenne des heures d'insolation du mois étant supérieure à la normale.

Point de vue méthodologie, la technique de point quadrat permettant l'évaluation du couvert relatif spécifique est une méthode chronophage mais pertinente pour les végétations de type pelouse. En effet, les résultats sont cohérents avec ceux obtenus par la méthode de segmentation : au plus le couvert de graminées est élevé, au plus la méthode de segmentation sous-estime le couvert de végétation

La différence de couvert entre les méthodes est d'autant plus importante de par un biais lié à la méthode de point quadrat. En effet, en fonction de la taille du diamètre de l'aiguille, l'évaluation peut mener à des surestimations. De fait, cette approche considère le point comme unité d'échantillonnage, soit sans aire (Heslehurst, 1971). Hors, dans la réalité, l'aiguille possède bel et bien une aire finie. Au plus celle-ci est élevée, au plus l'estimation mènera à une surévaluation. Le couvert est donc également surestimé dans cette étude, l'aiguille utilisée ayant un diamètre de 2 mm.

La forme de vie des espèces impacte également le résultat de l'évaluation. En effet, les espèces avec une plus grande emprise de l'espace ont une probabilité plus élevée d'être détectée.

L'évaluation du couvert par la segmentation pourrait également présenter des biais. En effet, la discrimination des couleurs des pixels de la segmentation pourrait ne pas être optimale : les nuances fines de couleurs pouvant ne pas être détectées.

Les analyses statistiques ont été entravées par les conditions d'application d'homogénéité des variances qui n'étaient pas vérifiées pour toutes les espèces. Les analyses de la variance ont tout de même été opérées. Les résultats sont dès lors à considérer comme des tendances. À noter que les espèces structurantes du couvert végétal répondaient aux conditions d'application permettant ainsi l'analyse sereine de leurs résultats. Une population statistique plus grande aurait permis d'éviter cette problématique.

Discussion générale

Deux études en parallèle...

Les études du dispositif en bacs expérimentaux et du dispositif en toiture réelle apportent toutes les deux des éléments d'information sur l'implantation de pelouses mésoxériques sur toitures vertes à plusieurs niveaux. En effet, elles mènent à une meilleure compréhension des facteurs définissant l'installation des espèces mais également leurs persistance dans le temps. Elles permettent également de cerner les groupes écologiques candidats à la flore des toits.

Les toitures vertes analogues aux pelouses?

Les communautés végétales de toiture verte extensive inspirées des pelouses mésoxériques ont abouti à des communautés pas totalement assimilables à celles des milieux naturels. Les conditions des toitures sont cependant suffisamment assimilables à celles des pelouses mésoxériques pour permettre le bon développement de certaines espèces caractéristiques de ces milieux : les toitures vertes extensives sont donc partiellement analogues aux pelouses mésoxériques. Elles arborent leurs propres assemblages construits sur base des milieux de référence.

En fonction des conditions abiotiques, les systèmes s'enrichissent plus ou moins en espèces. En effet, si le milieu s'avère trop stressant pour la flore, le système tend à s'appauvrir : voir même à ne plus présenter du tout de végétation tout comme les bacs de 5 cm de profondeur. Les systèmes les plus profonds avec une couverture végétale plus importante ont une meilleure résilience dans le temps (Cook-Patton, 2012). Ces milieux ont cependant également connu une perte d'effectifs et de richesse au cours du temps.

Plusieurs hypothèses permettraient d'expliquer ce phénomène.

Premièrement, le système s'équilibre potentiellement vers un écosystème moins riche en espèces et moins dense que le milieu naturel de référence mais qui lui correspond davantage. La richesse spécifique des toits verts tend effectivement à s'appauvrir les premières années d'implantation avant de se stabiliser (Sutton, 2015).

Les communautés des deux dispositifs de toiture diffèrent bel et bien en termes de richesse spécifique par rapport aux milieux naturels de référence¹. En effet, ils présentent systématiquement un nombre d'espèces moindre. De même, les couverts de végétation des deux systèmes de toiture verte testés²

¹ Richesse spécifique des milieux de référence (Piqueray, 2007) : la richesse spécifique est de 20,7 pour les pelouses mésophiles, de 18,9 pour les pelouses mésoxérophiles et de 13,1 pour les pelouses xérophiles.

² Couvert de végétation des bacs expérimentaux : 1 % sur les bacs de 5 cm de profondeur, 19 % sur les bacs de 10 cm et 39 % pour les bacs de 15 % ; Couvert de végétation du dispositif de toiture réelle : 5 % pour les parcelles de 6 cm et 27 % pour les parcelles de 11 cm

sont significativement inférieurs à ceux des pelouses mésophiles (88,3 %), mésoxérophiles (84,4 %) et xérophiles (76,4 %) (Piqueray, 2007). Le système s'orienterait vers une nouvelle association propre au milieu urbain, structurellement différente des habitats naturels.

Deuxièmement, le contexte climatique particulièrement sec mettrait le système à rude épreuve. Ces circonstances permettent cependant d'observer l'évolution des communautés de toiture verte sous des conditions extrêmes. La stratégie principale de ces communautés naturelles sur substrat superficiel est justement la capacité de reprise et de régénération (Kemp & Culvenor, 1994 cité par Nagase, 2010). Le suivi de l'évolution dans le temps des communautés établies sur toiture extensive permettrait une meilleure compréhension de la dynamique de ces communautés.

Ensuite, alors que les conditions abiotiques (niche fondamentale) sont a priori similaires à celles rencontrées en milieu naturel, les communautés végétales des toitures ne reflètent pourtant pas les patrons des milieux naturels. Cette divergence de composition végétale pourrait dès lors être due à un élément structurant l'habitat naturel manquant. Cet élément peut être soit abiotique ou biotique. En effet, les interactions entre espèces (compétition, symbiose, ...) modulent la distribution spatiale de celles-ci (niche réalisée). Cette hypothèse appuie sur la nécessité de bien comprendre la dynamique et les processus des milieux naturels de référence pour leur bonne implantation.

Facteurs déterminants l'installation des pelouses calcicoles sur toitures extensives

Cette double étude confirme que la profondeur de substrat est l'un des facteurs principal conditionnant la composition végétale des toits verts (Thuring, 2010). La nature du substrat n'a pas représenté en élément discriminant les communautés végétales. Les deux modalités de substrat testées différaient cependant peu en termes de caractéristiques physiques.

Les conditions microclimatiques, étudiées au travers du facteur « intensité de l'ensoleillement », impactent également les communautés végétales des toits verts. En effet, l'intensité de l'exposition accentue les contraintes stressantes liées à la superficialité du substrat. Une hausse des températures entraîne des variations davantage immédiates et importantes pour un milieu peu profond augmentant les conditions stressantes pour la flore.

Une alternative à considérer pour optimiser l'installation des espèces des pelouses calcicoles (particulièrement sur les toits accessibles au public) serait d'envisager des apports en eau durant les périodes particulièrement arides (Nagase, 2010). Cette intervention n'est cependant pas à privilégier car n'étant pas dans l'esprit d'un écosystème durable et autonome.

Une réflexion quant à l'ordre d'introduction des espèces dans un système artificiel de toiture verte semée serait également intéressante à engager. En effet, elle pourrait hypothétiquement permettre l'optimisation de l'installation des espèces. À l'instar des successions écologiques retrouvées en milieu naturel, la flore des toitures aurait sa propre dynamique et évoluerait en une suite de stades.

En effet, les toits extensifs se maintiennent à un stade précoce de la succession de par les conditions particulièrement stressantes dues à la superficialité du substrat (Lundholm, 2004).

Dans ce cadre, une végétation particulièrement résistante aux conditions environnementales stressantes pourrait s'établir dans un premier temps. Le couvert végétal de cette première communauté faciliterait ensuite l'installation d'un autre assemblage d'espèces.

Les orpins sont des espèces « nurses » candidates. En effet, leur présence diminue la température du substrat (Heim et al., 2014). Dès lors, l'utilisation de ces dernières permettrait d'étendre la gamme des espèces candidates pour la végétation des toitures (Butler et al., 2011).

Réponses des groupes écologiques

La composition en espèces en fonction des groupes écologiques est également intéressante à observer. En effet, les communautés qui s'étaient établies en 2017 sur le dispositif expérimental suivaient des tendances retrouvées en milieu naturel. C'est-à-dire, que la proportion d'espèces xérophiles augmentaient avec la diminution de la profondeur et vice-versa. Cette tendance n'est cependant pas retrouvée en 2018. Au contraire, les espèces généralistes représentent une majeure partie des communautés des toitures. Les espèces mésoxérophiles pour les bacs et les espèces mésophiles pour le dispositif de toiture réelle composant majoritairement le reste des cortèges floristiques. La cause éventuelle du développement des espèces généralistes est leur capacité à s'adapter à leur environnement. Ce phénomène ouvre le champ des possibilités lors de la confection des mélanges de graines pour toitures vertes extensives. . En effet, une gamme plus large d'espèces peut être envisagée, les espèces généralistes se portant bien sur les systèmes étudiés. Le mélange de graines ne devrait dès lors pas se restreindre aux espèces spécialistes des milieux secs qui pourraient, dans certains cas, exposer une adaptabilité moindre.

Point méthodologique

Il est nécessaire de rester critique par rapport aux différences démontrées statistiquement. En effet, les statistiques sont des outils permettant de cerner les facteurs influençant les jeux de données. Cependant une différence statistique ne traduit cependant pas systématiquement une différence en termes de processus écologiques. En effet, une différence significative d'effectifs de quatre individus ne signifie pas pour autant que les communautés végétales sont de nature différente. Dans le cas du dispositif en bacs expérimentaux, les communautés installées sur les bacs de 10 et 15 cm sont donc en réalité assimilables.

Concernant l'étude des communautés, il est intéressant de diversifier la nature des jeux de données. En effet, les données en termes d'effectifs et de couvert apportent de l'information complémentaire. Une espèce présentant un effectif élevé peut cependant être peu représentée au sein de la communauté en matière de couvert. Au contraire, une espèce présentant peu d'individus peut tout de même être une espèce structurante de la communauté de par son couvert significatif influençant les variables environnementales.

Perspectives

Dans un autre ordre d'idées, l'emplacement des toits verts en fonction de leur composition végétale et de leur aspect esthétique mérite également que l'on s'y attarde. En effet, il est préférable d'opter pour une flore colorée et visuellement attractive sur les toitures accessibles au grand public au lieu d'une flore, certes plus intéressante d'un point de vue biodiversité, mais moins esthétique. De plus, privilégier l'installation des toits destinés principalement à l'accueil de la biodiversité dans les endroits reculés préserve la flore et la faune de perturbations potentielles (Dunnett, N. et Kingsbury, N., 2004).

Conclusion

Afin de conclure, revenons aux questions initiales de cette double étude. Les objectifs étaient donc de :

- déterminer le succès d'installation de pelouses mésoxériques à xériques sur toiture verte ;
- déterminer les réponses dans le temps des communautés végétales de toiture verte au substrat (profondeur et nature) et aux conditions environnementales (intensité de l'ensoleillement);
- caractériser ces communautés en fonction des associations naturelles des pelouses mésoxériques à xériques ;

Les pelouses calcicoles mésoxériques représentent une source d'inspiration pertinente dans l'élaboration de mélanges de graines pour toiture verte. Les conditions abiotiques des toitures se sont avérées suffisamment assimilables à celles des pelouses pour permettre le développement de certaines espèces caractéristiques de ces milieux. Les communautés végétales des toitures ne sont cependant pas totalement assimilables à celles des milieux naturels.

En effet, les profils des communautés divergent de ceux des milieux naturels de référence. Les espèces spécialistes des milieux à régime hydrique pauvre ne constituent pas les espèces structurantes des communautés des toits. Ce sont au contraire, les espèces généralistes, mésoxérophiles et mésophiles qui caractérisaient les associations. Ce résultat suggère que les mélanges pour toiture verte peuvent s'étendre dans une certaine mesure à d'autres habitats et espèces moins spécifiques.

De plus, le succès de l'implantation des pelouses mésoxériques sur toiture verte est mitigé. En effet, le système s'est appauvri en espèces au cours du temps. Les communautés des toitures analogues aux pelouses présenteraient une composition inédite en termes d'identité et abondance des espèces. Une autre hypothèse serait que toutes les conditions biotiques et abiotiques du milieu naturel n'ont pas été reproduites modulant par conséquent les assemblages d'espèces.

D'autre part, les communautés végétales n'ont pas réussi à s'établir durablement sur le système le plus superficiel présentant une profondeur de substrat de 5 cm. Les conditions abiotiques de ce type de toiture ne seraient pas compatibles, car trop stressantes, avec l'installation de pelouses mésoxériques.

Les profils de végétation des toitures s'adaptent en fonction des variables environnementales. En effet, la profondeur de substrat et l'intensité de l'ensoleillement influencent les distributions d'abondance des espèces. Les toitures à profondeur plus importante et exposition peu intense arborent des communautés plus riches et à plus grande emprise spatiale.

La nature de substrat n'a quant à elle pas influencé le développement des espèces. Les substrats présentaient cependant des caractéristiques relativement similaires.

Cette étude suggère également qu'une introduction progressive des espèces sur un système artificiel de toiture verte permettrait l'optimisation de l'installation des celles-ci.

Bibliographie

- Barbour M.G. et al., 1987. Ch. 9 Methods of sampling the plant community. *Terr. Plant Ecol. 3rd ed.*, 210–239.
- Barnosky A.D. et al., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, **471**(7336), 51–57. <http://dx.doi.org/10.1038/nature09678>.
- Berardi U., GhaffarianHoseini A.H. & GhaffarianHoseini A., 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Appl. Energy*, **115**, 411–428. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>.
- Besir A.B. & Cuce E., 2018. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **82**(October), 915–939.
- Biostart, Végétalisation des toits. <http://www.biostart.eu/biostart-vegetalisation-des-toits.html>, (15/8/2018).
- Boivin M.A. et al., 2001. Effect of artificial substrate depth on freezing injury of six herbaceous perennials grown in a green roof system. *Horttechnology*, **11**(3), 409–412.
- Boland C., 2017. *Green Roofs As Analogous of Calcareous Grasslands ? Species Response To Substrate*.
- Bowler D.E. et al., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landsc. Urban Plan.*, **97**(3), 147–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>.
- Brenneisen S., 2006. Space for urban wildlife: Designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, **4**(1), 27–36. http://www.urbanhabitats.org/v04n01/wildlife_full.html.
- Butler C. & Oriens C.M., 2011. Sedum cools soil and can improve neighboring plant performance during water deficit on a green roof. *Ecol. Eng.*, **37**(11), 1796–1803. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.025>.
- Chenot J. et al., 2017. Substrate composition and depth affect soil moisture behavior and plant-soil relationship on Mediterranean extensive green roofs. *Water (Switzerland)*, **9**(11), 1–16.
- Commission européenne, 2014. Créer un Infrastructure Verte pour l'Europe. , 24.
- Cook-Patton S.C. & Bauerle T.L., 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *J. Environ. Manage.*, **106**, 85–92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.003>.
- CSTC, 2006. *NIT 229, Les toitures vertes.*,
- Czemiel Berndtsson J., 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecol. Eng.*, **36**(4), 351–360. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014>.
- Delescaille L.M., Taupinart E. & Jacquemart A.L., 2006. L'apport de la banque de graines du sol dans la restauration des pelouses calcicoles : un exemple dans la vallée du Viroin (prov. de Namur, Belgique). *Parcs et Réserves*, **61**(3), 4–12.

- Douglas I., 2015. *Ecosystems and Human Well-Being*, Millenium Ecosystem Assessment Panel.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978012409548909206X>.
- Dusza Y. et al., 2017. Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth, and substrate type. *Ecol. Evol.*, **7**(7), 2357–2369.
- Eddie Funderburg, 2001. What Does Organic Matter Do In Soil?
<https://www.noble.org/news/publications/ag-news-and-views/2001/august/what-does-organic-matter-do-in-soil/>, (15/8/2018).
- Farrell C. et al., 2012. Green roofs for hot and dry climates: Interacting effects of plant water use, succulence and substrate. *Ecol. Eng.*, **49**, 270–276.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.036>.
- Foley J.A. et al., 2005. R EVIEW Global Consequences of Land Use. , **309**(5734), 570–574.
- Funk J.L. et al., 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends Ecol. Evol.*, **23**(12), 695–703.
- Getter K.L. & Rowe D.B., 2006. The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, **41**(5), 1276–1285. <http://hortsci.ashspublications.org/content/41/5/1276.short>.
- Gill S.E. et al., 2007. Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. *Built Environ.*, **33**(1), 115–133. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33947262651&partnerID=40&md5=9078da97edd9dfbf71dfaa5db3b6be6f>.
- Grant G., Engleback L. & Nicholson B., 2003. *Green Roofs: their existing status and potential for conserving biodiversity in urban areas*,
- Grimm N.B. et al., 2015. Global Change and the Ecology of Cities Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, **319**(2008), 756–760.
- Grimmond S., 2007. Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming. *Geogr. J.*, **173**, 83–88. http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.232_3.x.
- Harivelo Ravaomanarivo L., Processus écologiques - Facilitation. http://www.supagro.fr/ress-pépites/Opale/ProcessusEcologiques/co/Co_Facilitation.html, (15/8/2018).
- Heim A. & Lundholm J., 2014. Species interactions in green roof vegetation suggest complementary planting mixtures. *Landsc. Urban Plan.*, **130**(1), 125–133.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.007>.
- Herrero M. et al., 2001. The causes of land use and land cover change: Moving beyond the myths. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **110**(52), 261–269.
<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1321844111>.
- Heslehurst R., 1971. *Department of Agriculture THE POINT QUADRAT METHOD OF VEGETATION ANALYSIS: A REVIEW*,
- Hobbs R.J. et al., 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, **15**(1), 1–7.
- Holtman J.R., Crooks P.A. & Dhooper H.K., 2015. (12) Patent Application Publication (10) Pub . No .: US 2006 / 0222585 A1 Figure 1. , **002**(15), 354.

- Hooper D.U. et al., 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Source Ecol. Monogr.*, **75**(1), 3–35. <http://doi.wiley.com/10.1890/04-0922><http://www.jstor.org/stable/4539083><http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>.
- Levine J.M., Adler P.B. & Yelenik S.G., 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol. Lett.*, **7**(10), 975–989.
- Livre Blanc Céréales, Profondeur des semis. <http://www.livre-blanc-cereales.be/thematiques/semis/profondeur-des-semis/>, (15/8/2018).
- Lundholm J. et al., 2010. Plant species and functional group combinations affect green roof ecosystem functions. *PLoS One*, **5**(3).
- Lundholm J.T., 2015. Green roof plant species diversity improves ecosystem multifunctionality. *J. Appl. Ecol.*, **52**(3), 726–734.
- Lundholm J.T., 2004. Green Roofs and Facades : A Habitat Template Approach. , **4**(1), 87–101.
- Lundholm J.T. & Richardson P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.*, **47**(5), 966–975.
- Manso M. & Castro-Gomes J., 2015. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **41**, 863–871. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.203>.
- Météo Belgique, Météo en Belgique - Année 2017. <https://www.meteobelgique.be/article/relevés-et-analyses/annee-2017.html>, (15/8/2018).
- Monterusso M.A., Bradley Rowe D. & Rugh C.L., 2005. Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *HortScience*, **40**(2), 391–396.
- Nagase A. & Dunnett N., 2010. Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landsc. Urban Plan.*, **97**(4), 318–327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>.
- Ndhkala A.R. et al., 2012. Effect of environmental factors on seedling growth, bulb development and pharmacological properties of medicinal *Eucomis autumnalis*. *South African J. Bot.*, **79**, 1–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2011.10.008>.
- Oberndorfer E. et al., 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *Bioscience*, **57**(10), 823–833. <http://academic.oup.com/bioscience/article/57/10/823/232363/Green-Roofs-as-Urban-Ecosystems-Ecological>.
- Ondono S., Bastida F. & Moreno J.L., 2014. Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as Technosols or as a basis in Green Roof Systems. *Ecol. Eng.*, **70**, 189–199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.003>.
- Picard C. & Chouard P., VERNALISATION. *Encyclopædia Universalis [en ligne]*. <https://www.universalis.fr/encyclopedie/vernalisation/>, (15/8/2018).
- Piqueray J. et al., 2007. Plant communities and the species richness of calcareous communities in southeast Belgium. *Belgian J. Bot.*, **140**(2), 157–173.

- Portail biodiversité en Wallonie, E1.26 - Pelouses calcaires mésophiles et méso-xérophiles.
<http://biodiversite.wallonie.be/fr/e1-26-pelouses-calcaires-mesophiles-et-meso-xerophiles.html?IDC=961>, (15/8/2018a).
- Portail biodiversité en Wallonie, E1.27 - Pelouses calcaires xérophiles.
<http://biodiversite.wallonie.be/nl/e1-27-pelouses-calcaires-xerophiles.html?IDC=1036>,
 (15/8/2018b).
- Sala O.E. et al., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* (80-.), **287**(March), 1770–1774.
- Service fédéral, Le climat en Belgique. <http://www.climat.be/fr-be/changements-climatiques/en-belgique/climat-en-belgique>, (15/8/2018).
- Service fédéral belge, Le climat en Belgique. <http://www.climat.be/fr-be/changements-climatiques/en-belgique/climat-en-belgique>, (15/8/2018).
- V. Thomas Parker, 2018. Soil seed bank. <https://www.britannica.com/science/soil-seed-bank>,
 (15/8/2018).
- Thuring C.E., Berghage R.D. & Beattie D.J., 2010. Green roof plant responses to different substrate types and depths under various drought conditions. *Horttechnology*, **20**(2), 395–401.
- Vijayaraghavan K., 2016. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **57**((2016)), 740–752.
- Wibail L. et al., 2014. *Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012*,
- Wilsey B.J. et al., 2009. Biodiversity maintenance mechanisms differ between native and novel exotic-dominated communities. *Ecol. Lett.*, **12**(5), 432–442.

Annexe

Tableau 20 : Moyennes par bac des plantules du dispositif en bacs expérimentaux en fonction des trois modalités de profondeur pour les années 2017 et 2018.

| Espèce | 2017 | | | 2018 | | |
|-------------------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5 cm | 10 cm | 15 cm | 5 cm | 10 cm | 15 cm |
| <i>A. millefolium</i> | 2,6 ± 2,8 | 10,2 ± 5,7 | 10,2 ± 8,4 | 9,8 ± 8,6 | 18,3 ± 18,3 | 61,3 ± 48,9 |
| <i>A. eupatoria</i> | 0 | 0 | 0 | 0,9 ± 0,9 | 7 ± 3,5 | 14,2 ± 3,7 |
| <i>A. schoenoprasum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>A. sylvestris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>A. vulneraria</i> | 0,3 ± 0,5 | 0,5 ± 1 | 0,8 ± 0,8 | 18,8 ± 5,4 | 20,6 ± 4,6 | 15,8 ± 6,6 |
| <i>C. arvensis</i> | 0,2 ± 0,4 | 0,4 ± 0,5 | 0,1 ± 0,3 | 0 ± 0 | 13,5 ± 11,1 | 13,7 ± 15,3 |
| <i>C. glomerata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. flacca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. scabiosa</i> | 0,7 ± 1,2 | 1,2 ± 1,5 | 1,5 ± 2 | 1,9 ± 1,7 | 5,4 ± 2,6 | 7,4 ± 3,6 |
| <i>C. vulgare</i> | 0 | 0 | 0 | 0,3 ± 0,9 | 0,8 ± 1,9 | 1,7 ± 3,8 |
| <i>E. vulgare</i> | 0,3 ± 0,5 | 0,6 ± 0,7 | 0,3 ± 0,5 | 0,2 ± 0,4 | 0,2 ± 0,6 | 0 |
| <i>F. rubra</i> | 3,1 ± 1,8 | 10,4 ± 5,2 | 9,5 ± 6,4 | 3,9 ± 2,5 | 5,8 ± 3,4 | 4,4 ± 3,7 |
| <i>G. pyrenaicum</i> | 8,1 ± 7,1 | 13,9 ± 6,7 | 13,2 ± 6,7 | 1 ± 1,6 | 3 ± 1,9 | 1,4 ± 1,6 |
| <i>H. nummularium</i> | 0 | 0 | 0,2 ± 0,4 | 0 | 0 | 0 |
| <i>H. pilosella</i> | 0,3 ± 0,9 | 0 | 0 | 24,3 ± 19,6 | 28,1 ± 14,4 | 36,6 ± 14,7 |
| <i>L. autumnalis</i> | 1,1 ± 1,4 | 5,1 ± 3,4 | 3,2 ± 1,8 | 4,5 ± 3,3 | 14,7 ± 7,6 | 21 ± 11 |
| <i>M. sylvestris</i> | 3,3 ± 1,8 | 3,5 ± 3,1 | 3,5 ± 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>O. viciifolia</i> | 12,7 ± 6,7 | 13,7 ± 6,1 | 10,9 ± 4,1 | 0,4 ± 0,8 | 0,3 ± 0,5 | 0,2 ± 0,5 |
| <i>O. vulgare</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>P. veris</i> | 0 | 0 | 0 | 1,4 ± 2,1 | 2,9 ± 2,7 | 1,9 ± 2,5 |
| <i>R. lutea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>T. chamaedrys</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau 21 : Moyennes par bac des plants adultes du dispositif en bacs expérimentaux en fonction des trois modalités de profondeur pour les années 2017 et 2018.

| Espèce | 2017 | | | 2018 | | |
|-------------------------|-----------|------------|------------|------|-----------|-----------|
| | 5 cm | 10 cm | 15 cm | 5 cm | 10 cm | 15 cm |
| <i>A. millefolium</i> | 2,6 ± 2,6 | 17,9 ± 6,3 | 20,7 ± 7,6 | 0 | 0,1 ± 0,3 | 0 |
| <i>A. eupatoria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>A. schoenoprasum</i> | 1 ± 1,7 | 3 ± 1,9 | 1,5 ± 1,8 | 0 | 0,2 ± 0,4 | 0 |
| <i>A. sylvestris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>A. vulneraria</i> | 0,1 ± 0,3 | 0,9 ± 0,9 | 2,7 ± 2,6 | 0 | 0,4 ± 0,7 | 0,5 ± 0,7 |
| <i>C. arvensis</i> | 9,4 ± 8,6 | 14,1 ± 4,2 | 11,7 ± 3,2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. glomerata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. flacca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. scabiosa</i> | 1,2 ± 1,4 | 5,5 ± 3 | 7,1 ± 2,6 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. vulgare</i> | 0 | 0,6 ± 1,3 | 0,8 ± 0,9 | 0 | 0 | 0 |
| <i>E. vulgare</i> | 5,1 ± 3 | 10,3 ± 2,9 | 12,6 ± 3 | 0 | 1,1 ± 1,4 | 1,1 ± 0,7 |
| <i>F. rubra</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,4 ± 4 | 6,1 ± 3,5 |
| <i>G. pyrenaicum</i> | 0,5 ± 1 | 10,3 ± 6,7 | 20,1 ± 4,1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>H. nummularium</i> | 1,1 ± 2,6 | 0 | 0,6 ± 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>H. pilosella</i> | 0 | 0,1 ± 0,3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>L. autumnalis</i> | 0,3 ± 0,7 | 2,4 ± 2,5 | 4,8 ± 2,7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>M. sylvestris</i> | 4,9 ± 5,3 | 12 ± 4,9 | 14,9 ± 3,4 | 0 | 0 | 0 |
| <i>O. viciifolia</i> | 2,3 ± 1,9 | 14,7 ± 4,5 | 16,7 ± 2,8 | 0 | 2,7 ± 2,6 | 5,4 ± 3,2 |
| <i>O. vulgare</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>P. veris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>R. lutea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>T. chamaedrys</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau 22: Tableau d'analyse des études individuelles des effets des facteurs « profondeur de substrat » et « nature de substrat » pour les espèces des bacs expérimentaux présentant une interaction significative entre les facteurs lors de l'ANOVA à deux facteurs.

| Espèce | Stade | Etude des effets de la nature du substrat | | | | | | Etude des effets de la profondeur | | | | | |
|---------|----------|---|---|-------|---|-------|-------|-----------------------------------|---|--------|------|---|----|
| | | 5 cm | | 10 cm | | 15 cm | | E | | L | | | |
| | | E | L | pval | E | L | pval | E | L | 15 | pval | 5 | 10 |
| Cal_arv | Plantule | - | | | b | a | 0,009 | b | a | 0,009 | | a | b |
| Ono_vic | Adulte | - | | | | | 0,202 | a | b | 0,007 | | a | ab |
| Ono_vic | Couvert | - | | | | | 0,21 | a | b | 0,0213 | | a | ab |

Tableau 23 : Tableau d'analyse des études individuelles des effets des facteurs « profondeur de substrat » et « nature de substrat » pour les espèces le dispositif de toiture réelle présentant une interaction significative entre les facteurs lors de l'ANOVA à deux facteurs.

| | | Etude des effets de la profondeur | | | | | | | | | Etude des effets de l'ensoleillement | | | | | | | |
|---------|----------|-----------------------------------|----|--------------|-------|----|-------------|-------|----|--------------|--------------------------------------|---|---|--------------|-------|----|---|-------------------|
| | | Faible | | | Moyen | | | Elevé | | | 6 cm | | | | 11 cm | | | |
| Espèce | Stade | 6 | 11 | pval | 6 | 11 | pval | 6 | 11 | pval | F | M | E | pval | F | M | E | pval |
| Lot_cor | Plantule | | | 0,068 | b | a | 0,019 | b | a | 0,04 | a | b | a | 0,006 | b | a | a | < 0,000 |
| Med_lup | Plantule | | | 0,087 | | | 0,07 | | | 0,625 | ab | b | a | 0,002 | b | a | a | < 0,001 |
| Sed_acr | Plantule | a | b | 0,026 | | | 0,774 | | | 0,45 | | | | 0,28 | b | a | a | 0,005 |
| Sed_rup | Plantule | a | b | 0,044 | | | 0,314 | b | a | 0,002 | | | | 0,087 | b | ab | a | 0,005 |
| Med_lup | Présence | | | 0,479 | | | 0,495 | a | b | < 0,001 | a | b | a | 0,003 | | | | 0,109 |
| Sed_acr | Présence | a | b | 0,003 | | | 0,272 | | | 0,783 | | | | 0,233 | | | | 0,133 |
| Ech_vul | Couvert | | | - | | | 0,495 | a | b | 0,027 | | | | 0,688 | | | | 0,323 |