
Murs verts : Une approche "Habitats analogues". Test pour la mise en oeuvre de murs végétalisés analogues aux habitats de falaises et de vieux murs

Auteur : Baudoux, Tom

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/2268.2/5106>

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.

MURS VERTS : UNE APPROCHE « HABITATS ANALOGUES ».
TEST POUR LA MISE EN ŒUVRE DE MURS VEGETALISES ANALOGUES
AUX HABITATS DE FALAISES ET DE VIEUX MURS.

TOM BAUDOUX

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2017-2018.

(CO)-PROMOTEUR(S): Pr Grégory MAHY et Dr Sylvain BOISSON

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

Le présent document n'engage que son auteur

**MURS VERTS : UNE APPROCHE « HABITATS ANALOGUES ».
TEST POUR LA MISE EN ŒUVRE DE MURS VEGETALISES ANALOGUES
AUX HABITATS DE FALAISES ET DE VIEUX MURS.**

TOM BAUDOUX

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2017-2018.

(CO)-PROMOTEUR(S): Pr Grégory MAHY et Dr Sylvain BOISSON

Remerciements :

Je remercie tout particulièrement mes co-promoteurs, Pr. Grégory Mahy et Dr. Sylvain Boisson, pour leur dévouement, encadrement, soutien et leurs précieux conseils tout au long de ce travail de fin d'études.

Je remercie également l'ensemble du corps professoral de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech pour leurs enseignements apportés durant ces cinq années d'études.

Je tiens aussi à remercier Mme Sarah Garré pour ses conseils et son aide dans la réalisation du système d'irrigation des modules de murs végétalisés. Merci au Dr. Arnaud Monty et Pr. Yves Brostaux pour leurs conseils, principalement en matière de statistiques. Merci au Dr. Antony Digrado pour ses explications et conseils en termes de fluorescence chlorophyllienne, ainsi qu'au Dr Pierre Delaplace pour le prêt de l'appareil « Handy PEA Plus » servant à réaliser ces mesures. Merci à Mme Anne De ligne pour les données de la station météorologique de Lonzée fournies. Je remercie Mr Stéphane Becquevort et Mr Raphaël Tarentino pour leurs conseils concernant les aspects pratiques des mesures réalisées sur les deux substrats utilisés pour l'expérimentation. Pour leur aide de tous les jours, merci à Mme Catherine Monfort et Mme Cynthia Thomas, particulièrement pour son assistance précieuse dans la végétalisation des modules expérimentaux. Je remercie Mr Charly Géron et Mlle Fanny Boeraeve, mes collègues de bureau, pour leur aide et leurs conseils.

Je tiens à remercier grandement mes amis qui ont toujours répondu présents pour m'apporter de l'aide dans les différentes étapes de la confection des modules de murs végétalisés, lors de la prise de mesures, pour leurs conseils et surtout, pour les bons moments passés ensemble tout au long de ces 5 années : Elise Glaude, Julie Reniers, Sophie Meeûs, Luca Covone, Dylan Delvaux, Gauthier Deschamp, Stephane Broset.

Un immense merci à mes parents, Etienne Baudoux et Agnès Doumont pour leurs nombreux conseils et relectures dans la réalisation de ce mémoire. Plus particulièrement, Papa et Maman, merci pour votre soutien sans faille et vos encouragements durant ces cinq années d'études. De manière générale, merci à l'ensemble de ma famille qui m'a soutenu et épaulé durant ces 5 années.

A toi ma Sophie, un merci tout particulier. Merci pour la montagne d'aide sans laquelle je n'aurais pu réaliser ce mémoire de la même façon. Merci pour ta bonne humeur, ta motivation tes encouragements, ton soutien et j'en passe. En résumé, merci d'être toi et d'être toujours là pour moi.

Je remercie enfin toutes les personnes que j'aurais oublié de citer et qui m'ont aidé pour la réalisation de ce mémoire.

Résumé

La typologie des murs végétalisés dits « murs verts » s'est rapidement développée ces dernières années. De nombreuses recherches prônent leurs bénéfices potentiels pour réduire les impacts du développement urbain et un rôle éventuel dans l'accueil de la biodiversité locale. Cependant, les systèmes actuels favorisant hydroponie et espèces végétales exotiques sont donc peu durables et peu intéressants sur le plan écologique. L'hypothèse des habitats analogues pourrait être une piste intéressante afin de concevoir des murs végétalisés plus « naturels », autonomes, durables et écologiquement cohérents. Les falaises et les vieux murs feraient de bons habitats desquels s'inspirer. Bien que souvent cité, cela n'a pas encore été testé. Le but de ce mémoire est donc d'expérimenter la mise en œuvre de murs verts modulaires de type « Living Walls », analogues aux habitats de falaises et de vieux murs. Les performances (fluorescence chlorophyllienne, mortalité, couvert relatif) de 8 espèces végétales indigènes de Wallonie issues de ces écosystèmes ont été suivies sur les prototypes conçus pour l'expérience. Différentes conditions de substrat, d'exposition et d'irrigation ont été testées afin d'identifier les paramètres propices au développement et au maintien de la végétation, ceci afin de formuler des recommandations et de soulever des pistes en vue de futurs tests.

Mots clés : habitats analogues, murs végétalisés, murs verts, falaises, vieux murs, indigénat, biodiversité, fluorescence chlorophyllienne.

Abstract

Green walls typology has rapidly evolved from the beginning of the 21st century. This field of research is growing. The scientific community assumes that green walls could be very beneficial to mitigate urban development consequences and make the built environment more compatible with biodiversity. However, current design principles promote hydroponic systems and exotic species, rendering green walls unsustainable and unattractive for biodiversity. The habitat template hypothesis seems interesting to make green walls more “natural”, autonomous, sustainable and ecologically coherent. Hence, cliff ecosystems and old walls spontaneously vegetated could be habitat we should learn from. Nevertheless, this assumption has not been tested yet. This master's thesis tests the conception of modular living walls analogous to cliff and old wall ecosystems. The performances of eight Walloon species coming from these habitats were studied through chlorophyll fluorescence, mortality and vegetation cover on green wall prototype designed for the experiment. Two substrates, expositions and irrigation modalities were tested to determine favourable parameters to vegetation development and survival. By this way, the aim of this study is to formulate recommendations and identify new lines of research for the future of analogous green wall conception.

Keywords : habitat template, analogous, green walls, cliffs, old walls, native, biodiversity, chlorophyll fluorescence.

Table des matières

1.	Introduction.	1
1.1	Crise de la biodiversité, développement urbain et infrastructures vertes :	1
1.2	Un bref état de l'art sur les « Green Walls » :	5
1.2.1	Définition générale, origines, engouement actuel et intérêts majeurs :	5
1.2.2	La typologie :	6
1.2.3	Green Walls et biodiversité : lacunes dans la recherche et les conceptions actuelles ..	10
1.3	Concevoir des Living Walls pour la biodiversité :	12
1.4	Les Living Walls comme analogues d'habitats naturels :	13
2.	Objectifs.	16
3.	Méthodologie :	17
3.1	Site d'étude :	17
3.2	Conception des modules de murs végétalisés :	17
3.3	Sélection des espèces végétales :	18
3.4	Dispositif expérimental :	21
3.4.1	Facteurs expérimentaux :	22
3.4.2	Plantation des espèces :	27
3.5	Mesures :	28
3.5.1	Paramètres abiotiques :	28
3.5.2	Paramètres mesurés sur la végétation :	29
3.6	Analyse des données :	31
4.	Résultats :	32
4.1	Paramètres abiotiques :	32
4.1.1	Climat global :	32
4.1.2	Température et humidité relative de l'air par modalité :	33
4.1.3	Caractéristiques des substrats créés et masse des modules :	34
4.1.4	Suivi du contenu volumique en eau des substrats :	35
4.2	Suivi global de la végétation :	36
4.2.1	Variation du couvert relatif en végétaux :	36
4.2.2	Mortalités de l'appareil végétatif aérien :	38
4.3	Suivi de la végétation par espèce : .	41
4.3.1	Analyse de la variance :	41
4.3.2	Suivi des espèces : « mortalité » et fluorescence.	43

5.	Discussion.	53
5.1	Espèces, écologie et succès global :	53
5.2	Pistes et recommandations en vue de futurs tests :.....	55
5.2.1	L'irrigation, un facteur déterminant :	55
5.2.2	Le substrat, une influence peu marquée :	58
5.2.3	L'exposition, des effets variables :.....	61
5.3	Hypothèse des habitats analogues : succès et critique.....	62
5.4	Principales forces et faiblesses de l'étude :	64
6.	Conclusion :.....	67
	Bibliographie :.....	69

1. Introduction.

1.1 Crise de la biodiversité, développement urbain et infrastructures vertes :

La biodiversité est un concept complexe mis en lumière par le Sommet de la Terre de Rio en 1992 (United Nations, 1992). Depuis lors, il est devenu de plus en plus populaire au sein du monde scientifique et politique, servant de pilier à de grands programmes internationaux tel que le Millenium Ecosystem assessment (MEA, 2005; Bartkowski et al., 2015). On doit cette augmentation d'intérêt à la prise de conscience progressive, par le grand public, des impacts humains sur l'environnement datant de la fin du 20^{ème} siècle. Il existe plusieurs définitions du terme « biodiversité ». En effet, il peut se décliner en plusieurs niveaux, allant de la diversité génétique au sein d'une espèce, à la diversité des écosystèmes et de leurs fonctions, en passant par la diversité des espèces ou encore des habitats (United Nations, 1992 ; Nunes et al., 2001; Bartkowski et al., 2015). Cependant, si l'on cherche une définition unique et la plus exhaustive possible, on peut s'appuyer sur celle de la Convention sur la diversité biologique (United Nations, 1992) : « La biodiversité est la variabilité entre les êtres vivants de tous milieux, incluant les systèmes marins, terrestres, aquatiques et les complexes écologiques dont ils font parties. Ce concept inclut la diversité au sein des espèces, entre espèces et entre communautés » (United Nations, 1992). Du point de vue purement anthropique, la biodiversité est garante de la santé fonctionnelle et de la résilience des écosystèmes (Commission Européenne, 2010) car elle est étroitement liée à leurs fonctions dont nous dépendons tous (MEA, 2005). Par-là, elle est la source de nombreux biens et services écosystémiques vitaux pour l'humanité (Ding et al., 2014).

Le monde scientifique nous dépeint de plus en plus la crise de la biodiversité à laquelle nous faisons actuellement face. Cette crise est caractérisée par une perte de celle-ci sans précédent, traduite par des extinctions d'espèces toujours plus nombreuses (IUCN, 2010). D'après le Millenium Ecosystem Assessment, le taux actuel d'extinction serait 1000 fois supérieur à ce qui a précédemment été connu sur base d'études paléontologiques (MEA, 2005). De plus, comme en témoigne le lien étroit entre biodiversité et services écosystémiques, en plus d'être irréversibles, de telles pertes ne peuvent se faire sans impact sur les populations, leur santé et leur bien-être (Martens et al., 2003; Commission Européenne, 2010; IUCN, 2010). A l'origine de cette 6^{ème} extinction de masse, les activités humaines, et tout particulièrement la dégradation et la perte d'habitats qu'elles engendrent, sont reconnues comme causes principales (IUCN, 2010). En fonction du système socioéconomique dans lequel on se trouve, les effet néfastes des activités humaines sont exacerbés par la croissance démographique actuelle et les besoins accrus en services écosystémiques qu'elle engendre (eau, nourriture, fuel...) (MAE, 2005). De plus, dans l'optique du développement économique et/ou de l'hébergement des populations humaines croissantes, l'environnement urbain et les infrastructures de communications associées se développent rapidement, jouant également un rôle important dans la perte d'habitats et donc de biodiversité (Grimm et al., 2008).

Introduction.

En effet, les zones urbaines ne cessent de s'étaler (Bhatta, 2010). Actuellement, la surface qu'occupent les villes croît deux fois plus rapidement que les populations qu'elles hébergent (Seto et al., 2012). Pour cause majeure, une explosion démographique sans précédent et une population qui se concentre en ville (Bhatta, 2010; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Lepczyk et al., 2017), là même où se concentre la majeure partie de l'activité économique d'un pays (Bhatta, 2010). Un phénomène d'exode rural se marque dans les pays dits « en voie de développement » comparativement aux pays dits « développés » où les populations, souvent vieillissantes, sont déjà centralisées en ville à plus de 70%. Ces dernières affichent également, à l'heure actuelle, un phénomène « d'exode » urbain (la population quitte les centres-villes) ce qui engendre une périurbanisation exacerbée (Bhatta, 2010; Commission Européenne, 2016; United Nations, 2018). D'ailleurs, d'après les Nations Unies, d'ici 2050 une expansion des zones urbaines dans toutes les régions du monde est attendue afin d'y héberger près de 68% des populations mondiales, soit 2.5 milliards de personnes supplémentaires au 3.9 milliards d'habitants urbains déjà présents en 2014 (United Nations, 2018). Une telle expansion et de telles concentrations humaines ne peuvent se faire sans conséquence sur l'environnement, la biodiversité ainsi que sur la santé humaine (Bhatta, 2010).

L'environnement urbain avance aux dépens de la végétation naturelle (Seto et al., 2012), imperméabilisant les sols par l'usage de matériaux de couleurs foncées capables d'absorber le rayonnement solaire et donc de retenir la chaleur (McKinney, 2008; Bhatta, 2010; Pérez-Urrestarazu et al., 2015). Ces surfaces, peu propices au développement des populations animales et végétales, recouvrent, au sol, en moyenne 80% des centres villes, ceci engendrant de drastiques modifications environnementales (McKinney, 2008). Parmi les conséquences majeures de ce développement urbain sur l'environnement local, on trouve : 1) la hausse des températures autrement appelée « Urban heat Island effect » (U.S Environmental Protection Agency, 2008) ayant pour cause principale l'absence de végétation au profit de surfaces foncées absorbant le rayonnement solaire (Bhatta, 2010; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Medl, Stangl, Kikuta, et al., 2017) ; 2) l'imperméabilisation des sols et l'absence de végétation qui ne font qu'accroître les ruissellements de surfaces et transformant ainsi l'espace urbain en une zone à risques de fortes inondations (Bhatta, 2010); et 3) un air de qualité dégradée suite aux émissions diverses issues des activités humaines avec tous les impacts sur la santé humaine qui en découlent (Bhatta, 2010).

Ensuite, du point de vue de la biodiversité, l'avancée des villes engendre des pertes sèches d'habitats préexistants. En plus d'être isolées, les taches restantes voient leur qualité dégradée suite aux perturbations humaines. La ville et les infrastructures de transport finissent donc par représenter une véritable barrière pour tout organisme animal ou végétal ne disposant pas de la capacité de dispersion nécessaire (Commission Européenne, 2010). En effet, la fragmentation du paysage, la dégradation et la perte sèche d'habitats, 3 phénomènes étroitement liés, représentent ensemble la 1ère cause de perte de biodiversité (Biodiversity Information System for Europe, 2013; Medl, Stangl, & Florineth, 2017).

Introduction.

Après fragmentation, les habitats naturels restants sont divisés en de multiples petites taches isolées au sein d'une matrice anthropique (Fahrig, 2003; Biodiversity Information System for Europe, 2013) parfois si petites qu'elles en deviennent impropres à la vie des espèces (Bhatta, 2010). Ces taches abritent de petites populations isolées elles aussi et donc, davantage vulnérables aux dérives génétiques, aux catastrophes naturelles ou autres fluctuations populationnelles propres à la dynamique des espèces. In fine, leur probabilité d'extinction locale est fortement accrue (Medl, Stangl, & Florineth, 2017). Que ce soit pour les invertébrés, les oiseaux ou les autres vertébrés, de nombreuses études compilées par McKinney (2008) ont pu mettre en évidence une diminution significative de richesses spécifiques le long de gradient d'urbanisation (McKinney, 2008). Il explique cela par le remplacement quasi total de la végétation préexistante par des surfaces imperméables alors que les surfaces végétalisées restantes voient leur qualité dégradée par simplification du couvert et pressions humaines (Marzluff et al., 2008; McKinney, 2008). Notons cependant que du point de vue des espèces de plantes, dans un environnement modérément urbanisé, la richesse en espèces y est souvent accrue. Cette constatation n'est pas pour autant réjouissante, car la hausse du nombre d'espèces repose en grande partie sur l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces exotiques potentiellement envahissantes, à tel point que la hausse de richesses spécifiques due aux exotiques peut surpasser les extinctions au sein de la flore native (McKinney, 2008). Quoi qu'il en soit, la perte d'espèces natives, végétales et animales est liée à la perte d'habitats intéressants, étant d'autant plus marquée que l'urbanisation est intense (McKinney, 2008). On peut donc en déduire que l'environnement urbain abrite une moindre biodiversité par rapport aux écosystèmes ayant précédés la ville (Pauchard et al., 2006) et que l'urbanisation représente une des causes principales de l'extinction d'espèces natives (Grimm et al., 2008; McKinney, 2008).

Pourtant, comme précisé ci-dessus, la biodiversité, en ville comme ailleurs, est la source de nombreux services écosystémiques à valeur économique importante et essentiels aux populations humaines (McKinney, 2008; Commission Européenne, 2010; Commission européenne, 2014). Purification de l'eau, de l'air, pollinisation, atténuation du changement climatique, valeur esthétique, bien-être psychologique, loisirs et récréation ou encore source de sensibilisation pour l'éducation de la population sur la nature et sa conservation (McKinney, 2008; Commission européenne, 2014), la biodiversité en ville doit être préservée. Il est donc primordial de limiter les impacts de l'urbanisation sur l'environnement et la biodiversité locale, que ce soit pour la biodiversité en elle-même ou pour l'Homme et son bien être, en garantissant l'apport de services écosystémiques sur le long terme (MEA, 2005; Commission européenne, 2014).

Dans cette optique, la végétalisation des infrastructures urbaines est de plus en plus envisagée. Soutenue par la Commission Européenne afin de réduire les impacts néfastes des zones fortement anthropisées, la végétalisation offre des solutions innovantes à de nombreux problèmes découlant de l'urbanisation (Commission Européenne, 2016). Les plus fréquemment cités sont, entre autres : l'atténuation de l'effet de chaleur urbain (Urban Heat Island) par « évaporative cooling »

Introduction.

(refroidissement de l'air et augmentation de son humidité par évapotranspiration des végétaux) (Oberndorfer et al., 2007 ; Commission européenne, 2014; Medl, Stangl, & Florineth, 2017), la gestion des flux d'eau par amélioration de la capacité de rétention des surfaces (Oberndorfer et al., 2007) , l'amélioration de la qualité de l'air et de l'eau par bio-filtration (Oberndorfer et al., 2007; Commission européenne, 2014; Pérez-Urrestarazu et al., 2015) et les impacts positifs sur la santé humaine (Manso et al., 2015). Outre ces impacts positifs, des espaces verts correctement imaginés sont là pour soutenir la biodiversité (Brenneisen, 2006 ; Biodiversity Information System for Europe, 2013), constat clé pour le programme européen « Horizon 2020 ». En effet, ce programme vise, entre autres, à enrayer les pertes de biodiversité et de services écosystémiques pour 2020 en Europe. À son service, la politique « Nature Based Solutions » favorise la mise en place d'un réseau d'infrastructures vertes en ville (« Green Infrastructures ») en appui au réseau Natura 2000 qui recouvre actuellement environ 18% du territoire européen. Malheureusement, faute de connectivité, le réseau N2000 reste insuffisant pour stopper le déclin de la biodiversité en Europe (Commission européenne, 2014), continent où la perte d'habitats et la fragmentation sont actuellement les plus fortes (MAE, 2005; Commission Européenne, 2010). Il s'agit également d'une des régions du monde les plus urbanisées (United Nations, 2018). La politique « Nature Based Solution » au travers des infrastructures vertes, veut donc agir sur les 82% du territoire européen restant, particulièrement au sein des zones les plus anthropisées, par la mise en avant de solutions durables d'aménagements qui amélioreraient l'accueil et la perméabilité du paysage (Commission européenne, 2014).

Concrètement, une « Nature Base Solution » est l'implémentation, majoritairement en ville, de solutions innovantes d'ingénierie, inspirées par la nature, afin de développer de manière durable les zones urbaines (Commission Européenne, 2016). Ces éléments font donc partie de l'infrastructure verte d'une ville, décrite par l'Agence Européenne pour l'Environnement comme étant un réseau constitué de zones naturelles, semi-naturelles, d'espaces verts interconnectés, gardant une cohérence écologique et fournissant de nombreux services écosystémiques directs et indirects (Biodiversity Information System for Europe, 2013). C. Lepczyk (2017) nous décrit dans son article une typologie des espaces verts urbains. Il y regroupe les parcs fortement anthropisés où la végétation est entretenue, les parcs traditionnels où l'ensemble de la végétation n'est pas suivie, les noues, les jardins de particuliers, les friches, les toitures vertes, les jardins communautaires ou encore les taches rémanentes de végétation naturelle (Lepczyk et al., 2017). Quant à l'Agence Européenne pour l'Environnement, dans sa stratégie Green infrastructure, elle décrit une typologie plus vague, sous forme de grandes catégories, bien que globalement équivalentes (Biodiversity Information System for Europe, 2013). Tous ces espaces verts n'ont pas la même valeur en termes de potentiel d'accueil pour la biodiversité (Lepczyk et al., 2017). Beninde J. et al., (2015) ont pu mettre en évidence, sur base d'une méta-analyse, les facteurs déterminants liant végétation en ville et richesse spécifique. La surface des taches végétalisées, la connectivité entre taches, la structure de leur végétation ainsi que le nombre de taches

végétalisées et leurs proportions au sein de l'espace urbain représentent autant de facteurs importants à considérer lors de l'aménagement des infrastructures vertes en ville (Beninde et al., 2015).

Actuellement, les espaces verts urbains sont encore caractérisés comme étant de petites taches hautement fragmentées, isolées les unes des autres (Lepczyk et al., 2017) et in fine peu utiles au maintien de la biodiversité urbaine. Pour améliorer la capacité d'accueil de la biodiversité, il est donc nécessaire d'augmenter la taille et le nombre des espaces verts urbains, ce à quoi s'active la stratégie « Nature Based Solution » par l'intermédiaire du soutien de projet de verdissement (Commission européenne, 2014). Cependant, dans les espaces urbains densément aménagés, la place au sol inoccupée par des routes ou des bâtiments et disponible pour des espaces verts traditionnels se fait rare (Perini et al., 2011 ; Pérez-Urrestarazu et al., 2015). Les centres urbains peuvent être bétonnés à près de 80% de leur surface (McKinney, 2008). En effet, la logique « infrastructures vertes » est jeune, au contraire de grandes villes occidentales dont le schéma standard de construction repose sur la rentabilisation maximale de l'espace. C'est là que l'une des catégories d'infrastructures vertes promues par l'Europe montre tout son intérêt : « Les structures artificielles » comprenant les toitures et les murs végétalisés. Ce type d'infrastructures vertes renferme un énorme potentiel, car l'enveloppe externe des bâtiments représente des surfaces considérables et potentiellement végétalisables (Pérez-Urrestarazu et al., 2015). En plus de tirer profit de la plus-value de ce genre d'infrastructures pour le bâtiment (isolation thermique et acoustique), le recours aux murs et toitures végétalisés pour l'amélioration de l'environnement et de la biodiversité urbaine pourrait rapprocher l'Europe de ses objectifs en matière de protection et d'amélioration de celle-ci, tout en en tenant compte de la variable réellement limitante en ville : l'espace.

1.2 Un bref état de l'art sur les « Green Walls » :

1.2.1 Définition générale, origines, engouement actuel et intérêts majeurs :

Le terme « Green Walls » ou « murs verts »/« murs végétalisés » en français, est une appellation générique pour tous les systèmes permettant la végétalisation de surfaces verticales, quelles qu'elles soient (murs d'habitations, cloisons, murs « antibruit ».) (Manso et al., 2015). D'autres appellations existent telles que « Vertical Greening systems » (VGS) ou encore « Vertical garden ».

Les origines des murs végétalisés, tout comme celles des « Green Roofs » (toitures vertes) sont lointaines, découlant de principes de base similaires (Pérez-Urrestarazu et al., 2015). L'exemple typique de « Green Walls & Roofs » anciens, présenté par de nombreux auteurs n'est autre que les jardins suspendus de Babylon réalisés entre le 7ème et le 6ème siècle A.C.N. (Oberndorfer et al., 2007; Dunnett et al., 2008; Kontoleon et al., 2010; Zia et al., 2013). Moins luxuriants, mais plus répandus géographiquement et à travers le temps, les « Grass roofs » ou « toitures d'herbe » représentent l'origine de la végétalisation des bâtiments. Elles étaient utilisées depuis des siècles au Kurdistan afin de se protéger du froid en hiver et des soleils brûlants en été. Pareille technique a été et est encore largement utilisée en Scandinavie (Dunnett et al., 2008). Quant aux murs, dès l'époque

romaine, des vignes et rosiers ont été palissés sur les murs des villas ou sur des pergolas pour leur ombrage, s'apparentant à une première forme de GW (Medl, Stangl, & Florineth, 2017).

Comparativement au « Green Roofs » déjà bien présents en ville, les murs végétalisés ne sont étudiés dans le détail que depuis peu. Sur Scopus, entre 2000 et 2018 (date du 23 mai 2018), 1943 articles ont été publiés comprenant le terme « Green Roofs » dans leur titre, abstract ou mots clés contre 285 pour les GW. Cependant, il s'agit d'un domaine faisant actuellement l'objet de nombreuses recherches et donc, en constante évolution (Manso et al., 2015; Perini et al., 2018). En effet, tout comme pour le grand public, une montée en flèche de l'intérêt de la communauté scientifique pour les système de végétalisation verticale est à constater depuis 2005 environ (Google Trends, Google 2014 ; Perini et al., 2018). D'ailleurs, certaines recherches actuelles montrent que, tout en étant complémentaires, les murs végétalisés pourraient se montrer plus avantageux pour l'espace urbain que ne le sont les toitures vertes (Emilsson et al., 2007; Köhler, 2008). Premièrement, du point de vue de l'espace disponible en ville, les murs de la plupart des bâtiments représentent des surfaces végétalisables plus importantes que les toits de ceux-ci (Emilsson et al., 2007; Köhler, 2008; Francis, 2011). Ceci est particulièrement le cas dans les centres urbains où les constructions occupent des emprises réduites au sol comparativement à la surface de leurs murs (ratio d'environ 50%) (Köhler, 2008). Ensuite, bien que le sujet reste peu étudié (Lepczyk et al., 2017), il est maintenant avéré que les toitures vertes possèdent un potentiel biodiversité non négligeable que ce soit du point de vue des arthropodes, de l'avifaune et des végétaux au sens large (Brenneisen, 2006; Madre et al., 2014; Williams et al., 2014). Malheureusement, étant donné leur isolement entre elles et par rapport au sol, leurs bénéfices restent limités (Francis, 2011).

Les toitures vertes jouent donc le plus souvent le rôle de stepping stones permettant d'augmenter la perméabilité de la matrice en réduisant la distance entre les taches (Fahrig, 2003) sans pour autant offrir de réels corridors fonctionnels aux espèces (Beninde et al., 2015). Parfois complètement isolées, les toitures végétalisées peuvent alors être désertes ou pire, jouer le rôle de pièges écologiques, attirant et bloquant les espèces dans un environnement qui ne leur convient pas (MacIvor, 2016). Par-là, les murs végétalisés pourraient potentiellement jouer un rôle de « connexion » entre toitures, avec le sol et avec d'autres habitats urbains afin de créer un réseau tridimensionnel plus efficace sur le plan métapopulationnel (Francis, 2011). Murs et toitures verts s'inscrivent donc au sein d'une stratégie plus globale, afin d'exploiter au mieux leurs potentiels respectifs.

1.2.2 La typologie :

Les murs végétaux représentent une thématique scientifique nouvelle pour laquelle il n'existe pas encore de typologie unique et universellement acceptée. Celle qui sera présentée ici (figure 1) est une synthèse la plus exhaustive possible, réalisée d'après la lecture de différents articles : Dunnett et al., 2008; Jim, 2015; Manso et al., 2015; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Medl, Stangl, & Florineth, 2017; Riley, 2017.

Introduction.

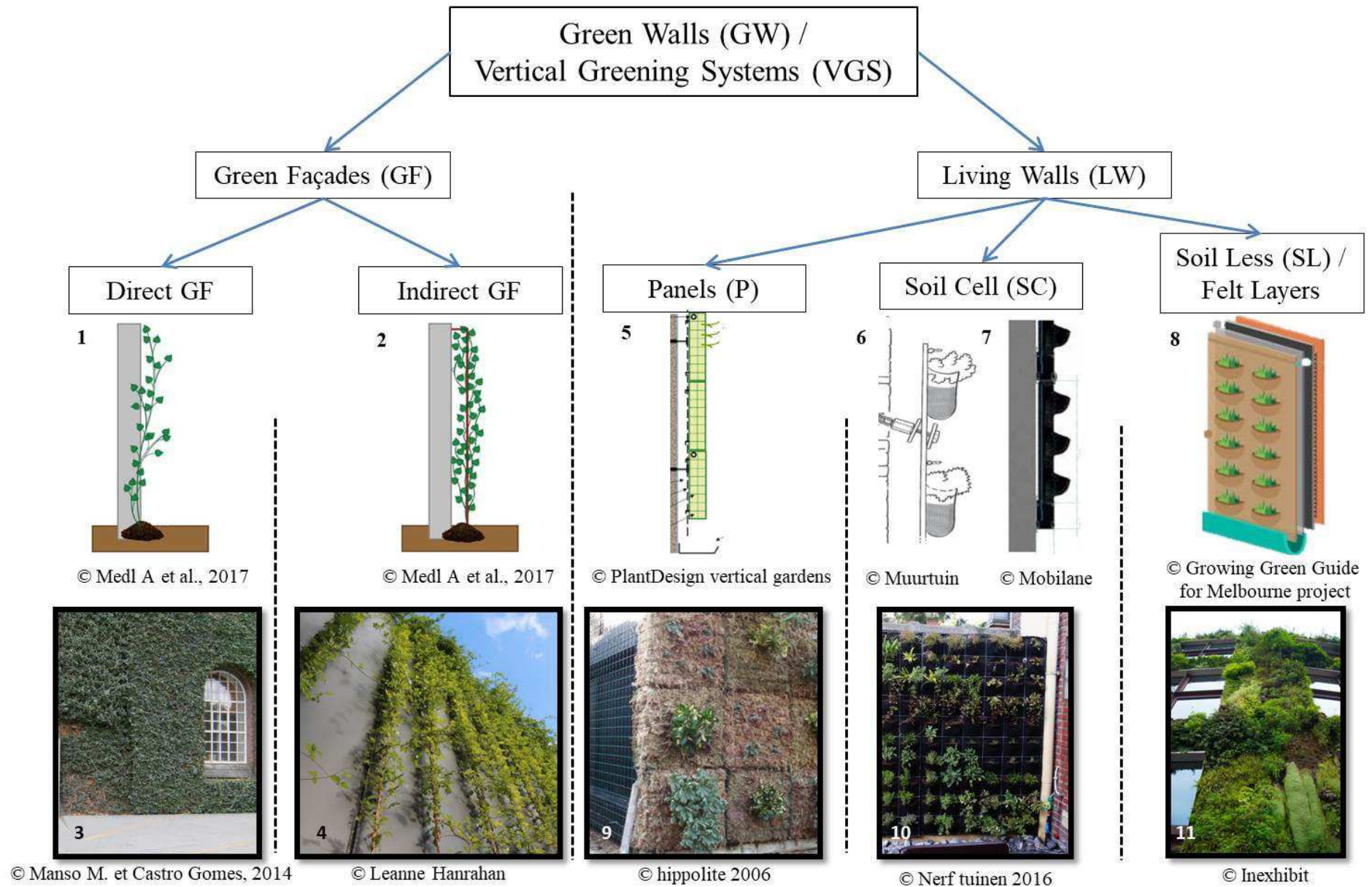
De manière générale, les auteurs divisent les murs verts en deux grandes catégories : « Green Facades » (GF) et « Living Walls » (LW), la distinction reposant sur le type de végétation utilisée. Les « Green façades » s'appuient sur l'usage de plantes grimpantes pour couvrir les façades, soit à même le mur ou par l'intermédiaire de structures portantes légères fixées sur celui-ci. Respectivement, on parlera alors de « Direct GF » et de « Indirect GF ». Dans le premier cas, les végétaux adaptés présentent, le long de leurs tiges, des racines adventices servant à leur ancrage. Dans le second, la végétation monte le long de la structure par l'intermédiaire d'organes spécifiques de type « vrilles » ou via une croissance hélicoïdale. On utilisera donc préférentiellement des treillis/filets ou plutôt des câbles tendus verticalement, dont les caractéristiques sont fonction des espèces choisies. L'enracinement a lieu le plus souvent dans le sol mais, étant parfois indisponible, l'utilisation de bacs de plantation est envisageable. De même, lorsque la hauteur à végétaliser est supérieure à la taille de maturité des espèces choisies, il est possible que des bacs de plantation situés à hauteur intermédiaire soient fixés au mur. Dans ces deux cas, l'utilisation d'un système d'irrigation peut être nécessaire si le volume de sol disponible dans les bacs n'est pas suffisant à leur autonomie.

Les « Living Walls » permettent l'accueil d'une plus large gamme d'espèces (herbacées ou semi-ligneuses). Il s'agit de technologies récentes, plus complexes et dont le coût est supérieur au « GF », que ce soit à l'installation ou à l'entretien. En effet, un LW implique un système d'irrigation automatique pour alimenter en eau et bien souvent en nutriments (ferti-irrigation), un substrat distribué verticalement le long du mur par l'intermédiaire de divers contenants, fixés à même le mur ou sur une structure portante indépendante. Cela dépend du poids du dispositif et de la portance des murs.

Les LW sont le plus souvent composés d'un ensemble de modules de taille réduite ($\leq 1 \text{ m}^2$), interconnectés et contenant leurs propres substrats et éléments d'irrigation, afin de faciliter la maintenance en cas de défectuosité. De nombreux systèmes de LW existent, chacun avec leurs avantages et inconvénients. Bien que portant des noms différents en fonction des auteurs, on peut identifier 3 types majoritaires de LW selon la littérature : les « Panels » (P), les « Soil-cells » (SC) et les « Soil-less » (SL). Premièrement, très peu présents dans la littérature, les LW « Panels » sont composés de contenants d'une épaisseur donnée, construits en matériaux légers (aluminium, plastique spécifique...). Percés de diverses alvéoles, les végétaux s'y enracinent et ont accès à un volume continu de substrat, de la taille du module. Bien qu'idéal pour la végétation, ne fût-ce que du point de vue de l'espace racinaire, ce genre de dispositif où le substrat s'apparente à un sol est encore peu répandu étant donné leur poids important. Il existe donc d'autres dispositifs créés dans le but de réduire la masse du système qui, bien que plus courants, s'éloignent des relations sols-plantes traditionnelles. Certains modules, toujours de type « panels » s'apparentent à des cages grillagées (gabions) dans lesquelles un géotextile contient, le plus souvent, un substrat monocomposant organique capable de retenir beaucoup d'eau comme de la sphagnum ou de la fibre de coco. Ce genre de dispositif se rapproche davantage de l'hydroponie, nécessitant un flux d'eau important dans lequel sont ajoutés les éléments nutritifs nécessaires à la survie des végétaux. Quant aux systèmes

Introduction.

« soil-cell » et « soil-less », ils sont les Living Walls les plus fréquents à l'heure actuelle. Dans l'optique de diminuer la masse des modules de Living Walls, les « soil-cells » réduisent le volume de substrat disponible par module. Ils ne contiennent alors pas un volume continu sur la totalité de leur surface, mais sont composés d'un ensemble d'alvéoles indépendantes les unes des autres, contenant le substrat jugé nécessaire à la vie d'une plante. Les alvéoles sont de petits contenants de formes diverses, ressemblant à des pots de jardinage ou à des poches. Ceux-ci sont fabriqués en matériaux durs ou absorbants comme du feutre horticole. Le substrat contenu dans ces « cellules », soit de type sol, soit purement organique/minéral, est alimenté en eau par l'intermédiaire d'une couche absorbante avec laquelle les pots/poches sont en contact ou grâce à une ligne de goutteurs située au-dessus de chaque ligne de pots/poches. Enfin les systèmes « soil-less », autrement appelés « Felt Layers », reposent sur des techniques purement hydroponiques. Souvent continus sur l'entièreté de la surface d'un mur (non modulaire), ils sont légers et composés de différentes couches (layers) s'empilant les unes sur les autres. Tout d'abord un panneau en bois traité ou en PVC spécifique est fixé au mur, servant de support pour la pose d'une couche d'un matériau étanche. Ensuite, deux couches de matériaux absorbants tels que de la laine de roche, du feutre horticole,... (non biodégradables pour la persistance du système) sont ajoutées. Entre celles-ci, se trouve le système d'irrigation disposé à différentes hauteurs stratégiques. Les végétaux développent alors leur système racinaire entre ces deux couches qui retiennent eau et minéraux distribués par un flux quasi continu de ferti-irrigation (hydroponie).



Source des images : 1,2 : Medl et al., 2017 ; 3 : Manso et Castro Gomes, 2014 ; 5,6,7 : Centre scientifique et technique de la construction (CSTC), Belgique; 4,8 : growinggreenguide.org ; 9 : gardenbreizh.org ; 10 : nerftuinen.be ; 11 : inexhibit.com

Figure 1 : typologie synthétique actuelle des murs végétalisés. Basée sur la synthèse de l'information contenue dans les articles suivants : Dunnett et al., 2008; Jim, 2015; Manso et al., 2015; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Medl, Stangl, & Florineth, 2017; Riley, 2017.

Introduction.

1.2.3 Green Walls et biodiversité : les lacunes dans la recherche et les conceptions actuelles.

Aujourd'hui, la mise en place de Vertical Greening Systems a pour moteur des raisons ornementales (Francis, 2011) telles que l'esthétisme du végétal en tant que matériel de construction, (Riley, 2017) mais surtout, les bénéfices environnementaux qu'ils sont supposés fournir (Francis, 2011). En effet, les recherches actuellement réalisées sont centrées sur les bénéfices des VGS pour le microclimat urbain, en passant par la rétention des eaux de pluie, la purification de l'air et de l'eau ou encore l'amélioration de l'isolation des bâtiments (Francis et al., 2011 ; Medl, Stangl, & Florineth, 2017). Ce dernier sujet est un des plus étudiés (Pérez-Urrestarazu et al., 2015) et représente une des motivations principales pour l'installation des VGS (Madre et al., 2015).

Bien que déjà avancée, la recherche actuelle en matière de murs verts présente encore de nombreuses lacunes. Les auteurs font souvent référence à des bénéfices bien connus de la végétation en ville et des Green Roofs sur l'environnement urbain, sans pour autant s'assurer de leur transposition dans le domaine des murs végétalisés (Medl, Stangl, & Florineth, 2017). D'ailleurs, les liens entre Green Walls et Biodiversité restent particulièrement peu étudiés et sont encore moins considérés dans la conception des dispositifs actuels, au contraire des bénéfices pour l'Homme et les bâtiments (Köhler, 2008; Weinmaster, 2009; Francis, 2011; Mayrand et al., 2018). Seulement 4 études sur le sujet ont été répertoriées dans la littérature au 30/05/18 (Chiquet et al., 2013; Madre et al., 2015; Mayrand et al., 2018).

Les green-façades, bien qu'utilisées comme habitats de substitution par des oiseaux et des arthropodes (Chiquet et al., 2013; Madre et al., 2015), ne permettent pas l'accueil d'une biodiversité élevée. Les végétaux utilisés sont exclusivement grimpants or, les espèces de grimpantes en zones tempérées sont peu nombreuses, d'autant plus que les ligneuses, vivaces et sempervirentes sont préférées (Jim, 2015). De plus, si l'on s'intéresse à l'indigénat des lianes utilisées (bien que rarement pris en compte), le nombre d'espèces est encore réduit. Par exemple, la Belgique ne compte que 3 espèces de vraies lianes : le lierre, le chèvrefeuille et la clématite sauvage. La plupart du temps, ce genre de structures est donc monospécifique, résultant en une couche uniforme de végétation, homogène sur le plan abiotique (Mayrand et al., 2018), peu propice à l'établissement d'autres espèces de plantes spontanées (Köhler, 2008) et de leur cortège associé.

Les Living walls possèdent un haut potentiel pour la création de communautés diversifiées. En effet, les LW peuvent être végétalisés avec des espèces autres que grimpantes et appartenant à des formes de vie variables, ce qui élargit fortement le panel d'espèces potentielles et la structure du milieu créé (Mayrand et al., 2018).

Luxuriants, isolants, protecteurs et aussi légers que possible, les choix derrière la conception des LW actuels vont souvent à l'encontre de la durabilité et de la fonction d'habitats des Vertical Greening Systems, les rendant peu propices à l'accueil de la biodiversité (Francis, 2011; Mayrand et al., 2018). Les Living Walls de type « Soil-cell » / « Soil-less » et basés sur l'usage de techniques hydroponiques

Introduction.

sont actuellement les plus répandus (Riley, 2017; Fernandez-Canero et al., 2018). Peu durables, ces systèmes nécessitent un flux d'eau et de nutriments quasi permanent (Manso et al., 2015). En effet, ceux-ci sont caractérisés par l'absence de substrats et ne sont donc pas sujets à faire de réelles réserves (eau et nutriments). Leur bon fonctionnement et leur aspect visuel reposent alors essentiellement sur l'efficacité et la fiabilité des systèmes de ferti-irrigation (Fernandez-Canero et al., 2018) dont la durée de vie n'est estimée qu'à 8 années au plus (Ottelé et al., 2011). De plus, l'incidence environnementale de leurs composantes est souvent importante (usage de plastique à courte durée de vie, géotextile non biodégradable...) (Ottelé et al., 2011 ; Riley, 2017). En matière de biodiversité, les LW actuels présentent de nombreux désavantages qui s'articulent autour de 3 éléments clés : la sélection du substrat, la maintenance du système, et surtout, la sélection des espèces végétales.

Qui dit légèreté des systèmes dit simplification du substrat utilisé (monocomposant organique/minéral/artificiel) et/ou la limitation voire la suppression totale de la présence de substrat (Jim, 2015 ; Fernandez-Canero et al., 2018). Par-là, la survie des espèces est dépendante de la ferti-irrigation (Fernandez-Canero et al., 2018), les possibilités d'hétérogénéité abiotique au sein du substrat sont réduites, la colonisation par des plantes spontanées limitée, tout comme l'activité de la microfaune/microflore du sol et le développement d'interactions racinaires entre espèces. De plus, les systèmes hydroponiques actuels sont dépendants d'un haut niveau de maintenance pour garantir leur aspect visuel (Francis et al., 2011; Pérez et al., 2011; Perini et al., 2013; Manso et al., 2015; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Mayrand et al., 2018) allant à l'encontre des colonisations spontanées par plantes et animaux (Mayrand et al., 2018).

Quant aux plantes traditionnellement utilisées, leur esthétisme (Manso et al., 2015) et les bénéfices environnementaux qu'elles apportent (Cameron et al., 2014; Fernandez-Canero et al., 2018) priment souvent sur leur adaptation à la verticalité et aux gradients qui en découlent. Des taux importants de remplacements annuels de la végétation sont donc à déplorer, pouvant parfois atteindre de 30% à 50% en fonction des systèmes (Ottelé et al., 2011 ; Pérez-Urrestarazu et al., 2015). Cependant, des articles récents conseillent un choix raisonné d'espèces végétales, nécessitant peu d'eau et de nutriments afin de limiter les apports par ferti-irrigation (Manso et al., 2015; Mayrand et al., 2018). De même, les auteurs conseillent de tenir compte du microclimat local et ce, même à l'échelle du mur étant donné les nombreux gradients liés à la verticalité (vent, luminosité, humidité du substrat, température...) (Perini et al., 2013; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Fernandez-Canero et al., 2018). Malheureusement, même quand cela est pris en compte, l'indigénat des espèces n'est encore (presque) jamais considéré. Les exotiques et ornementales dominent, mises en avant uniquement pour leur habilité à survivre dans les conditions difficiles des GW (Yalcinalp et al., 2017). Certains auteurs déconseillent même l'usage d'espèces natives pour des raisons « de mauvaises performances » (Oberndorfer et al., 2007 ; Fernandez-Canero et al., 2018). Associé à une maintenance intense (Mayrand et al., 2018), ce choix peut être considéré comme illogique, non durable, (Yalcinalp et al., 2017) voire même contreproductif en matière de biodiversité (Mayrand et al., 2018). En résumé, la végétation traditionnellement choisie

Introduction.

sur murs végétalisés ne s'inscrit pas dans la flore et le contexte régional, perdant alors toute cohérence écologique, risquant même d'entrer en compétition avec la biodiversité locale et de contribuer à l'homogénéisation des cortèges d'espèces à l'échelle globale.

Dès lors, afin que ce nouveau type d'infrastructures vertes remplisse ses objectifs de multifonctionnalité, il est nécessaire que de nouveaux essais voient le jour dans le but de concevoir, de manière optimale, les Green Walls afin d'améliorer la biodiversité urbaine (Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Mayrand et al., 2018) tout en conservant/améliorant leurs autres avantages pour l'Homme, réelle opportunité pour promouvoir leur implémentation.

1.3 Concevoir des Living Walls pour la biodiversité :

Comme en témoignent la plupart des recherches actuellement menées, la réflexion sur la mise en place de Green Walls pour la biodiversité est récente. Après identification des principaux points négatifs cités plus haut, certains auteurs formulent des hypothèses sous forme de recommandations afin d'améliorer le potentiel des LW pour la biodiversité. Il serait tout d'abord question d'augmenter le volume de substrat disponible pour les végétaux par l'usage de nouveaux contenants non cloisonnés et où les espèces végétales peuvent interagir (Mayrand et al., 2018). Ensuite, le substrat utilisé doit être imaginé, dans sa structure et sa composition, plus proche de ce qui est rencontré en milieux naturels et donc d'un sol. Ce substrat de type « sol » permettrait potentiellement des colonisations spontanées d'organismes végétaux et animaux, tout comme le développement d'une activité microbiologique importante pour les performances écologiques des LW (Mayrand et al., 2018). Une moindre maintenance et de meilleures performances écologiques reposent essentiellement sur un choix raisonné d'espèces végétales. Se tourner vers un choix d'espèces natives et cohérentes permettrait aux LW de soutenir la faune indigène (Lundholm, 2006; Oberndorfer et al., 2007; Dunnnett et al., 2008; Van Bohemen et al., 2008; Deguines et al., 2016) fournissant aux espèces les ressources appropriées (Lundholm, 2006) avec lesquelles elles ont co-évolué. De plus, une végétation native adaptée au substrat sélectionné et au microclimat des murs végétaux garantirait potentiellement une meilleure adaptabilité aux conditions climatiques locales, une survie accrue, une moindre maintenance et en définitive, des LW plus autonomes et écologiquement performants (Douglas et al., 2010; Maslauskas, 2014; Mayrand et al., 2018).

De plus, des assemblages d'espèces natives présenteraient une plus grande stabilité dans le temps et un meilleur maintien de la richesse spécifique à long terme (Cook-Patton et al., 2012). En effet, ayant évolué ensemble, les espèces présentent davantage de complémentarités et d'interactions, permettant un meilleur usage de la ressource disponible (Wilsey et al., 2009).

Prendre en compte l'ensemble de ces recommandations nous mène à l'hypothèse logique qu'un Living Wall favorable à la biodiversité doit être conçu structurellement et fonctionnellement plus proche d'un habitat naturel. Pour ce faire, la logique des « habitats analogues » ou « habitat templates » (Lundholm, 2006) semble particulièrement adaptée.

Introduction.

Concept émergeant en écologie urbaine, un habitat analogue est un écosystème d'origine humaine capable de soutenir la biodiversité indigène car il ressemble, de façon structurelle et/ou fonctionnelle, à des habitats naturels présents dans la matrice écologique où il est implanté (Lundholm et al., 2010). Cette définition se base sur les observations de J. Lundholm (2006) qui remarque que l'Homme, par le développement de ses infrastructures, met en place un ensemble de conditions abiotiques spécifiques, un « template », que l'on peut retrouver à l'état naturel. Le template d'un habitat fait donc référence à l'ensemble des caractéristiques abiotiques quantifiables qui permettent de le distinguer d'un autre habitat (Lundholm, 2006). Il serait donc possible de concevoir les Green Walls en tant qu'habitats analogues à des écosystèmes naturels locaux desquels ils sont structurellement proches. Selon l'hypothèse, les végétaux de ces écosystèmes présenteraient un ensemble de préadaptations pour survivre dans les milieux de Green Roofs & Green Walls présentant des contraintes similaires (Lundholm et al., 2010). Cette logique d'habitats analogues devrait également s'étendre à la sélection d'une irrigation et d'un substrat cohérent en regard de la végétation sélectionnée afin de garantir la fonctionnalité du système. On peut alors espérer, qu'en comparaison aux assemblages d'espèces exotiques et aux conditions hydroponiques purement artificielles traditionnellement utilisées, un mur végétal pensé comme un analogue d'habitat naturel indigène présenterait un grand intérêt pour le renfort du réseau écologique urbain, nécessiterait moins d'intrants, serait plus stable, plus autonome et donc potentiellement plus durable (Boisson et al., 2018). Pour atteindre ces objectifs, demeure une question cruciale : de quels habitats les Living walls peuvent-ils être les analogues ?

1.4 Les Living Walls comme analogues d'habitats naturels :

Certains auteurs identifient les dispositifs actuellement les plus utilisés à des versions très simplifiées d'écosystèmes de cascades (Weinmaster, 2009; Madre et al., 2015; Mayrand et al., 2018). En effet, l'irrigation de type hydroponique tend à maintenir artificiellement des conditions homogènes de forte humidité sur l'ensemble des modules végétalisés (Mayrand et al., 2018). Cependant, pour des raisons de durabilité évidente, ce genre de système n'est pas à favoriser. Une fois l'irrigation limitée, et en fonction des expositions, on peut s'attendre à ce que les conditions rencontrées sur LW varient d'une humidité intermédiaire à des conditions de sécheresse intense liées à une exposition au soleil direct (absente au Nord ou permanente au Sud) et des températures demeurant fraîches à chaudes. De plus, comme sur les toitures végétales, le manque d'entraves au passage du vent peut entraîner des dessèchements plus importants du substrat ainsi que des dommages à la végétation et reste un facteur important à considérer dans son choix (Dunnett et al., 2008; Maslauskas, 2014; Mayrand et al., 2018). Cependant, la verticalité du système et les volumes de substrats limités pour raisons architecturales restent les deux facteurs principaux à considérer dans le choix de l'écosystème modèle. En effet, les habitats verticaux font partie des écosystèmes les plus extrêmes (Mayrand et al., 2018). De la verticalité découle l'exposition (Larson et al., 2000; Jim, 2015) qui régit en grande partie les différentes variantes d'humidité du substrat et de l'air, d'ensoleillement et de température

Introduction.

précédemment identifiées. Associés aux vents, ces paramètres sont également caractérisés par des gradients verticaux à l'échelle du mur (Fernandez-Canero et al., 2018), particulièrement en ce qui concerne la disponibilité en eau et en air du substrat suite à un drainage important selon l'axe vertical (Jørgensen et al., 2014). Quant à la faible quantité de substrat, ses effets se traduisent surtout dans la limitation de l'espace disponible pour le développement racinaire et dans des fluctuations rapides de la température par manque d'effet tampon. Dès lors, nous pouvons faire l'hypothèse que choisir comme modèle des habitats naturels/semi-naturels verticaux/en forte pente, où le substrat est peu disponible et superficiel, de préférence pauvre et sec pour limiter les intrants, semble cohérent. En cela, les habitats de falaises et de murs spontanément colonisés constituent donc des exemples intéressants (figure 2).

L'idée de s'inspirer des falaises n'est pas neuve, premièrement conseillée par Lundholm J. (2006) et reprise ensuite par de nombreux auteurs (Lundholm, 2006; Freed et al., 2008; Francis, 2011; Madre et al., 2015; Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Mayrand et al., 2018). Le « template » des Living walls peut en effet présenter de nombreuses similitudes avec cet écosystème. Décrites comme uniques par l'ensemble des contraintes qui les caractérisent, les falaises présentent une flore adaptée au manque de sol et d'espace racinaire, au vent, à l'absence de précipitations directes, à des variations de température rapides et au nombre limité de ressources (Larson et al., 2000). Qualifiées de « drought tolérant », les espèces succulentes, sclérophylles, voire même reviviscentes, ne sont pas rares.



Figure 2 : illustration des écosystèmes de falaises (A), de murs spontanément colonisés (B) et de leur coexistence (C). Forteresse de Montaigle, vallée de la Molignée, Belgique.

Introduction.

En effet, la verticalité et la gravité y sont des facteurs très importants pour l'organisation des communautés, impliquant une perte constante de matériel nutritif (débris organiques), d'eau par ruissellement et limitant toute formation et accumulation de sol. Pour la plupart des espèces végétales, le seul endroit où la vie est possible se trouve au niveau de fissures et autres craquelures de la roche, formant des micro-habitats où l'accumulation d'un peu de sol, de matières organiques et d'eau est possible, limitant parfois à l'extrême l'espace disponible pour leur système racinaire. Dès lors, les espèces pérennes à longue durée de vie y sont favorisées, au contraire des thérophytes dont les propagules sont perdues en grand nombre. De plus, associée au vent, la gravité impacte la sélection des végétaux et leur schéma de croissance. En découle un milieu peu productif, globalement peu influencé par l'Homme, mais de grand intérêt et caractérisé par de nombreuses espèces rares, voire endémiques (Larson et al., 2000).

Quant aux écosystèmes de murs spontanément colonisés, Francis R. (2011) conseille de se baser sur notre compréhension de leur écologie et des espèces qui les colonisent pour concevoir des Living Walls plus intéressants pour la biodiversité, où la colonisation spontanée est possible et demandant une moindre maintenance (Francis, 2011). De plus, ces écosystèmes semi-naturels présentent des pools d'espèces communs avec les falaises étant donné leur fréquente coexistence (figure 2 C). Ils présentent également de nombreuses similitudes abiotiques (Larson et al., 2000; Lundholm, 2006; Francis, 2011) telles que la verticalité et ses effets sur la formation d'un sol (Segal, 1969; Duchoslav, 2002) l'importance des micro-habitats de type fissures et crevasses (Segal, 1969; Lisci et al., 1992; Duchoslav, 2002; Francis, 2011), l'importance des précipitations indirectes et du matériau pour les réserves en eau (Lisci et al., 1992 ; Francis, 2011), des variations de température rapides (Duchoslav, 2002), l'impact déterminant de l'orientation (Segal, 1969; Francis, 2011) ainsi que les effets du vent sur la dessiccation du substrat et la croissance des végétaux (Francis, 2011). Cependant, au contraire des falaises, les murs sont un milieu perturbé par l'Homme, ce qui n'est pas sans influencer leur pool d'espèces. Ils constituent des habitats pouvant être modérément riches (Duchoslav, 2002) par apports d'intrants anthropiques (Lacey et al., 2009). On y compte de nombreuses espèces généralistes (Francis, 2011), compétitrices (Duchoslav, 2002) et jusqu'à 25% d'espèces non natives. Le milieu présente tout de même une bonne proportion de stress tolérant (Francis, 2011) et de chasmophytes (Segal, 1969; Larson et al., 2000) et reste intéressant étant donné sa diversité et sa fonction importante d'habitat pour la flore et autres organismes en ville (Francis, 2011).

Bien que ces analogies viennent intuitivement en tête et malgré leur citation par de nombreux auteurs, la mise en place de Living Walls en tant qu'analogues d'habitats de falaises et/ou de murs, n'a encore jamais été tentée. Cela fera donc l'objet de ce mémoire.

2. Objectifs.

Sur base de ces constats, une expérimentation préliminaire a été mise en place afin de tester la mise en œuvre de « Living Walls » modulaires analogues aux habitats de falaises et/ou de vieux murs spontanément colonisés par la végétation. Cette expérimentation se base sur :

- 1) La conception et la mise en place de prototypes de « Living Walls » modulaires voulant reproduire un ensemble de conditions résultant du croisement de contraintes majeures rencontrées dans les habitats naturels et semi-naturels verticaux : spécificité du substrat, accès à l'eau et orientation ;
- 2) Le suivi de paramètres abiotiques sur ce dispositif expérimental (contenu volumique en eau du substrat, pluviométrie, température, humidité atmosphérique) ;
- 3) Le suivi des performances, sur les modules expérimentaux créés, de 8 espèces végétales par mesure de fluorescence chlorophyllienne, de la mortalité végétative aérienne qui en découle et de l'évolution du recouvrement spécifique à l'échelle des modules expérimentaux. Les 8 espèces qui ont été sélectionnées parmi la flore wallonne retrouvée sur les habitats de falaises et de vieux murs, appartiennent à différentes formes de vie et sont caractérisées par différentes écologies.

Par-là, il est question d'identifier les paramètres propices au développement et au maintien des différentes espèces testées et donc à la conception de ce nouveau type de Living Walls pour en faire des recommandations et soulever différentes pistes en vue de futurs tests.

3. Méthodologie :

3.1 Site d'étude :

L'expérimentation a été mise en place sur le Campus de Gembloux Agro-Bio Tech, (Gembloux, Belgique, 50° 33' 49" N ; 4° 42' 9" E). Une surface d'environ 126 m² a été délimitée (18x7m) sur une zone horizontale où l'influence de l'ombre des bâtiments avoisinants est limitée durant la période d'étude. Le climat à Gembloux est de type tempéré chaud, soit de type « Cfb » selon la classification de Köppen Geiger et donc, soumis à des précipitations relativement importantes même durant les mois les plus secs (Rubel & Kottek, 2010; Climate-Data.org, 2018). La température moyenne annuelle est de 9.8 °C pour un total moyen de précipitations annuelles de 833.7 mm s'échelonnant entre des moyennes mensuelles de 54 mm à 80 mm sur la période d'étude (avril-juillet). Les vents dominants sont de secteur sud-ouest avec un rayonnement solaire (kWh/m²/jour) maximal entre juin et juillet (Institut Royal de Météorologie, 2010a).

3.2 Conception des modules de murs végétalisés :

Les modules expérimentaux de murs végétalisés utilisés ont été créés pour correspondre aux besoins de l'expérimentation. Leur conception s'inspire des murs « antibruit » actuellement produits par la firme Métal Déployé Belge (MDB), utilisés en habillage de bâtiments ou comme « barrières » le long des axes routiers. Autoportants, ces murs « antibruit » sont enchâssés entre 2 poutres HEA.

Le matériau « antibruit » a ici été remplacé par du substrat afin de créer des Living Walls de type modulaires où l'ensemble des végétaux d'un module profite d'un volume de substrat continu et commun (figure 3). Il s'agit de caissons en bois (Panneaux Multiplex Marin non backélinés en Mérantis, 18mm d'épaisseur) de 200 cm de long, 110 cm de haut et 13cm de profondeur (volume interne $\approx 0.286\text{m}^3$). La base des modules a été percée d'une ligne de 8 trous drainants de 2 cm de diamètre, espacés de 22 cm et situés à 6,5 cm de l'arête inférieure longue de chaque module. Un morceau de Géotextile a été placé dans le fond des modules pour éviter que du substrat ne puisse être perdu. De plus, pour permettre à l'eau de drainage de s'évacuer, chaque module a été surélevé grâce à une série de 4 parpaings en béton de 19cm de hauteur et équidistants. L'ensemble des jointures entre les différentes pièces de bois a été siliconé afin de prévenir les pertes d'eau (silicone universel pour usage extérieur, Soudal ©). La face avant est composée d'une feuille unique de métal déployé de type SUPRÊME 200 XL de dimensions standards (Aluminium brut 3mm, format LD 200 x CD 110cm, © Metal Déployé Belge). Ces feuilles de métal permettent de maintenir le substrat en place tout en le rendant accessible au niveau de chaque ouverture, appelée « maille ». L'ouverture des mailles a été orientée vers le haut (dimension ouverture : 14 cm x 2cm) en vue des plantations/semis. Pour les besoins de l'expérimentation, l'influence des précipitations a été limitée à l'interception par la végétation et au battement de la pluie sur les faces avant. Pour ce faire, des toits, légèrement inclinés, en tôle ondulée transparente ont été réalisés et positionnés sur le dessus des modules, initialement à

15cm du substrat pour permettre sa ventilation et dans l'optique de limiter le risque d'un effet de serre trop important.

De l'eau a été apportée aux modules concernés par l'intermédiaire d'un système goutte à goutte automatique, piloté par timer digital (Gardena Microdrips system ©). Ce système, dans le cadre spécifique de l'expérience, sera décrit au point 3.4.1 (b).

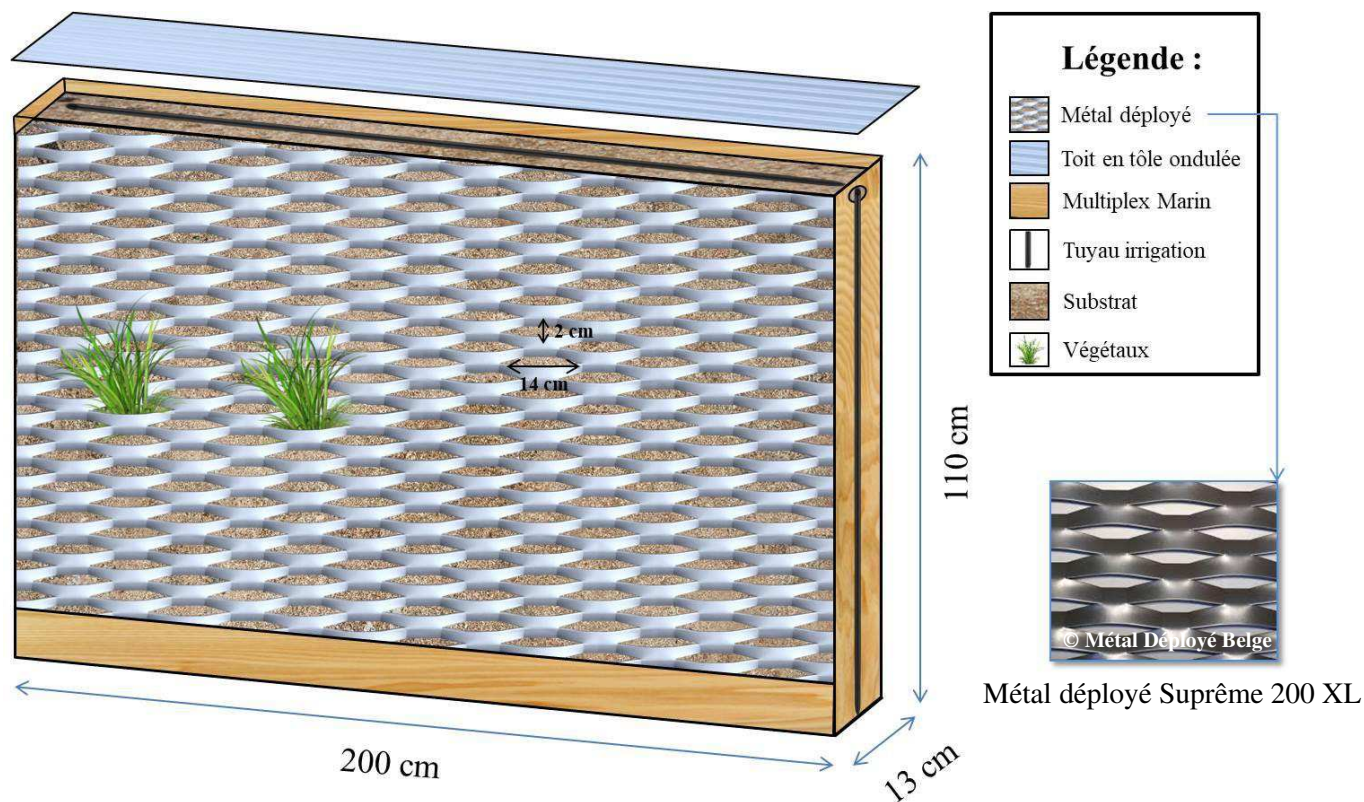


Figure 3 : Représentation schématique d'un module expérimental de murs végétalisés comme conçu dans le cadre de ce projet.

3.3 Sélection des espèces végétales :

Huit espèces natives d'écosystèmes de Belgique ont été sélectionnées sur base de la logique des « habitats analogues » pour composer le mélange testé.

En Wallonie, les habitats de falaises mis en avant pour la sélection des espèces sont repris sous les codes WalEunis et Natura 2000 « H3.2 » et « 8210 » respectivement (fentes et crevasses des rochers calcaires). Quant aux murs spontanément colonisés, ils sont repris sous les codes WalEunis appartenant à la catégorie « J » (biotopes construits).

Les pools d'espèces propres à ces habitats ont été identifiés sur base de la consultation d'un article scientifique (Piqueray et al., 2007), de différentes bases de données (DEMNA, observatoire biodiversité Wallonie ; Fiches web de la typologie WaleUNIS, Dufrêne M. & Delescaille L.M., 2005) ainsi que de la littérature « grise » naturaliste (Duvigneaud, 1989; Duvigneaud et al., 1989, 1997, 1998) Ensuite, parmi ces ensembles, les espèces testées ont été sélectionnées de manière non aléatoire sur base d'une analyse des traits des espèces, lors d'une étude préalable. Cette dernière a abouti à la

création d'une application Excel © (Microsoft Corporation, 2010) qui a permis d'identifier un pool de 83 espèces potentielles (Cfr Annexe I) sur base de leur ressemblance/dissemblance à un ensemble de « combinaisons types » de valeurs de traits identifiées comme idéales pour la végétalisation de murs végétalisés durables parmi les 6 traits suivants : types biologiques (selon Raunkier) ; surface foliaire spécifique ; longévité ; reproduction clonale ; mode de dispersion sexuée ; stratégie de Grime (Cfr. Projet "Murs Verts" Baudoux T., Glaude E., Massoz N., Reniers J., 2017).

Au départ de ce pool d'espèces préalablement identifié, d'autres critères écologiques ont permis d'aboutir à l'ensemble ici testé. Il s'agit principalement des indices de tolérance écologique selon Ellenberg (1988) et Julves (1998) en matière de luminosité, d'humidité édaphique, de pH du sol et de besoins trophiques. Les gammes de variations retenues sont les suivantes : Luminosité, sciaclines à hyperhéliophiles ; Humidité édaphique : mésohydriques à hyperxérophiles ; Niveau trophique : mésotrophes à hyperoligotrophes ; Préférence pH : neutrocline à basophile (Ellenberg, 1988; Julve, 1998). Ces gammes ont été sélectionnées afin de représenter des variantes plus sèches/humides, ensoleillées/ombragées des habitats de murs spontanément colonisés et de falaises. Des considérations horticoles et utilitaires ont également été considérées afin d'affiner le choix : persistance du feuillage (persistant à semi-persistant), floraison (période et diversité des couleurs), période de plantation (avril inclus). Chaque espèce devait bien évidemment être disponible dans le commerce wallon. Enfin, des caractéristiques propres aux modules expérimentaux (nombre de lignes végétalisables, nombre de mailles disponibles par lignes) ont été prises en compte afin de déterminer le nombre d'espèces testées. Le mélange ainsi formé se veut structurellement diversifié, composé d'espèces appartenant à diverses formes de vies (fougères, graminées érigées/cespiteuses, dicotylédones) pour favoriser les interactions et la complémentarité entre espèces végétales (Wilsey et al., 2009).

Deux fougères (*Asplenium trichomanes* L., 1953 ; *Asplenium scolopendrium* L., 1953), deux graminées (*Melica ciliata* L., 1753; *Sesleria caerulea* (L.) Ard., 1763), une dicotylédone succulente (*Sedum album* L., 1753) et 3 dicotylédones non succulentes (*Geranium sanguineum* L., 1753; *Helianthemum nummularium* (L.) Mill., 1768 ; *Cymbalaria muralis*, G.Gaertn., B.Mey. & Scherb., 1800) composent le mélange testé (tableau 1). Bien que pouvant, pour la plupart, se retrouver sur les écosystèmes de murs spontanément colonisés, l'ensemble de ces espèces sont reprises dans les associations phytosociologiques qui caractérisent la végétation des fentes et des rochers calcaires (H3.2/8210), que ce soit en tant qu'espèces spécialistes ou compagnes (Info Flora, 2018; La biodiversité en Wallonie, 2018). Les individus ont été transplantés sur les modules expérimentaux à l'état de plantules matures élevées en pépinière, dans du terreau en pot de 9x9cm (Prov. : Decoplant-Van Der Schueren & Fils, Villers-la-Ville, Belgique).

Tableau 1 : Tableau synthétique des espèces sélectionnées dans le cadre du test.

Chaque espèce a été sélectionnée au départ d'un pool d'espèce précédemment identifié (Cfr. Projet « Murs Verts », Baudoux, Glaude, Massoz et Reniers, 2017) sur base de considérations écologiques (formes de vie, indices de tolérance écologique selon Ellenberg, 1988 et Julve, 1998) et utilitaires (longévité, persistance du feuillage, période de plantation, période et couleur de floraison).

Nom complet	Milieu(x) naturel(s) d'origine		Formes de vie		Indices de tolérance écologique (Ellenberg, 1988 ; Julves, 1998)				Longévité	Persistance du feuillage	Période de plantation	Période de floraison	Couleur	Photos
	Murs	Falaises			Luminosité	Humidité édaphique	Niveau trophique	Préférence pH						
<i>Asplenium trichomanes</i> L.	X	X	Fougère	Hémicriptophyte	hémihéliophile	xérophile	oligotrophe	neutrocline	Vivace	Semi-persistant	Mar-juin; Sept-Nov	-	-	
<i>Asplenium scolopendrium</i> L.	X	X	Fougère	Hémicriptophyte	sciacline	mésohydrique	mésotrophile	neutrocline	Vivace	Persistant	Mar-Av; Oct-Nov	-	-	
<i>Melica ciliata</i> L.	-	X	Monocotylédone	Hémicriptophyte (graminée érigée)	héliophile	mésoxérophile	mésoligotrophile	basophile	Vivace	Persistant	Mar-juin; Sept-Nov	mai-juin	blanc	
<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	-	X	Monocotylédone	Hémicriptophyte (graminée cespiteuse)	hémihéliophile à héliophile	mésoxérophile	mésoligotrophile à oligotrophile	basophile	Vivace	Semi-persistant	Mar-juin; Sept-oct	mars-avr	brun-vert	
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	-	X	Dicotylédonne	Chaméphyte	hémihéliophile à héliophile	mésoxérophile à xérophile	mésoligotrophile à oligotrophile	neutrocline à basophile	Vivace	Persistant	av-mai; sept-oct	Mai-sept	jaune	
<i>Geranium sanguineum</i> L.	X	X	Dicotylédonne	Hémicriptophyte	hémihéliophile	xérophile	mésoligotrophile à oligotrophile	neutrocline à basophile	Vivace	Semi-persistant	Fev-mai	mai-juill	rose-violet	
<i>Cymbalaria muralis</i> G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.	X	X	Dicotylédonne	Chaméphyte	sciacline à héliophile	mésohydrique	mésotrophile	neutrocline à basophile	Vivace	Semi-persistant	Fev-av; sept-nov	avr-juill	bleue-mauve	
<i>Sedum album</i> L.	X	X	Dicotylédonne	Hémicriptophyte (succulente)	héliophile à hyperhéliophile	xérophile à hyperxérophile	mésoligotrophile à oligotrophile	neutrocline	Vivace	Persistant	Mar-juin; Sept-oct	juin-juill	blanc	

3.4 Dispositif expérimental :

Trois facteurs expérimentaux, essentiels dans la conception de murs végétalisés, ont été croisés et étudiés dans ce travail : substrat (2 substrats conçus et testés dans l'expérimentation, un qualifié de « lourd » et un qualifié de « léger », Cfr. point 3.4.1 (a) p.22), niveau d'irrigation (irrigués, non irrigués 3.4.1 (b) p.25) et exposition (Sud, Nord), soit 8 modalités expérimentales en totalité. Pour chacune de ces modalités, un module de mur végétalisé, comme décrit au point 3.2 (p.17), a été construit. Dans la suite de ce travail, le terme « module » renvoie donc à une modalité expérimentale résultant du croisement d'un niveau du facteur substrat, d'un niveau du facteur irrigation et d'un niveau du facteur orientation (figure 4).

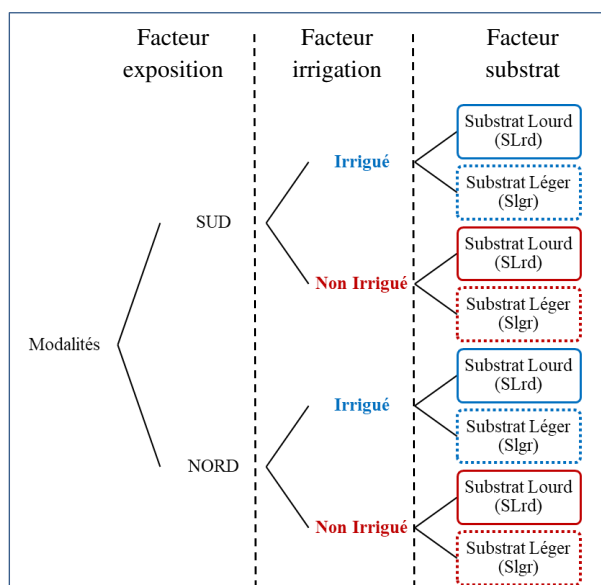


Figure 4 : Organigramme récapitulatif des 8 modalités expérimentales testées. 2 expositions (Sud et Nord), 2 niveaux d'irrigation (irrigués, non-irrigués) et 2 substrats (lourd, léger) ont été testés, donnant lieu, par croisements, à 8 modalités expérimentales.

Huit modules supplémentaires, résultants du croisement des mêmes facteurs ont également été créés dans l'optique de servir de témoins non végétalisés sur lesquels réaliser des mesures sur le substrat, et ce, sans impacter la végétation. Ces 8 modules non végétalisés sont identiques en tout point aux 8 modules végétalisés sauf en termes de dimensions par souci d'espace disponible (Surf : 0,55 m² ; Dim : 50 cm x 110cm, soit le quart d'un module végétalisé) (figure 5).

Ces 16 modules (8 végétalisés et 8 non végétalisés) ont été placés dos à dos selon un axe OUEST-EST, afin d'exposer la face avant de 8 modules « plein Nord » et des 8 autres, « plein Sud ». En effet, ces orientations correspondent aux deux niveaux du facteur « exposition » choisis, car représentant les deux extrêmes des écosystèmes de falaises et de murs en termes d'énergie radiative reçue.

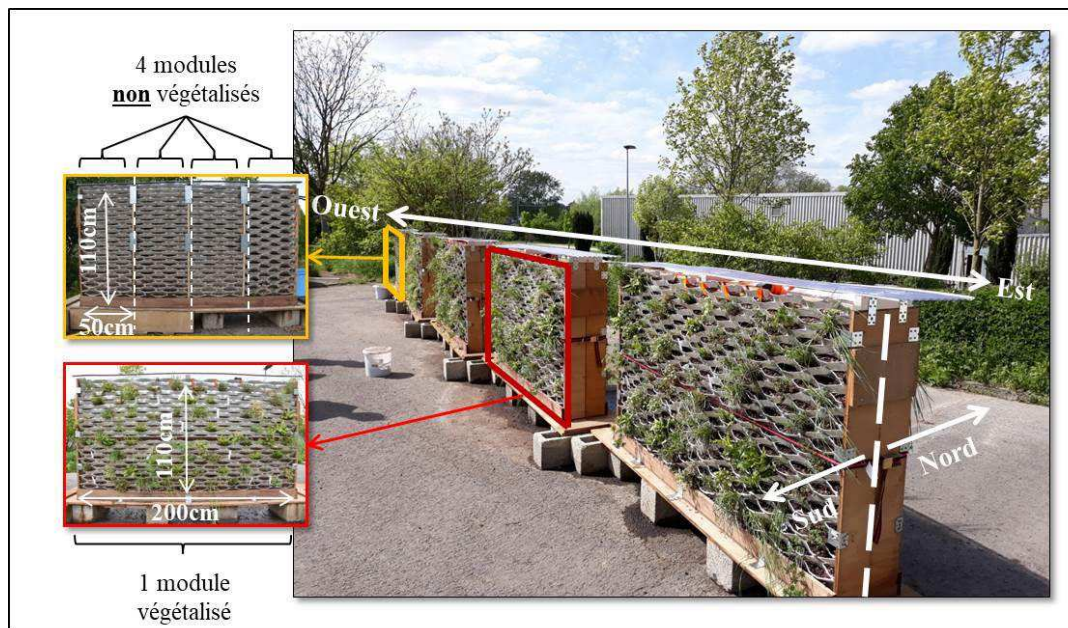


Figure 5 : Photo de 3/4 du dispositif expérimental. Les 8 modules Sud sont visibles (4 végétalisés 200 cm x 110cm ; 4 non végétalisés témoins 50 cm x 110cm).

3.4.1 Facteurs expérimentaux :

a) Sélection des composants et création des substrats :

Pour créer un système de Living Walls le plus durable et autonome possible, la logique des habitats analogues doit être étendue à la recherche d'un substrat cohérent par rapport à la végétation sélectionnée. Deux substrats artificiels ont donc été créés à base d'éléments commerciaux dans l'optique d'approcher davantage les sols/substrats rencontrés naturellement dans les habitats choisis comme analogues, en comparaison aux simples monocomposants traditionnellement utilisés. De cette manière, on peut espérer que le substrat soit capable de mettre en réserve eau et nutriments afin de limiter les intrants. Potentiellement, un substrat plus complexe permettrait de récupérer certaines fonctions biotiques (microfaune, microflore, activité microbienne, symbiose mycorhizienne), probablement importantes pour ses performances écologiques (Mayrand et al., 2018).

Que ce soit dans les écosystèmes de falaises ou de murs spontanément colonisés, les végétaux supérieurs sont présents au niveau des fissures, entre les pierres et au niveau de légères dépressions, soit, là où un peu de matériau fin peut s'accumuler. Cette accumulation peut notamment résulter de la dégradation de la roche, surtout du matériau liant dans le cadre des murs ou encore, par apport via le ruissellement d'eau et par les vents. Le substrat y est très minéral et pauvre en matière organique, peu profond, situé dans/sur une matrice de roche ou d'éléments grossiers issus de la dégradation de cette roche. Bien qu'il s'agisse de roche calcaire pour les habitats sélectionnés, le pH des sols est assez variable et fréquemment en dessous de 7 (Piqueray et al., 2007) et ce, même si les espèces y vivant ont des préférences allant de neutrophile à basophile.

On peut donc supposer qu'un substrat artificiel analogue pour murs végétaux doit contenir une fraction grossière importante (matrice rocheuse/pierres des murs) avec présence d'une fraction fine,

majoritairement minérale et possédant un pH pas trop acide. Augmenter la capacité de rétention du mélange peut également être intéressant afin de maintenir l'aspect visuel des murs en cas de période sèche et lorsque l'irrigation extensive ne suffirait pas.

Sur base de ces informations, d'un recensement des éléments fréquemment utilisés sur murs végétaux/sur toitures vertes extensives (Brunet et al., 2013) et de tests réalisés lors d'une étude préalable (Projet Master 1 STE : Bitton J., Collard L., Delannoy M., Delhez L., Kumba Z, 2017), 4 composants ont été sélectionnés : Billes d'argile expansée (calibre 8-16mm, DCM ©), substrat Zinco © pour toitures vertes extensives, Pouzzolane (pierres de lave) et terreau universel. Le tableau 2 présente la justification de leur choix.

Deux mélanges, dont les proportions sont reprises en tableau 3, ont ensuite été préparés à l'aide d'une bétonneuse électrique 500 W en vue d'identifier les préférences de la végétation sélectionnée en termes de proportions en éléments fins/grossiers et de richesse (eau, nutriments). Le premier substrat a été qualifié de « lourd » (Slourd), alors que le second a été qualifié de « léger » (Sléger). Ces appellations et leurs abréviations seront utilisées dans la suite de ce travail.

Trois de leurs caractéristiques principales (densité à sec/à saturation, capacité de rétention en eau et pH) ont fait l'objet de mesures en laboratoire (protocoles : Usda, 2001) et sont présentées dans la section « Résultats ». Une fois en position, chaque module expérimental de murs végétalisés a été rempli par le haut, avant pose du toit, avec un volume théorique de 0,286 m³.

Tableau 2 : Tableau justificatif du choix des éléments constitutifs des substrats testés.

Appellation	Description		Justification des choix :
Billes d'argile expansée	granulés ronds d'argile (calibre 8-16mm) cuite à haute température présentant une bonne capacité de rétention en eau et capacité drainante.		Charge "caillouteuse" sélectionnée pour éviter le tassement, pour son pouvoir drainant et sa bonne rétention en eau sur le long terme (les billes apportent une certaine fraîcheur comme celle présente à l'intérieur des fissures dans une matrice rocheuse).
Zinco © Substrat toitures vertes extensives	Substrat très minéral (céramiques recyclées enrichies en granulats minéraux sélectionnés) utilisé sur toitures vertes extensives analogues à des habitats de pelouses xérophiles. Faible teneur en matière organique (<6,5%).		Charge "caillouteuse" sélectionnée pour sa richesse minérale : imite les apports issus de la dégradation des roches et des pierres de construction qui composent la matrice rocheuse.
Pouzzolane (Pierres de lave)	Roche volcanique de (calibre 2-11mm) à très longue durée de vie, utilisée comme paillage, comme substrat pur ou en mélange. Très poreuse, elle favorise le drainage. Présente également une grande stabilité, ne s'effrite pas et ne se tasse pas.		Sélectionnée pour imiter la matrice rocheuse calcaire des écosystèmes de falaises mosanes. Préférée au concassé calcaire pour sa densité inférieure et ses microporosités où s'accumule un peu d'eau. Présente un pH qui s'inscrit dans la gamme des écosystèmes calcaires mosans.
Terreau horticole universel	Terreau universel à fertilisation standard : 1kg/m ³ NPK 14-16-18. Source de matière organique et autres éléments nutritifs directement utilisables.		Imite l'accumulation de matériaux fins et meubles dans les fissures des roches et les joints des murs. Tout comme dans les écosystèmes modèles, la fraction fine apporte les éléments directement disponibles essentiels à la croissance des végétaux, retient de l'eau et facilite l'enracinement des végétaux.

Tableau 3 : Composition des substrats créés et testés en pourcentage de chaque élément du volume total. Les caractéristiques (densité à sec, kg/m³ ; capacité de rétention en eau (% volume sec) ; pH) ici présentées sont issues des fiches techniques « fournisseurs ».

	Substrat "Lourd" (SLrd)	Substrat "Léger" (SLgr)	Dens. Sec (kg/m ³)	Rét. eau (% vol sec)	Ph
Argile expansé	10%	10%	487	50	6 - 7
Zinco ©	10%	10%	1000	40	6,5 - 8
Pouzzolane	60%	20%	1200	10	≤ 7
Terreau univ.	20%	60%	230-390	475 - 775	5,5 - 6

Méthodologie.

b) Sélection des modalités d'irrigation :

Deux modalités d'irrigation ont été testées :

1) la moitié des modalités (4 modules sur 8 végétalisés et non végétalisés) n'a reçu aucun apport d'eau extérieur hormis par le battement de la pluie sur la face avant des modules et l'interception par la végétation. Cette modalité a été sélectionnée afin de savoir si l'irrigation est un paramètre essentiel pour le fonctionnement de murs végétalisés mimant les écosystèmes pauvres, xériques et verticaux que sont les murs et les falaises.

2) la seconde moitié des modules a été irriguée de manière extensive par un volume d'eau de 1 L/m²/jour. L'irrigation a été délivrée en goutte à goutte, en haut des modules concernés par l'intermédiaire du système Gardena Micro Drips system ©. L'ensemble des modalités irriguées est connecté à un système d'irrigation unique ramifié en un ensemble de branches (figure 6). Chacune de ces branches a été terminée par une section horizontale située au-dessus des modules, à environ 2cm du substrat. Les 4 modules végétalisés irrigués (2 au nord, 2 au sud), le sont par 4 branches indépendantes dont la section horizontale terminale comporte 12 goutteurs 2,2 l/h max, espacés entre eux de 15 cm. Les modules non végétalisés (2 au nord, 2 au sud) sont irrigués par paire via une section horizontale unique de 100 cm de long comportant 6 goutteurs, soit 3 goutteurs par module (Surface = ¼ modules végétalisés). Le système a été conçu pour que le nombre de ramifications, les différences de hauteurs et la longueur des tuyaux (12 mm de diamètre), entre la source et le début la section terminale de chaque branche soient identiques afin de veiller à la répartition uniforme des débits et des pressions entre les branches. Pour cette raison, deux branches « contrôles » ont été aménagées (figure 6). Ces branches n'irriguent aucun module, mais permettent la division du débit en parts égales, ainsi que le contrôle du volume apporté au cours du temps. Ce volume d'irrigation a été maintenu constant sur la durée de l'expérience (avril-juillet, 1 l/m²et par jour, soit 2,2 l/module végétalisé par jour et 0,55 l/module non végétalisé par jour). Ce volume a été choisi sur base d'un benchmarking d'un ensemble de systèmes de murs végétalisés actuellement commercialisés et de la littérature scientifique récente (Riley, 2017) qui renseigne l'usage de 1 L/m²/jour dans les systèmes de GW qui sont actuellement les plus performants. Le système est piloté par un timer (Gardena flex control ©) et a distribué l'eau tous les jours à 19 h pendant 4 minutes. Ne disposant pas des courbes débit-pression des goutteurs, ce temps d'irrigation a été calculé de manière empirique pour apporter le volume choisi.

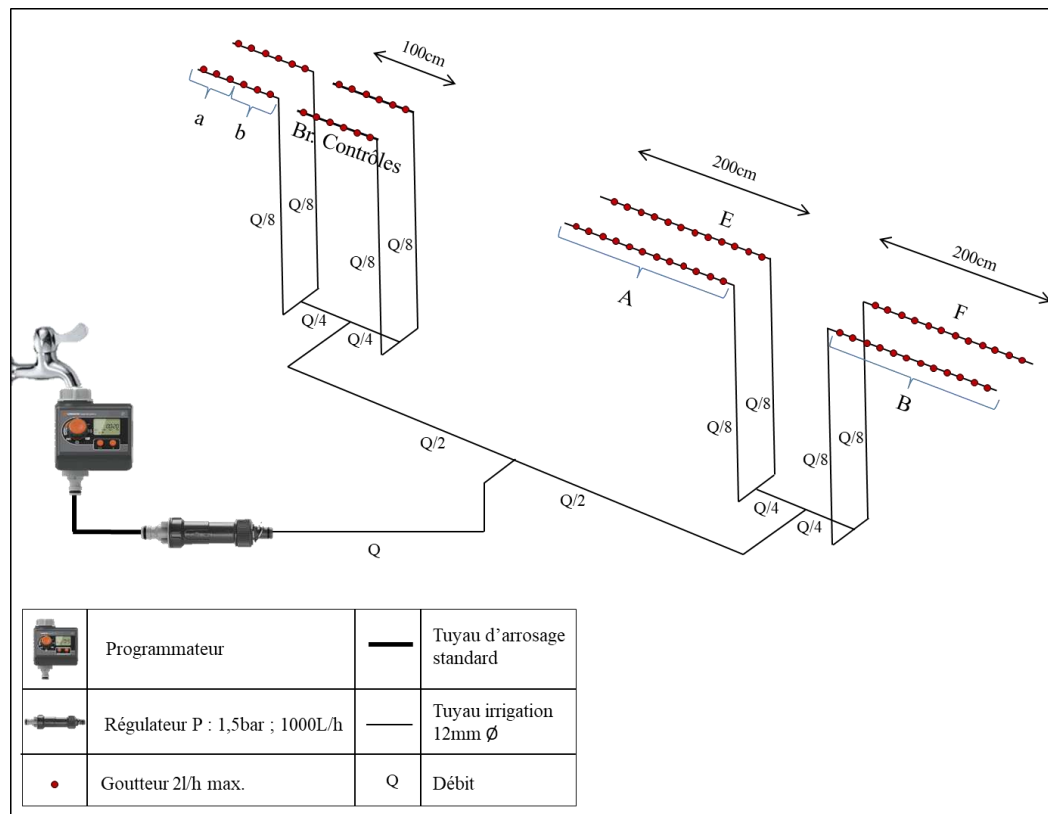


Figure 6 : représentation schématique du système d'irrigation. Les lettres minuscules réfèrent aux 4 modules irrigués non végétalisés (2 au Sud, 2 au Nord) servant à la réalisation de mesures sur le substrat (**a** : substrat lourd, Sud ; **b** : substrat léger, Sud ; **e** : substrat lourd, Nord ; **f** : substrat léger, Nord). Les lettres majuscules réfèrent aux 4 modules irrigués végétalisés (2 au Sud, 2 au Nord) (**A** : substrat lourd, Sud ; **B** : substrat léger, Sud ; **E** : substrat lourd, Nord ; **F** : substrat léger, Nord).

c) Contrôle de l'hétérogénéité liée à l'irrigation :

Étant donné la position des goutteurs du système d'irrigation et les effets de la gravité, une hétérogénéité dans le contenu en eau du substrat selon l'axe vertical, entre le haut et le bas des modules est à attendre (au moins, pour ceux irrigués). Pour tenir compte de ce gradient, chaque module a été divisé en 4 blocs fictifs au sein desquels 2 individus de chacune des 8 espèces ont été répartis de manière aléatoire. Dès lors, un bloc correspond à un ensemble de 6 lignes de mailles de métal déployé, dont deux sont végétalisées. Ces lignes sont suffisamment espacées selon la verticale pour utiliser la disposition en quinconce des mailles et limiter la compétition directe entre individus, mais suffisamment proches afin de pouvoir considérer que les végétaux des deux lignes sont dans des conditions d'humidité du substrat presque similaires (figure 7).

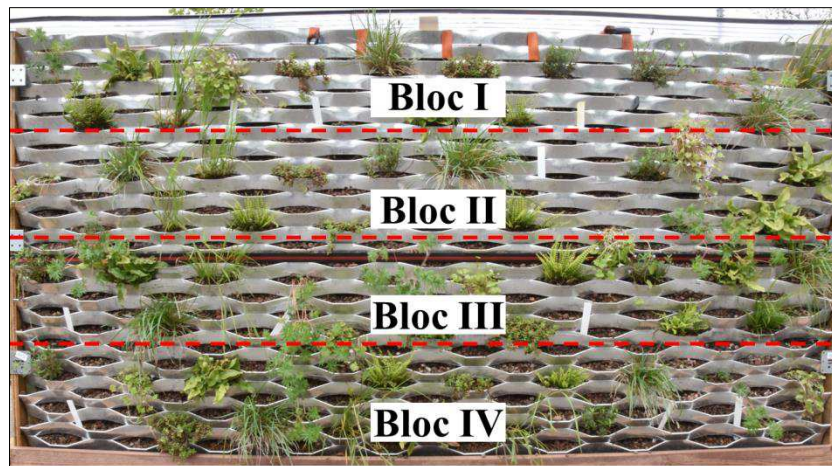


Figure 7 : Illustration des blocs de contrôle de l'hétérogénéité sur un module expérimental. Un bloc correspond à un ensemble de 6 lignes de mailles de métal déployé dont deux sont végétalisées.

3.4.2 Plantation des espèces :

Préalablement à la plantation des végétaux, tous les modules ont été arrosés à l'arrosoir, par le haut, avec un volume saturant de 22L. De plus, chaque module a également été aspergé pendant 1 minute avec un jet diffus au tuyau d'arrosage. Ce régime a été appliqué tous les deux jours pendant 5 jours pour garantir la saturation des substrats au moment de la plantation. Chacun des 8 modules végétalisés l'a été par 64 plants (8 espèces x 2 individus par espèce x 4 blocs par module), soit, un total de 512 végétaux pour l'ensemble du dispositif. Initialement dans du terreau pur, les végétaux en pot de 9*9cm ont subi un trempage de 10minutes, en vue du craquage de la motte pour libérer le système racinaire du terreau. Une fois leurs racines « nettoyées », deux individus de chacune des espèces ont été transplantés par bloc, dans deux mailles leur ayant été attribuées aléatoirement. Dans chaque maille, une petite cavité avait préalablement été creusée selon un axe oblique orienté vers le bas et l'arrière du module. Ces opérations se sont répétées, espèce après espèce. Une fois l'ensemble des 8 modules végétalisés, chacun d'eux a reçu des arrosages « de reprise » tous les deux jours pendant 11 jours. En partant du volume de saturation (22l), le volume apporté à l'arrosoir a été diminué par 2, tous les deux arrosages (22l x2jours ; 11 l x2jours ; 5,5 l x2jours) pour atteindre progressivement le régime d'irrigation définitif des modules. Le tableau 4 résume la phase de plantation. Au-delà du dernier arrosage de « reprise », les modules concernés ont été irrigués avec le volume définitif par l'intermédiaire du système goutte à goutte.

Tableau 4 : Tableau résumé des arrosages de la phase de plantation. Commencement des arrosages préparatoires au 4ème jour avant plantation (19/04/2018). Arrosage définitif appliqué au 13ème jour post plantation (06/05/2018).

	Nb. Jours post plantation								
	-4 (19/04)	-3	-2	-1	0	1	2	3	4
Arrosage :	-	Préparatoire	-	Préparatoire	Plantation	Reprise	-	Reprise	-
Volume (l) :		22l		22l		22l		22l	
Méthode :		Arrosoir		Arrosoir		Arrosoir		Arrosoir	
	5	6	7	8	9	10	11	12	13 (06/05)
Arrosage :	Reprise	-	Reprise	-	Reprise	-	Reprise	-	Définitif
Volume (l) :	11l		11l		5,5l		5,5l		2,2l
Méthode :	Arrosoir		Arrosoir		Arrosoir		Arrosoir		Système Irri.

Méthodologie.

3.5 Mesures :

3.5.1 Paramètres abiotiques :

a) Température ambiante et pluviométrie :

Les données de température et de pluviométrie, pour caractériser la période d'expérimentation (avril-juillet 2018), ont été récoltées par la station ICOS (Système intégré d'observation du carbone) gérée par Gembloux agro-Bio Tech, située à Lonzée (à environ 3 km du dispositif).

b) Température et humidité relative de l'air à la surface des modules :

Suite à l'importance de ces paramètres dans les écosystèmes modèles, la température et l'humidité relative de l'air à la surface des modules ont été suivies. Pour ce faire, chaque module a été équipé d'un datalogger FI84ED © (Française d'instrumentation ©) positionné dans une maille au centre de la face avant (capteur à 2 cm du substrat). Les appareils ont été programmés pour effectuer des mesures toutes les 30 minutes sur toute la durée de l'expérience. Après calcul de moyennes mensuelles, ces mesures permettront potentiellement d'expliquer, en partie, les variations dans l'état physiologique de la végétation, entre les expositions Nord et Sud.

c) Contenu volumique en eau du substrat :

L'humidité du substrat (Soil Water Content (W), en % de la masse sèche) a été suivie dans chacune des modalités, environ tous les 20 jours à partir du moment où le régime d'irrigation définitif a été appliqué. Pour ce faire, la méthodologie préconisée par Pansu (2006) a été utilisée : prélèvement d'un échantillon de substrat – pesée humide - séchage (100 °C, 48 h) – pesée à sec – calcul de l'humidité du substrat selon la formule suivante :
$$W(\%) = \frac{(masse\ humide\ (g) - masse\ à\ sec\ (g))}{masse\ à\ sec\ (g)} * 100.$$
 (Pansu, 2006). Bien que cela soit discutable, les prélèvements de substrat ont été uniquement réalisés sur les modules non végétalisés, créés dans cette optique, afin de ne pas impacter la végétation en endommageant son système racinaire. Six échantillons par modalité et par pas de temps ont été récoltés à l'aide d'une tarière à gouge de 1,5 cm de diamètre. La gouge a été enfoncée dans des mailles spécifiques, horizontalement, jusqu'à ce qu'elle touche le fond arrière du module et ce, à différentes hauteurs : deux en haut (bloc I), deux au milieu (entre les blocs II et III) et deux en bas (bloc IV) en vue de calculer une moyenne par hauteur et par pas de temps. En effet, connaître l'évolution de la quantité d'eau présente dans le substrat au cours du temps et selon un possible gradient vertical (cfr. point 3.4.1 (c) p.26), permettrait de comprendre certaines variabilités dans le développement/l'état des végétaux en fonction de leur position haut-bas sur les modules expérimentaux.

3.5.2 Paramètres mesurés sur la végétation :

a) Mesure du recouvrement en végétaux par photographie :

Le recouvrement par la végétation vive et donc, la surface qu'elle occupe proportionnellement à la surface du module de murs végétalisés, est sans doute un des paramètres les plus importants aux yeux du grand public, pour lequel l'aspect visuel des murs verts reste primordial. De plus, le recouvrement de la végétation nous renseigne également sur son développement et donc indirectement sur son état de stress (Osakabe et al., 2014). Le recouvrement de la végétation sur chacun des 8 modules végétalisés, a été mesuré une première fois 7 jours post plantation (30-04-18), une 2nd fois après 21 jours et ensuite, par pas de 3 semaines jusqu'au 84^{ème} jour post plantation (16-07-18). Pour ce faire, une méthode basée sur la photographie a été choisie. Chaque module a été photographié à ces dates à l'aide d'un appareil Reflex Nikon D5500©. L'appareil était positionné parallèlement au sol, fixé sur un trépied réglé de manière à ce que l'objectif de l'appareil vise le centre des modules. Le trépied a été positionné à 1m30 (centre du trépied) par rapport à chaque module. Une photographie a alors été effectuée, sans zoom, en mise au point automatique avec l'appareil réglé en mode « réglages manuels » 1/50^{ème} sec, F-22 et ISO variables. Chaque photo a ensuite été recadrée à l'ordinateur pour correspondre uniquement aux contours du module. Les photos, ayant été prises en extérieur, dans des conditions de lumières variables, il n'a pas été possible de procéder à un traitement automatique des images pour obtenir un recouvrement surfacique basé sur la reconnaissance de la signature RGB émise par la végétation. Une méthodologie de type « point quadrat » permettant d'obtenir un couvert relatif en % a donc été choisie et réalisée à l'aide du logiciel open acces Sample point (Booth et al., 2006) spécifiquement créé pour la mise en œuvre du « point quadrat » sur photographie. Une grille de 220 points (100points/m²) a été superposée aux photographies de chaque module. Ensuite, pour chaque photo et chaque pas de temps, l'ensemble des 220 points a été classifié parmi une des 10 catégories suivantes : 8 catégories distinctes correspondaient aux 8 espèces testées, 1 catégorie aux éléments constitutifs des modules visibles (bois, aluminium) et 1 catégorie au « couvert non désiré » soit, aux parties végétales d'aspect mort et donc, de couleurs brunes/jaunes. Le recouvrement relatif par espèce à l'échelle du module, le recouvrement total en végétaux verts, en éléments constitutifs des murs et en végétaux d'aspect mort, a ensuite pu être calculé comme étant le ratio du nombre de points appartenant à une catégorie par rapport au nombre total de points qui composent la grille, multiplié par 100.

b) Mesure de fluorescence chlorophyllienne :

Afin de caractériser l'état de stress et la mortalité de l'appareil végétatif aérien des individus des différentes espèces et donc, d'évaluer leur performance en fonction des modalités expérimentales, une mesure de fluorescence chlorophyllienne a été réalisée sur chaque individu à 4 reprises sur la durée de l'expérience. Pour ce faire, un fluorimètre HandyPEA © (Hansatech Instruments, Pentney, Norfolk, UK) a été utilisé.

Méthodologie.

Parmi les nombreux paramètres mesurés par l'appareil, le ratio F_v/F_m a été utilisé. Ce ratio est automatiquement calculé et tend à représenter le rendement quantique du photosystème II (PSII). De manière très simplifiée, ce ratio traduit la probabilité que le photosystème II transmette un électron excité au reste de la chaîne photosynthétique. Donc, en quelque sorte, F_v/F_m représente la quantité d'énergie lumineuse incidente utilisée par la photochimie et non dissipée par fluorescence chlorophyllienne ou rayonnement infrarouge. D'ailleurs, F_v/F_m est fortement corrélé avec le rendement quantique de la photosynthèse nette (Bourrié, 2007). Dès lors, tout impact à la chaîne photosynthétique, tel qu'induit par un stress, engendre une diminution du ratio F_v/F_m (diminution du rendement quantique du PSII) en comparaison à sa valeur chez un individu sain non stressé.

Pour calculer ce ratio, l'appareil envoie un flash lumineux saturant sur une zone de la feuille préalablement obscurcie durant 30 minutes à l'aide de pinces spécifiques (retour à l'état de « repos » de l'ensemble des PSII) (figure 8). L'énergie lumineuse envoyée excédant les possibilités de collecte du photosystème II (saturation de l'ensemble des PSII) est réémise sous forme de fluorescence (photons à une longueur d'onde particulière) (Bourrié, 2007; Digrado, 2017). Sous ce rayonnement saturant, la fluorescence monte, en moins d'une seconde, d'une valeur initiale F_0 vers une valeur maximale F_m qui traduit la fermeture progressive des PSII. F_0 traduit donc la fluorescence basale, au moment où l'ensemble des PSII est disponible. F_m correspond à la fluorescence maximale, au moment où l'ensemble des PSII sont saturés (Digrado, 2017). La différence entre ces deux paramètres correspond à la fluorescence variable et le rapport F_v/F_m est calculé selon la formule : $\frac{F_v}{F_m} = \frac{F_m - F_0}{F_m}$

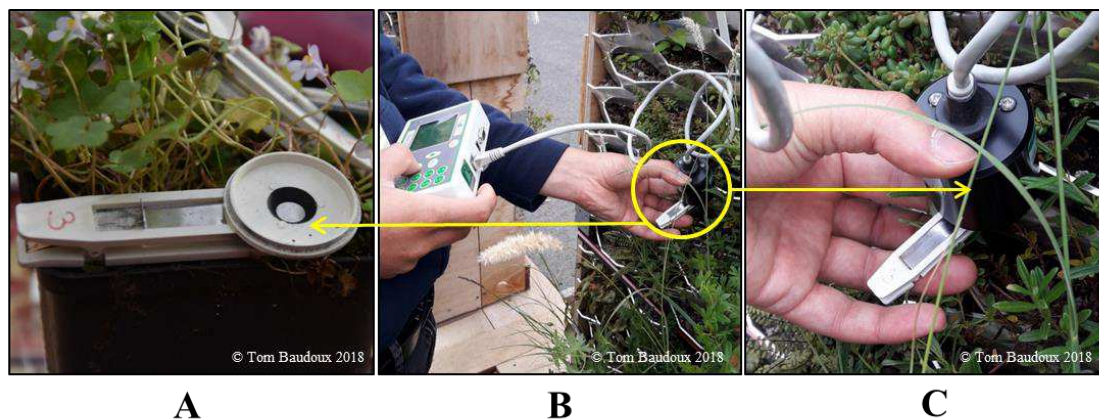


Figure 8 : Illustration de l'utilisation du fluorimètre HandyPEA © (Hansatech instruments, Pentney, Norfolk, UK).

A : pince d'obscurcissement à placer 30 minutes avant d'effectuer la mesure. **B** : appareillage au complet, boîtier de commande à gauche, cellule de mesure et pince d'obscurcissement à droite. **C** : zoom sur la cellule de mesure au moment de la prise de données.

Normalement situé autour d'une valeur de 0,8 chez des végétaux sains (Digrado, 2017), le F_v/F_m qui caractérise des individus sains parmi les 7 espèces mesurées a été évalué. Huit individus de chaque espèce, conservés en serre dans du terreau universel et arrosés en suffisance, ont fait l'objet de 5 mesures chacun. Une moyenne a ensuite été calculée pour chaque espèce, de sorte à obtenir une valeur « référence » de fluorescence qui la caractérise.

Méthodologie.

De cette valeur « saine », d'après les recherches de Woo et al., (2008) il est possible de déterminer un seuil de Fv/Fm qui correspond à la mortalité des individus, égale à 33 % de cette valeur. En effet, en dessous de ce seuil, la probabilité qu'un individu voit son ratio Fv/Fm et donc, son rendement quantique photosynthétique remonter un jour est presque nulle. (Woo et al., 2008)

Pour des raisons de disponibilité de l'appareillage, la première mesure sur les modules expérimentaux a été effectuée 21 jours post plantation (14-05-18). Ensuite, les autres prises de données se sont succédées à trois semaines d'intervalle les unes des autres et, à chaque fois, entre 6 h 30 et 10 h du matin. Deux matinées étaient nécessaires afin de couvrir l'ensemble des 7 espèces sur lesquelles les mesures ont pu être effectuées. Étant donné la taille réduite des feuilles de certaines espèces, les pinces ont été adaptées en réduisant de moitié la surface mise à l'obscurité et donc, sur laquelle s'opère la mesure, à l'aide de tape isolant en vinyle noir (recommandations du fabricant). Une feuille par individu a été sélectionnée à chaque pas de temps afin de réaliser la mesure (figure 8). Cette feuille devait être mature, directement exposée à la lumière et représentative de l'état général de l'individu au moment de la mesure.

Il est à noter qu'une espèce, *Sedum album* L., 1753 (Orpin blanc) n'a pu faire l'objet de mesures de fluorescence chlorophyllienne étant donné sa morphologie qui ne permet pas la pose des pinces d'obscurcissement préalable aux mesures.

3.6 Analyse des données :

De manière générale, l'ensemble des données a été traité de manière descriptive, utilisant divers logiciels en fonction de leur nature. Les données climatiques (température ambiante, pluviométrie, température et humidité relative de l'air à la surface des modules) ont été analysées à l'aide du logiciel Microsoft Excel © (Microsoft Corporation, 2010). Il en est de même pour les données de mortalité. Quant aux données de recouvrement, elles ont été obtenues sur base de photographies à l'aide du logiciel open acces Sample Point (Booth et al., 2006) avant leur analyse à l'aide d'Excel ©. Les données d'humidité du substrat ont été traitées par modalité et par hauteur (facteur bloc) l'aide du logiciel Minitab 2017 © (2013, 2015 Minitab, Inc). Ce logiciel a également été utilisé afin de traiter les données de fluorescence chlorophyllienne par modalité et par bloc (n=2). Les données de fluorescence chlorophyllienne (ratio Fv/Fm) ont également été analysées par la réalisation d'une analyse de la variance (ANOVA), modèle croisé mixte à 4 facteurs sur le logiciel SAS 9.4 (2002-2012, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Pour ce faire, les données de fluorescence récoltées sur les 2 blocs hauts (facteur aléatoire « bloc », blocs I et II) et les 2 blocs bas (facteur aléatoire « bloc », blocs III et IV) ont été regroupées. Le facteur bloc initialement à 4 « modalités » (n=2) a donc été regroupé en 2 « modalités » (n=4) : « blocs hauts » (anciennement bloc I et II, n=4) et « blocs bas » (anciennement bloc III et IV). Bien que sujet à discussion, ce regroupement permet d'augmenter la puissance du test ANOVA 4 qui n'aurait pas eu réellement de sens sur des échantillons n=2.

4. Résultats :

Pour l'ensemble des figures qui suivent portant sur le recouvrement de la végétation (figure 13), la mortalité par modalité (figure 14), par bloc (figure 15) et par espèce (figure 16, 18, 20, 22, 24, 26, 28), une légende commune est utilisée. Les modalités irriguées sont représentées en bleu, les modalités non irriguées, en rouge. Les séries graphiques en traits pleins font référence au substrat lourd alors que les traits pointillés sont associés au substrat léger (figure 9). Les orientations Sud et Nord sont représentées à l'aide de graphiques distincts. Sur l'ensemble des graphiques, une unité de temps commune sera utilisée : le nombre de **jours post plantation**, abrégée par « **jpp** » dans le texte. Il s'agit du nombre de jours entre la plantation des espèces (23-04-18) et la date où une mesure est effectuée.

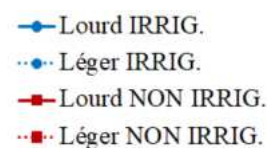


Figure 9 : légende générale des modalités expérimentales.

4.1 Paramètres abiotiques :

4.1.1 Climat global :

Les températures moyennes caractérisant les mois d'avril, mai et juin 2018 sont proches de la moyenne calculée sur la période 1981-2010. A contrario, le mois de juillet 2018 est caractérisé par une température moyenne anormalement haute (3°C supplémentaires) (figure 10). Le total des précipitations mensuelles est bien inférieur à la moyenne 1981-2018 dès mai 2018 et particulièrement en juillet 2018 où les précipitations n'atteignent que 5% en comparaison au volume normalement attendu sur le mois (tableau 5). D'ailleurs, exception faite du mois d'avril, les barres mensuelles des totaux de précipitations, situées sous la courbe des températures moyennes, permettent de caractériser les mois de mai, juin et juillet 2018 de « secs », particulièrement en juillet 2018 caractérisé sur la majeure partie du territoire belge « d'extrêmement sec » d'après l'Institut Royale de Météorologie (IRM).

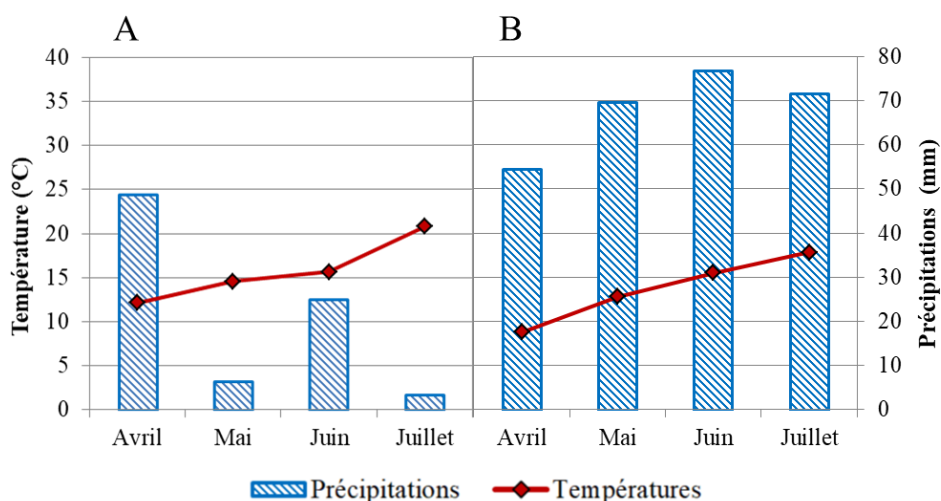


Figure 10 : Diagrammes ombrothermiques du climat sur Gembloux et ses environs entre les mois d'avril et de juillet.

(A) Situation en 2018, données de la station de Lonzée (Réseau ICOS).

(B) Situation moyenne à Gembloux, statistiques 1981-2010 (IRM).

Tableau 5 : Précipitations cumulées par mois à Gembloux sur la période d'étude.
Comparaison de la situation réelle (2018) à la situation moyenne (1981-2010)

Mois	Total précipitations (mm)		Ratio 2018/Moyenne
	Année 2018	Moyenne	
	ICOS (Be) Lonzée 2018	IRM 1981-2018	
Avril	48,8	54,4	90%
Mai	6,2	69,4	9%
Juin	24,8	76,6	32%
Juillet	3,3	71,5	5%

4.1.2 Température et humidité relative de l'air par modalité :

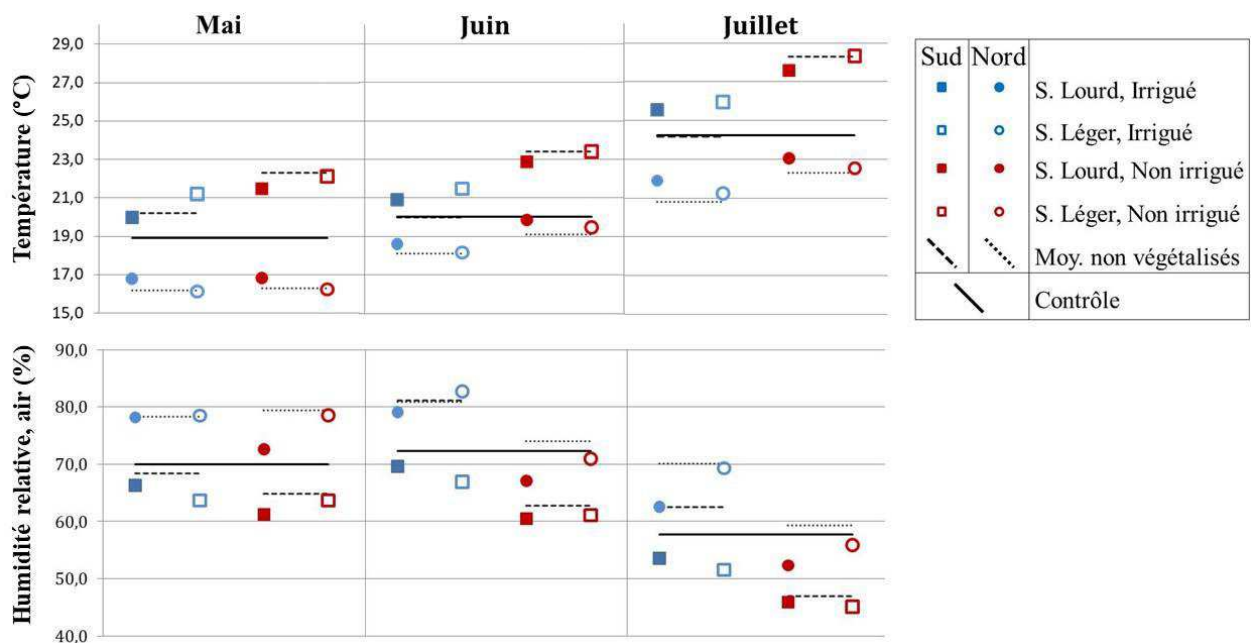


Figure 11 : Évolution de la température (haut) et de l'humidité relative (bas) de l'air en fonction des modalités expérimentales et au cours du temps. Les ■□ réfèrent aux 4 modules végétalisés situés au Sud. Les ●○ aux 4 modules végétalisés situés au Nord. Les lignes pointillées/tiretées réfèrent à la moyenne (n=2) des données de température et d'humidité de l'air récoltées sur les modules non végétalisés. La ligne continue réfère à la moyenne (n=2) des données issues de 2 capteurs situés hors des modules, à proximité du dispositif (contrôle).

Globalement, au cours du temps, une hausse des températures et donc, une diminution de l'humidité relative de l'air à la surface des modules sont à constater, toutes modalités confondues (figure 11). Les modules Sud sont caractérisés par une température supérieure et une humidité moindre en comparaison au contrôle et à leurs homologues Nord (contrôle = 2 capteurs non situés sur les modules expérimentaux, placés à proximité du dispositif). Les modules Nord conservent une température moindre, mais en fonction du facteur irrigation, peuvent posséder une humidité relative supérieure (irrigués) ou inférieure (non irrigués) au contrôle. Au Sud comme au Nord, il est aisé de remarquer un décalage progressif entre modalités « irriguées » (moins chaudes, plus humides) et « non irriguées » (plus chaudes, moins humides). Enfin, la présence de végétaux ne montre pas d'influence claire sur la température observée à la surface des modules, alors qu'en termes d'humidité relative, ce constat semble moins évident. En effet, les modules non végétalisés peuvent présenter des humidités relatives plus élevées que leurs homologues végétalisés.

Résultats.

4.1.3 Caractéristiques des substrats créés et masse des modules :

La densité apparente (bulk density, ρ en kg/m^3) du substrat « lourd » est de $820,2 \pm 49,8 \text{ kg/m}^3$ (tableau 6). Le substrat « léger » est environ à moitié moins dense ($439,0 \pm 33,2 \text{ kg/m}^3$) (protocole selon USDA, 1999). Une fois saturé, le substrat lourd est environ 50% plus dense que lorsqu'il est sec. Le substrat léger, lui, double sa densité une fois saturé. Cependant étant donné la relation 2:1 (lourd:léger) qui lie les densités apparentes des deux substrats, les volumes d'eau qu'ils contiennent ne sont pas tellement différents (Volumetric water content, θ_v en l/m^3) ce qui ne signifie pas pour autant un comportement hydrique similaire. Les pH des deux substrats, après broyage à 2mm, sont très proches malgré l'abondance de terreau dans le substrat léger. Enfin, après calcul de la masse de la structure d'un module (environ 48kg, soit $2,2\text{m}^2$ de métal déployé à $6,7\text{kg/m}^2$ et $\pm 3\text{m}^2$ de multiplex 18mm Mérantis à 11kg/m^2), la gamme de variation de la masse totale d'un module (structure + substrat à sec - saturé) est de 280-400kg/module remplis avec du substrat lourd et de 170-330kg/module pour le substrat léger. Pour rappel, la surface d'un module est de $2,2\text{m}^2$.

Tableau 6 : Caractéristiques mesurées en laboratoire des substrats créés (protocoles USDA, 1999) et masse estimée d'un module au complet (structure + substrat, hors végétaux. kg/module, soit $\text{kg}/2,2\text{m}^2$).

ρ : densité apparente en kg/m^3 . ρ_{sat} : densité apparente à saturation, en kg/m^3 . θ_v : Contenu volumique en eau en l/m^3 , densité de l'eau approximée à 1000kg/m^3 . La masse de la structure, non reprise dans le tableau est estimée à 48kg sur base de la surface de matériaux nécessaire (Multiplex marin 18mm (11kg/m^2) + Métal déployé suprême 200XL (6.7kg/m^2)).

	Substrat "Lourd"	Substrat "Léger"
	Slourd	Sléger
ρ (kg/m^3)	$820,2 \pm 49,8$	$439,0 \pm 33,2$
ρ_{sat} (kg/m^3)	$1238,8 \pm 40,3$	$984,9 \pm 27$
θ_v (l/m^3)	418 ± 23	545 ± 7
pH	7,1	7,7
		
	Masse substrat/modules (kg/module)	
à sec :	± 235	± 126
à saturation :	± 354	± 281
	Masse module tot. (kg) hors végétaux, structure + substrat	
à sec :	± 283	± 174
à saturation :	± 402	± 330

Résultats.

4.1.4 Suivi du contenu volumique en eau des substrats :

La figure 12 nous montre que le substrat des modalités non irriguées (4 graphiques de droite) a continuellement perdu l'eau qu'il contenait au cours du temps, pour en définitive approcher des valeurs de 0 l d'eau par m³. De plus, en l'absence d'irrigation, les contenus en eau volumique des différents blocs tendent à se rapprocher tout en évoluant selon une même dynamique. Le substrat lourd contient légèrement moins d'eau que le substrat léger et cette relation se maintient au cours du temps. Les modalités irriguées (4 graphiques de gauche) montrent une évolution différente. Le substrat lourd contient ici aussi une quantité d'eau moindre en comparaison au substrat léger alors que l'évolution du contenu en eau des différents blocs est variable d'un substrat à l'autre. Des différences marquées sont observées entre les blocs du substrat léger où la variabilité au sein d'un même bloc peut être importante. Dans le substrat léger irrigué, au Sud comme au Nord, les conditions sont plus homogènes entre les différents blocs et d'avantage stable dans le temps. Il est à remarquer que le bas des modules irrigués contenant du substrat léger contient une moindre teneur en eau que les parties hautes, et ce, sur l'ensemble de l'expérience. Cette relation est moins marquée sur le substrat lourd même si, en définitive, au 74^{ème} jour, le bas des modules contient moins d'eau. Enfin, l'orientation semble avoir peu d'influence, bien que dans certaines modalités, les contenus en eau au Nord tendent à être légèrement plus élevés qu'au Sud.

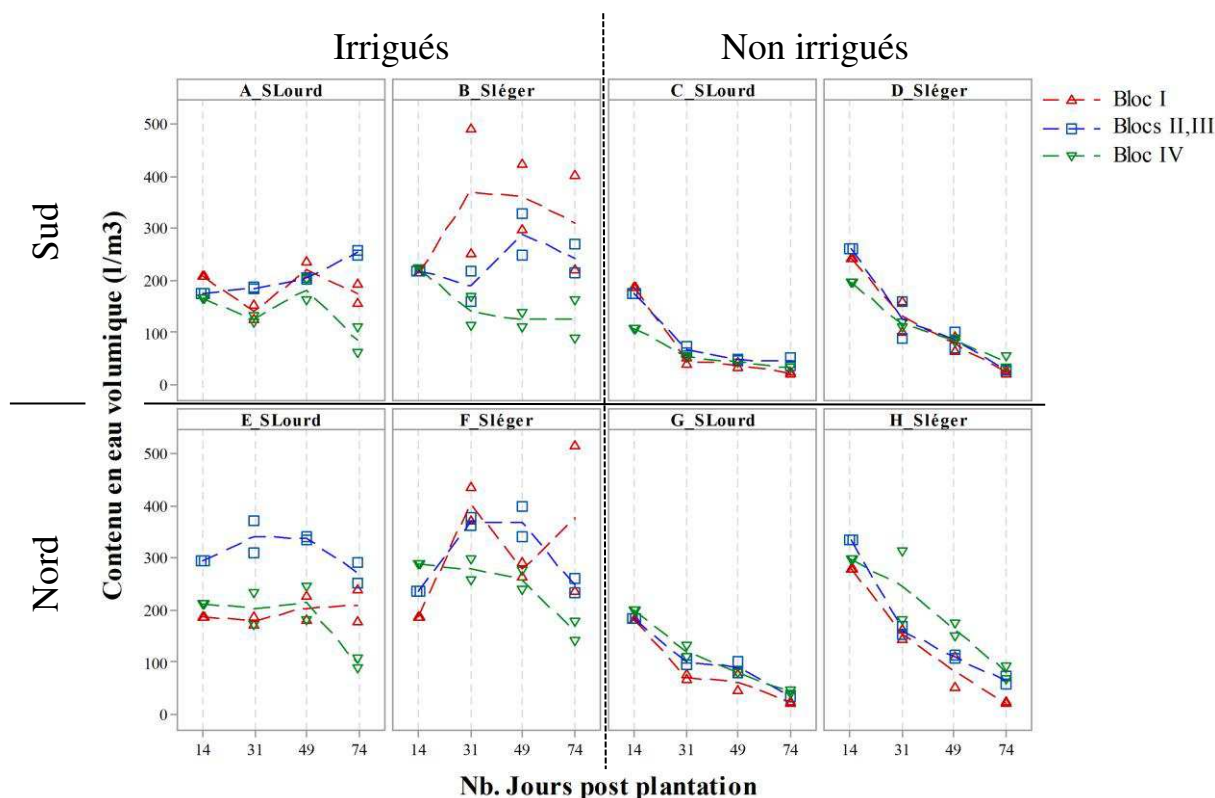


Figure 12 : Evolution du contenu volumique en eau (Volumic Water Content, θ_v l/m³) des substrats en fonction des modalités et de la hauteur dans les modules (blocs) au cours du temps. Les valeurs issues des échantillons individuels sont représentées par les symboles ($\blacktriangle$, $\blacksquare$, $\blacktriangledown$). Les lignes tiretées représentent les lignes de jonctions des moyennes par bloc (I, II & III, IV). Les mesures ont été réalisées sur les modules non végétalisés afin d'éviter tout dommage aux systèmes racinaires de la végétation. Les étiquettes situées au-dessus des graphiques individuels réfèrent au type de substrat, tandis que la position des graphiques réfère aux modalités des deux autres facteurs (Exposition et Irrigation).

4.2 Suivi global de la végétation :

4.2.1 Variation du couvert relatif en végétaux :

En figure 13 A, indépendamment de l'orientation/du substrat, les modalités irriguées voient leur couvert en végétaux verts augmenter de manière globale jusqu'au 63^{ème} jpp (les écarts initiaux entre modalités sont de maximum 10%). Le couvert vert atteint des valeurs jusqu'à 20% supérieures au Nord en comparaison au Sud. Le type de substrat ne montre pas d'influence marquée sur le développement global de la végétation lorsqu'il est irrigué (43% atteints sur les 2 substrats au Sud et 56-60% atteints au Nord au 63^{ème} jpp). Dans des conditions non irriguées, le couvert en végétaux verts sur substrat lourd adopte un comportement similaire au Sud et au Nord, stagnant/augmentant légèrement avant de diminuer, au 63^{ème} jpp de $\pm 10\%$ par rapport à la situation initiale et d'atteindre des valeurs proches de 0 au 84^{ème} jpp. Sur substrat léger non irrigué, le couvert oscille autour de sa valeur initiale au Sud, tandis qu'au Nord, il augmente et atteint 45% au 42^{ème} jpp avant de faiblement diminuer. Ensuite, début juillet, le couvert en végétaux verts subit une diminution brutale sur les modules non irrigués pour être en définitive très proche entre le substrat léger et le substrat lourd, au Sud comme au Nord. Les modalités irriguées, particulièrement au Sud, ne sont pas épargnées par cette diminution entre les 63^{ème} (06-06-18) et 84^{ème} jpp (16-07-18). Seules les modalités nord irriguées conservent un couvert supérieur à leur valeur initiale, proche des 50% sans réelle différence entre substrats. Suite à cela, les matériaux constitutifs des murs réapparaissent (figure 13 B) et le pourcentage de couvert non désiré (végétaux jaunis, nécrosés) augmente (figure 13 C).

L'évolution de la surface en éléments constitutifs visibles (figure 13 B) est inversement proportionnelle par rapport à celle du couvert en végétaux verts. Quand les végétaux se développent, il est logique que la surface d'aluminium/bois/substrat visible diminue. Cependant, une diminution du couvert en végétaux verts n'est pas totalement expliquée par une augmentation de la surface visible en éléments constitutifs. Une certaine proportion de couvert « non désiré » apparaît également. En effet, cette diminution est due au dépérissement de certaines espèces (figure 13 C) et se traduit par le jaunissement/la nécrose de certaines parties de leur appareil végétatif aérien. La variation globale du recouvrement en végétaux verts n'est donc pas due à l'ensemble des espèces. Certaines participent à son augmentation alors que, simultanément, d'autres participent à sa diminution et donc à la variation des deux autres catégories. Le couvert non désiré (figure 13 C) peut donc augmenter alors que le couvert en végétaux verts augmente lui aussi (figure 13 A) étant donné que le développement de certaines espèces excède le dépérissement d'autres. De plus amples informations sur l'évolution du couvert spécifique seront données dans la partie III.

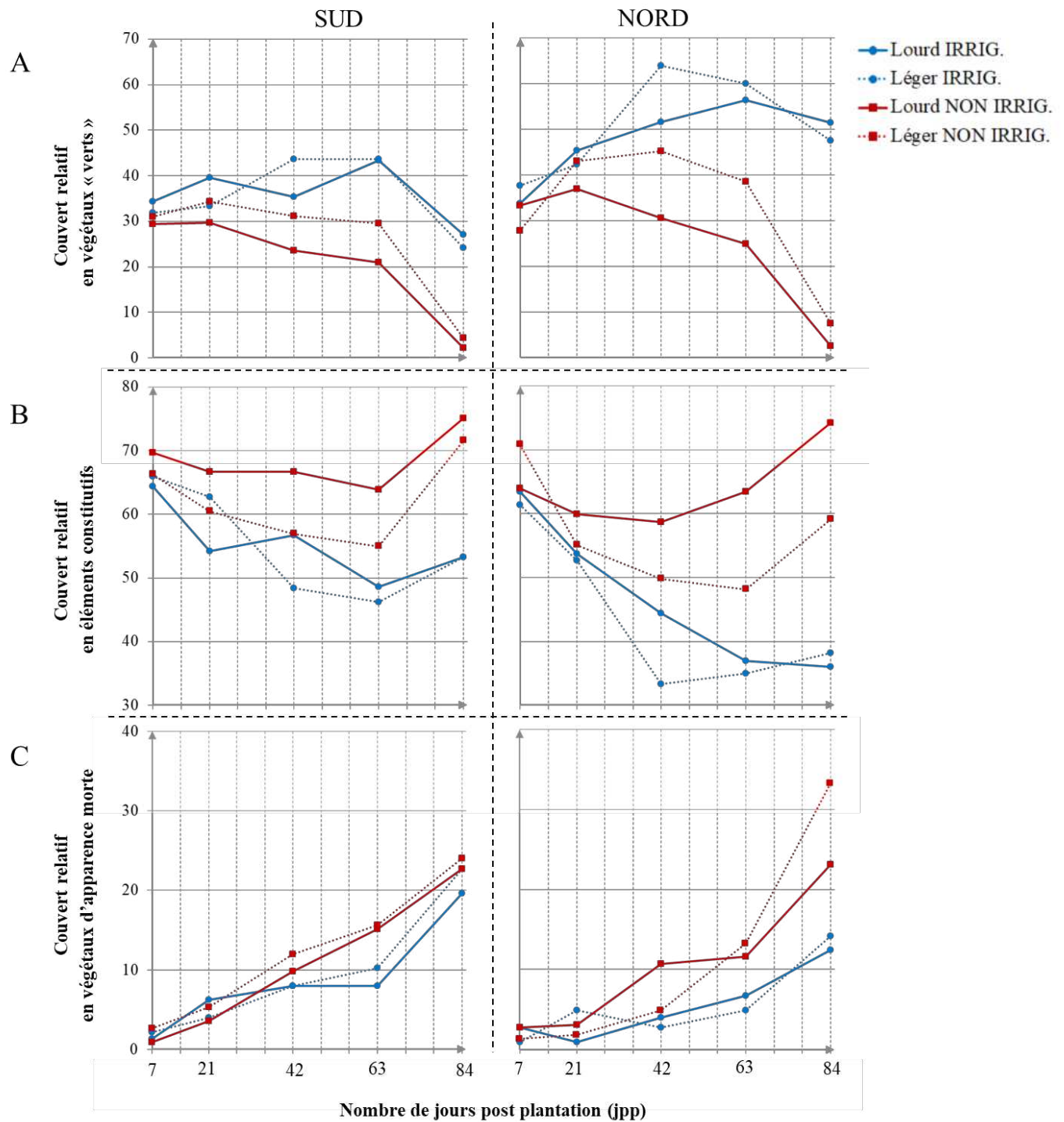


Figure 13 : Variation relative de la surface en différentes catégories (A, B ou C) entre le début (7^{ème} jour post plantation, 30-04-18) et la fin de l'expérimentation (84^{ème} jour post plantation, 16-07-18).
(A) Surface en végétaux "verts" (couvert désiré). **(B)** Surface visible en éléments constitutifs des modules (bois, aluminium, substrat nu). **(C)** Surface en matériel végétal d'apparence morte (jauni/nécrosé, « couvert non désiré ». Estimation via méthode points-quadrats, 100 points/m².

4.2.2 Mortalités de l'appareil végétatif aérien :

a) Seuil de mortalité végétative aérienne estimé par espèce :

Quelle que soit l'espèce, un individu sain (non stressé) est caractérisé par un appareil végétatif aérien (l'ensemble des parties non reproductives d'un végétal situé au niveau du sol) renvoyant des valeurs de Fv/Fm situées aux alentours de 0,8 (Digrado, 2017). Comme le tableau 7 l'illustre, les espèces ici choisies ne dérogent pas à la règle, qu'il s'agisse de Ptéridophytes (Asp_sco ; Asp_tri) de Monocotylédones (Mel_cil ; Ses_cae) ou de Dicotylédones (Hel_num ; Ger_sang ; Cym_mur). C'est sur base de ces valeurs et de la relation proposée par Woo et al., 2008 qu'ont été calculé les seuils spécifiques de mortalité de l'appareil végétatif aérien présentés dans le tableau 7.

Tableau 7 : Moyennes du ratio Fv/Fm d'un individu sain de chacune des 7 espèces suivies par fluorescence chlorophyllienne et seuil de mortalité végétative aérienne spécifique correspondant (IC normale).

(A. scolopendrium - Asp_sco ; A. trichomanes - Asp_tri ; M. ciliata - Mel_cil ; S. caerulea - Ses_cae ; H. nummularium - Hel_num ; G. sanguineum - Ger_sang ; C. muralis - Cym_mur)

Le seuil de mortalité végétative aérienne (valeur critique de Fv/Fm) a été calculé sur base de cette moyenne et selon la

formule suivante :
$$\frac{Fv}{Fm} \text{Morta.} = 0,33 * \frac{Fv}{Fm} \text{Moyen sain}$$

	Asp_sco	Asp_tri	Mel_cil	Ses_cae	Hel_num	Ger_sang	Cym_mur
Moyenne (Fv/Fm) individus sains	0,803 ± 0,020	0,837 ± 0,013	0,792 ± 0,014	0,839 ± 0,006	0,858 ± 0,005	0,840 ± 0,013	0,818 ± 0,003
Seuil de viabilité (Fv/Fm) calculé d'après Woo et al., 2008	0,265 ± 0,007	0,276 ± 0,004	0,261 ± 0,005	0,277 ± 0,002	0,283 ± 0,002	0,277 ± 0,004	0,270 ± 0,001

b) Mortalité végétative aérienne globale par module (modalité) :

A la vue de la séparation entre courbes rouges et bleues se marquant dès le 44^{ème} jpp (30-05-18) sur la figure 14, l'absence d'irrigation est déterminante dans l'apparition de la mortalité végétative aérienne (ava.) des individus au cours du temps. Peu de différences existent in fine (84^{ème} jpp) entre les modalités Nord et les modalités Sud, atteignant dans les 2 cas environ 90% d'individus « morts » en l'absence d'irrigation et entre 20 et 40% sous irrigation. Il faut cependant noter qu'au long de l'expérimentation, la mortalité des appareils végétatifs aériens apparait plus rapidement au Sud, déjà importante au 44^{ème} jpp sur tous les substrats non irrigués (25%) mais atteignant moins de 10% dans les mêmes situations d'irrigation et de substrat au Nord.

Comme l'analyse de graphiques similaires pour les différentes espèces le démontrera (Cfr. point 4.3, p.41), certaines espèces influencent bien davantage la forme des courbes de mortalité globale en comparaison à d'autres, plus résistantes. De même, la mortalité ne se marque pas toujours de manière homogène à l'échelle des modules. Il est aisé de le constater sur la figure 15 qui tient compte du facteur « bloc » mis en place pour contrôler la possible hétérogénéité entre le haut (Bloc I) et le bas des modules (Bloc IV). Bien que pouvant dépendre d'autres facteurs, l'hétérogénéité observée d'un bloc à l'autre (hauteur) semble être fortement liée à l'irrigation. En effet, les 4 graphiques de droite, d'allures relativement similaires sont très différents des 4 de gauche également similaires entre eux. Quels que soient le substrat et l'orientation, en l'absence d'irrigation, l'avancée dans le temps est caractérisée par des courbes proches de la verticale qui se déplacent parallèlement les unes aux autres.

Résultats.

La mortalité des appareils végétatifs aériens augmente avec le temps et se marque donc sans afficher de schémas clairs dépendant des blocs. Comme mis en avant sur la figure 14, les modalités non irriguées Sud ont une légère longueur d'avance sur le pourcentage de mortalité des ava. au 44^{ème} jour par rapport aux modalités non irriguées Nord. Cette différence s'estompe avec le temps. Dans les modalités irriguées, il est très clair que la majorité des mortalités apparaît dans le bas des modules (bloc III et surtout bloc IV). D'ailleurs, les mortalités restent nulles dans le premier bloc jusqu'au 63^{ème} jour (25-06-18), tous substrats et toutes orientations confondus. Rapidement présentes dans le bas des modules (44^{ème} jpp, 06-06-18), les mortalités apparaîtront de plus en plus haut avec le temps. Même si aucune différence claire n'est réellement observable entre les modalités des facteurs orientation et substrat (en termes de mortalité) cela n'exclut pas qu'ils aient un potentiel effet sur le ratio Fv/Fm (fluorescence chlorophyllienne). En effet, la mortalité est une réponse binaire qui, bien que basée sur la fluorescence, ne permet pas de prendre en compte la variabilité de ce ratio pouvant caractériser des états de stress différents entre individus dont l'appareil végétatif est encore vivant ($Fv/Fm > \text{seuil spécifique}$).

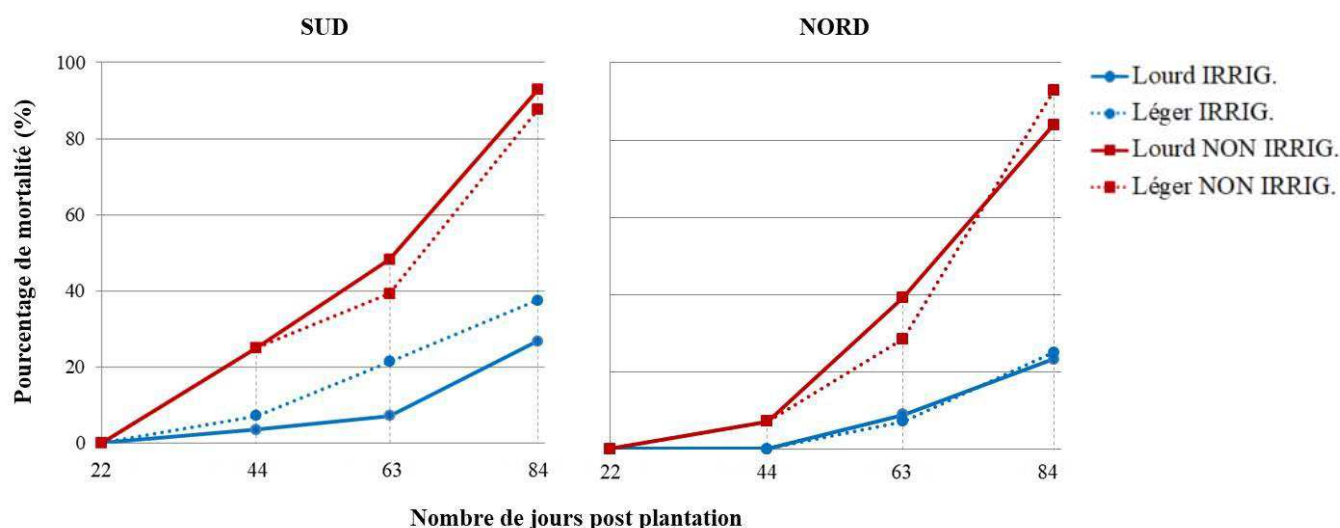


Figure 14 : Évolution du pourcentage de mortalité des appareils végétatifs aériens, toutes espèces confondues et par modalité entre les 22^{ème} (15-05-18) et 84^{ème} jours post plantation (16-07-18).

(en % du nombre d'individus suivis par fluorescence chlorophyllienne, par module : $\text{Nb. morts}/56 \times 100$)

La mortalité des appareils végétatifs aériens dérive des mesures de fluorescence chlorophyllienne (Fv/Fm). L'appareil végétatif aérien d'un individu est considéré mort à un temps t, si la valeur de fluorescence qui le caractérise à ce temps t est inférieure au seuil calculé pour son espèce (33% du Fv/Fm moyen d'un ensemble d'individus sains).

Résultats.

c) Mortalité végétative aérienne par module (modalité) et par bloc au cours du temps:

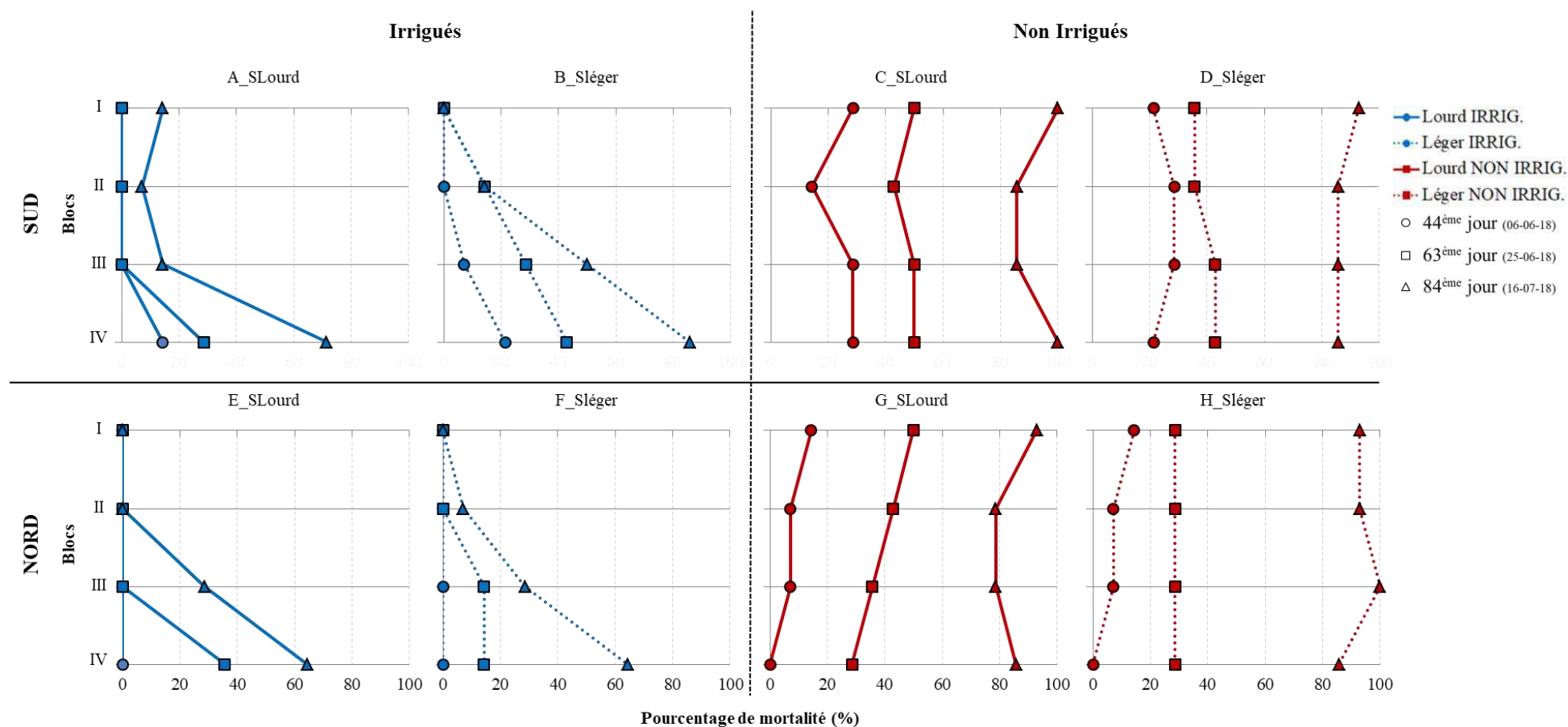


Figure 15 : Évolution du pourcentage de mortalité des appareils végétatifs aériens, toutes espèces confondues par modalité et par bloc, du 44ème jour (06-06-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (en % du nombre d'individus suivis par fluorescence chlorophyllienne par module : $Nb.morts/56 \times 100$). Le 22ème jour post plantation (15-05-18) n'a pas été représenté, car aucun mort n'y a été constaté. Les étiquettes situées au-dessus des graphiques individuels réfèrent au type de substrat, tandis que la position des graphs réfère aux modalités des deux autres facteurs (Exposition et Irrigation).

4.3 Suivi de la végétation par espèce : ratio Fv/Fm, mortalité végétative aérienne et couvert relatif.

4.3.1 Analyse de la variance :

Le paramètre Fv/Fm a été analysé, espèce par espèce, à l'aide d'un modèle ANOVA 4 croisé mixte. Deux dates ont été considérées : le 44^{ème} (06-06-18) et le 84^{ème} jour post plantation (16-07-18). Les individus des blocs hauts (I et II) ont été regroupés, tout comme les individus des blocs bas (III et IV) afin de réaliser l'analyse. Cependant, les tableaux résultats de cette analyse (tableau 8, 9) ne sont présentés qu'à titre indicatif. En effet, de nombreuses limites ont été identifiées : un modèle ANOVA 4 compte de nombreuses interactions et le nombre de décompositions à réaliser peut rapidement devenir important ; les conditions d'application n'étaient pas respectées et ce, même après tentative de transformation (log, racine, arcsin) ; des regroupements entre blocs ont dû être effectués ; le nombre de répétitions, même après regroupement reste faible (n=2 ; n=4) et la variabilité entre individus élevée. De plus, les grands facteurs d'influence ressortent de manière évidente par analyse graphique sans recours à une ANOVA. En connaissance de cause des limites précédentes, il a donc été choisi de présenter les résultats par espèce, en faisant ressortir les facteurs visuellement clairs sur l'évolution graphique du ratio Fv/Fm, du nombre d'individus caractérisés par un appareil végétatif aérien mort et du couvert de chaque espèce occupé par module. Cette analyse descriptive ne permet donc pas de tirer des conclusions statistiquement significatives, mais permet de répondre à l'objectif de ce travail visant l'identification de pistes pour de futures expérimentations dans la conception de murs végétalisés analogues aux habitats de falaises et de vieux murs.

Malgré les limites des analyses statistiques identifiées ici, l'effet du temps sur le dépérissement des espèces (entendu au sens de la diminution du ratio Fv/Fm) est bien visible sur les tableaux 8 et 9. Certains facteurs significatifs au 44^{ème} jour ne le sont plus au 84^{ème} et l'inverse est d'autant plus flagrant. Enfin, il est intéressant de remarquer que le facteur « hauteur » (blocs regroupés), ainsi que son interaction avec le facteur irrigation au 84^{ème} jour ressort de manière très hautement significative chez l'ensemble des espèces hormis *G. sanguineum* et *C. muralis*.

Résultats.

Tableau 8 : Significativité des p-valeurs du modèle ANOVA 4 croisé mixte au 44^{ème} jour post plantation (06-07-18).
 ***, très hautement significatif (<0,001) ; **, hautement significatif (<0,01) ; *, significatif (<0,05) ; ns, non significatif ;
 -, termes aléatoires non significatifs retirés du modèle par simplification. **Facteurs Fixes** : Sub pour Substrat, Ori pour Orientation, Irri pour Irrigation. **Facteur aléatoire** : Haut pour Hauteur (blocs regroupés 2 à 2). Variable observée : ratio Fv/Fm (fluorescence chlorophyllienne). Réalisé à l'aide logiciel SAS 9.4 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.)

		44 ^{ème} jour post plantation						
		<i>A_sco</i>	<i>A_tri</i>	<i>M_cil</i>	<i>S_cae</i>	<i>H_num</i>	<i>G_sang</i>	<i>C_mur</i>
Facteurs	Sub	ns	ns	ns	ns	**	**	*
	Ori	ns	ns	*	ns	ns	ns	**
	Irri	ns	***	ns	ns	ns	ns	ns
	Haut	ns	ns	**	ns	**	ns	**
Interactions	Sub*Ori	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sub*Irri	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
	Ori*Irri	ns	*	ns	ns	ns	ns	**
	Sub*Haut	-	-	*	-	-	-	-
	Irri*Haut	**	-	-	-	-	-	*
	Ori*Haut	***	*	-	-	-	-	-
	Sub*Ori*Haut	-	-	-	-	-	-	-
	Sub*Irri*Hauteur	-	-	-	-	-	-	-
	Ori*Irri*Haut	-	-	-	-	-	-	-
	Sub*Ori*Irri	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sub*Ori*Irri*Haut	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 9 : Significativité des p-valeurs du modèle ANOVA 4 croisé mixte au 84^{ème} jour post plantation (06-07-18).
 ***, très hautement significatif (<0,001) ; **, hautement significatif (<0,01) ; *, significatif (<0,05) ; ns, non significatif ;
 -, termes aléatoires non significatifs retirés du modèle par simplification. **Facteurs Fixes** : Sub pour Substrat, Ori pour Orientation, Irri pour Irrigation. **Facteur aléatoire** : Haut pour Hauteur (blocs regroupés 2 à 2). Variable observée : ratio Fv/Fm (fluorescence chlorophyllienne). Réalisé à l'aide logiciel SAS 9.4 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.)

		84 ^{ème} jour post plantation						
		<i>A_sco</i>	<i>A_tri</i>	<i>M_cil</i>	<i>S_cae</i>	<i>H_num</i>	<i>G_sang</i>	<i>C_mur</i>
Facteurs	Sub	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Ori	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Irri	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
	Haut	***	***	***	***	***	ns	ns
Interactions	Sub*Ori	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sub*Irri	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Ori*Irri	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sub*Haut	-	-	-	-	-	-	*
	Irri*Haut	***	***	***	***	***	-	**
	Ori*Haut	*	-	-	-	-	-	ns
	Sub*Ori*Haut	-	*	-	-	-	-	-
	Sub*Irri*Hauteur	-	-	-	-	-	-	-
	Ori*Irri*Haut	**	-	-	-	-	-	-
	Sub*Ori*Irri	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns
	Sub*Ori*Irri*Haut	-	*	-	-	-	-	-

4.3.2 Suivi des espèces : « mortalité », fluorescence et couvert relatif.

Les résultats portant sur l'ensemble des 7 espèces suivies par fluorescence seront présentés sur une page individuelle, espèce par espèce, qui reprendra dans l'ordre, de haut en bas/de gauche à droite :

- une figure illustrant l'évolution de la mortalité par modalité au cours du temps pour l'espèce considérée,
- une figure illustrant l'évolution du ratio F_v/F_m par modalité et par bloc au cours du temps pour l'espèce considérée,
- une photo de l'espèce,
- et un texte descriptif reprenant l'ensemble des résultats marquants concernant les deux figures et pour l'espèce considérée.

Afin de ne pas surcharger la mise en page, les graphiques illustrant l'évolution du couvert relatif (végétation verte) des différentes espèces au cours du temps seront positionnés sur une page supplémentaire, reprenant l'ensemble des espèces (Cfr. page 51)

Les espèces seront présentées dans l'ordre suivant :

- Ptéridophytes :
 - o a) *Asplenium scolopendrium*
 - o b) *Asplenium trichomanes*
- Monocotylédones :
 - o c) *Melica ciliata*
 - o d) *Sesleria caerulea*
- Dicotylédones :
 - o e) *Helianthemum nummularium*
 - o f) *Geranium sanguineum*
 - o g) *Cymbalaria muralis*
 - o h) *Sedum album* (évolution du couvert uniquement).

a) *Asplenium scolopendrium* L. :

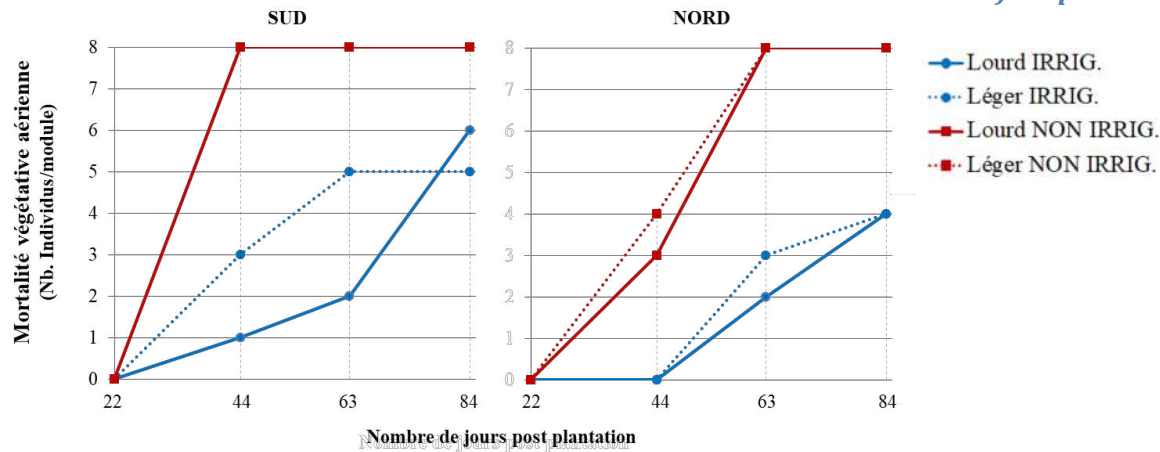


Figure 16 : Mortalité végétative aérienne, *A. scolopendrium* L. Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (Ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*A. scolopendrium* : 0,265)).

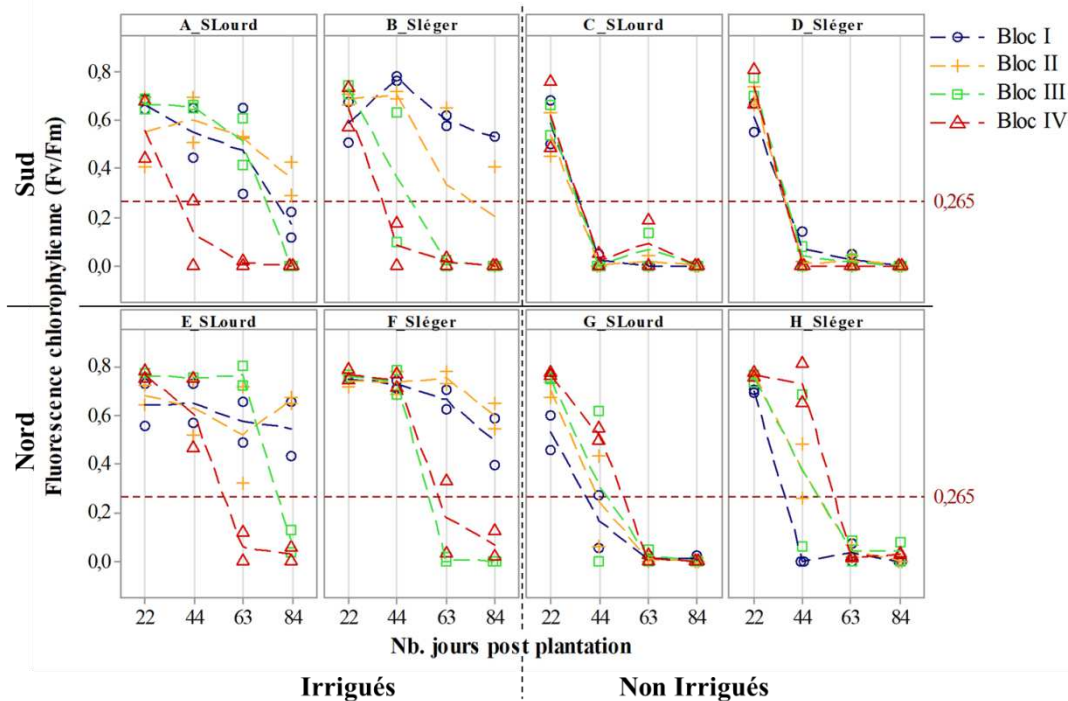


Figure 17 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *A. scolopendrium*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Chez *A. scolopendrium*, l'absence d'irrigation induit la mortalité de l'appareil végétatif aérien (ava.) de l'ensemble des individus qui y sont soumis, dès le 63^{ème} jpp (25-06-18) (figure 16). Visible sur les 2 figures, l'orientation Sud engendre l'apparition plus rapide des « mortalités » en comparaison au Nord. Dès, le 44^{ème} jour (30-05-18), l'ensemble des individus non irrigués y affiche une valeur de Fv/Fm inférieure au seuil spécifique de mortalité végétative aérienne (0,265) de *A. scolopendrium* tous substrats confondus (figure 17). Au 84^{ème} jpp (16-07-18), sous irrigation et au Sud, plus de la moitié des individus est caractérisée par un ava. mort (5 à 6 individus). Au Nord, cela concerne 4 individus quel que soit le substrat. En présence d'irrigation, les mortalités n'apparaissent pas de manière homogène à l'échelle des modules. Ce sont les individus des blocs bas (III & IV) qui franchissent en premier le seuil de mortalité spécifique (0,265). Encore une fois, cette observation se marque plus rapidement au Sud (44^{ème} jpp) en comparaison au Nord (63^{ème} jpp). Au 84^{ème} jour, les seuls individus qui possèdent encore un Fv/Fm supérieur au seuil spécifique de *A. scolopendrium* (0,265) et qui possèdent dès lors, un ava. encore vivant, appartiennent aux modalités sous irrigation et aux blocs I et/ou II.

b) *Asplenium trichomanes* L. :

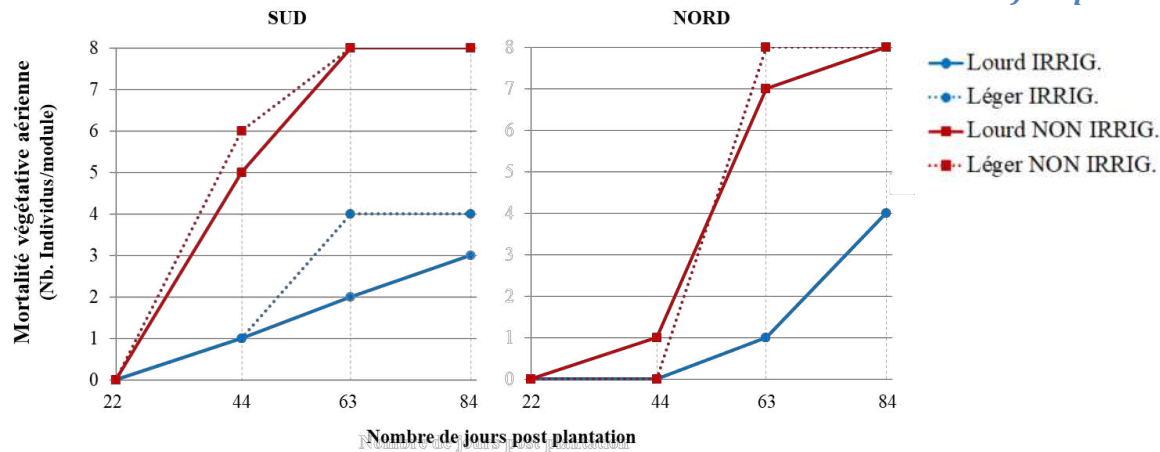


Figure 18 : Mortalité végétative aérienne, *A. trichomanes* L. Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*A. trichomanes* : 0,276)).

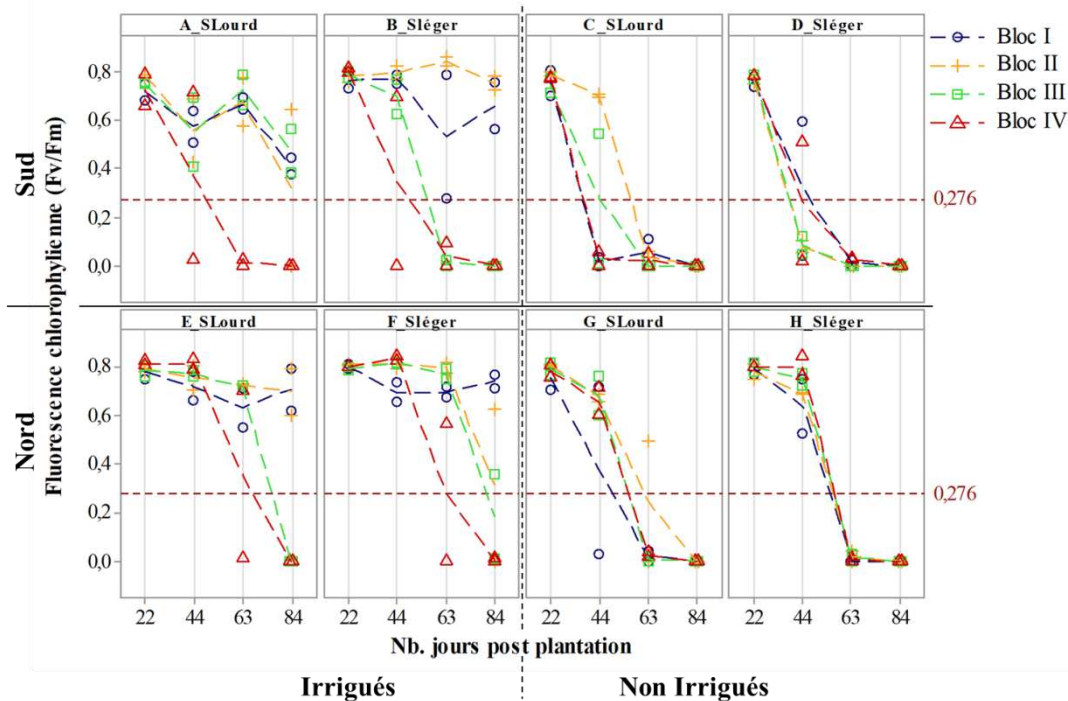


Figure 19 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *A. trichomanes*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Chez *A. trichomanes*, le facteur irrigation se montre déterminant. L'ensemble des individus en absence d'irrigation est « mort » au 84^{ème} jpp (16-07-18) (figure 18). Au 63^{ème} jpp (25-06-18), seul un individu au Nord sur substrat lourd possédait un appareil végétatif aérien (ava.) encore vif. A cette date, en présence d'irrigation, quels que soient l'orientation et le substrat, près de la moitié des individus sont morts (entre 3 et 4). Sur les deux figures, l'effet de l'orientation se marque clairement en l'absence d'irrigation. La décroissance du Fv/Fm au Nord, a été dans un premier temps globalement faible et s'est montré brutale entre le 44^{ème} (30-05-18) et le 63^{ème} jpp (25-06-18) (figure 19). Au Sud, dès le 44^{ème} jour, sans patron spécifique au niveau des blocs et du substrat, un grand nombre d'individus a déjà passé le seuil de mortalité spécifique. Sous irrigation, l'influence du facteur aléatoire bloc est visible. Au 84^{ème} jour, la grande majorité des individus dont l'appareil végétatif aérien est mort appartiennent au bloc III ou IV (1 seul individu appartenant au bloc 2 sur substrat Lourd irrigué au Sud). Les Fv/Fm des individus du bloc IV tendent à passer plus rapidement le seuil de mortalité spécifique de *A. trichomanes* (0,276) et sont en définitive, tous caractérisés par un ava. mort au 84^{ème} jpp. Bien que sans montrer de différence claire en fin d'expérience, les mortalités dans les blocs bas apparaissent plus rapidement au Sud.

c) *Melica ciliata* L. :

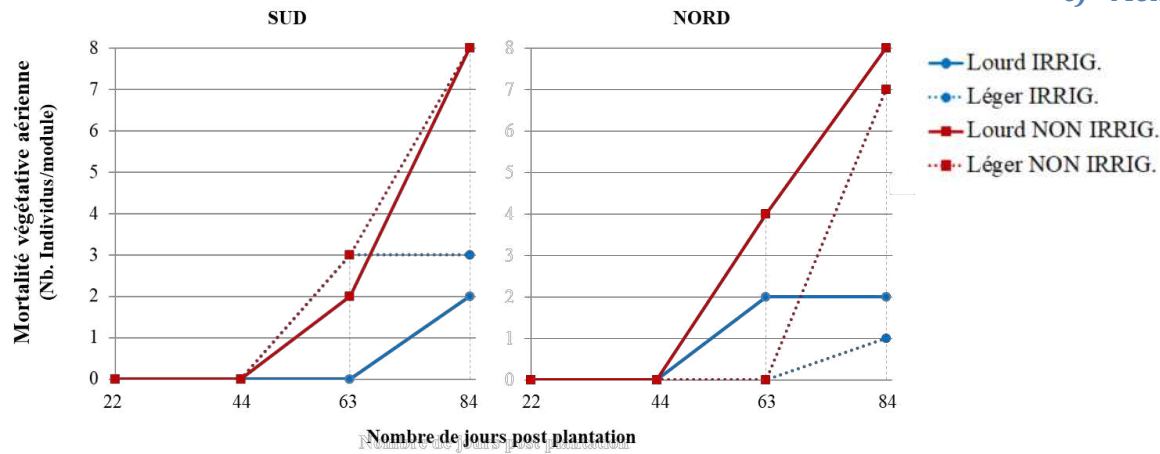


Figure 20 : Mortalité végétative aérienne, *M. ciliata* L. Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*M. ciliata* : 0,261)).

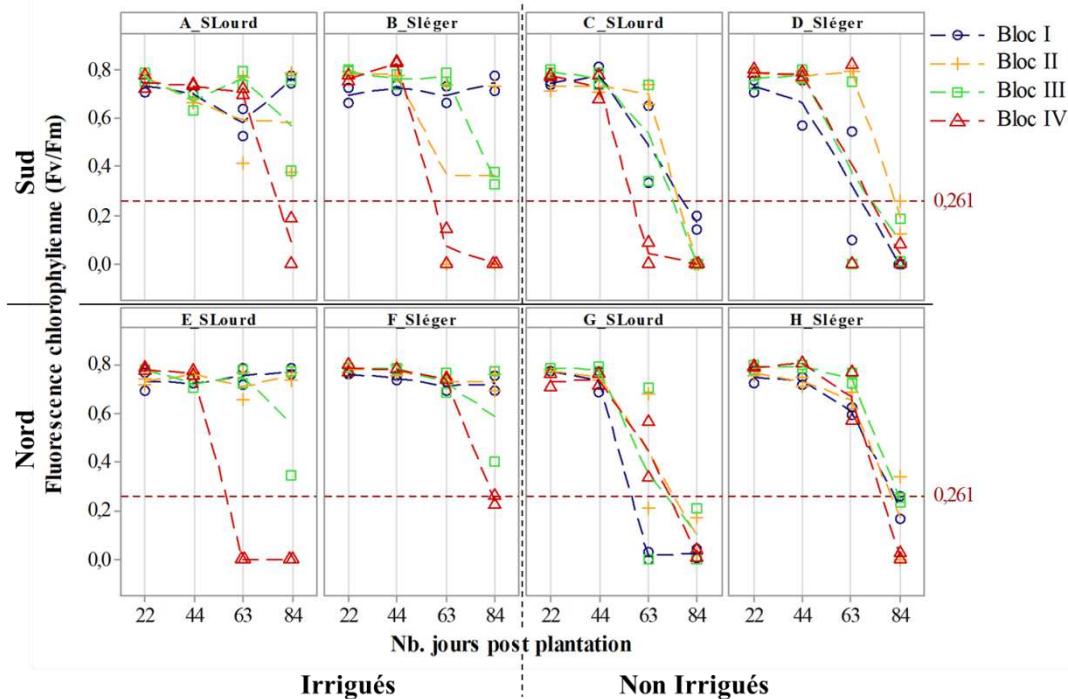


Figure 21 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *M. ciliata*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Chez *M. ciliata*, les différents facteurs ne montrent pas d'influence marquée avant le 63^{ème} jour (25-06-18). En effet, aucune mortalité, ni même de diminution clairement visible du Fv/Fm ne sont à constater avant cette date (figure 20, 21). Au-delà, le facteur irrigation marque son effet et au 84^{ème} jpp (16-07-18), seul un individu parmi l'ensemble des modalités non irriguées possède un appareil végétatif aérien encore vif. L'analyse de l'évolution du ratio Fv/Fm montre que cet individu est caractérisé par une valeur proche du seuil de mortalité spécifique de *M. ciliata* (0,261). Sous irrigation, au Sud comme au Nord, moins de la moitié des individus sont « morts » en fin d'expérience (1 à 3 individus). Sous irrigation, le facteur aléatoire « bloc » possède un effet visible en fin d'expérience. Des individus appartenant au bloc III se sont rapprochés du seuil de mortalité alors que 7 cas de mortalité sur 8 de l'appareil végétatif aérien caractérisent des individus appartenant au bloc IV.

d) *Sesleria Caerulea* (L.) Ard., :

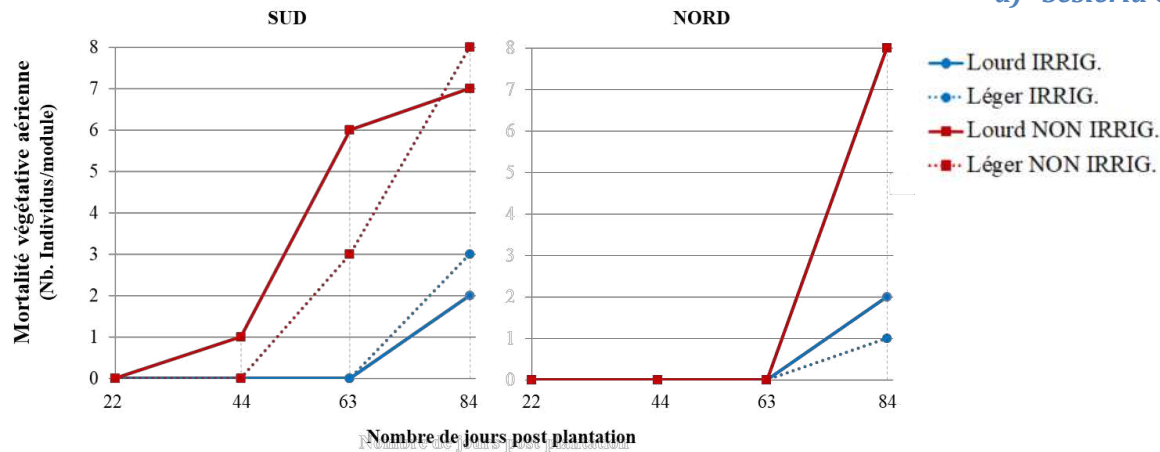


Figure 22 : Mortalité végétative aérienne, *S. caerulea* (L.) Ard., Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*S. caerulea* : 0,277)).

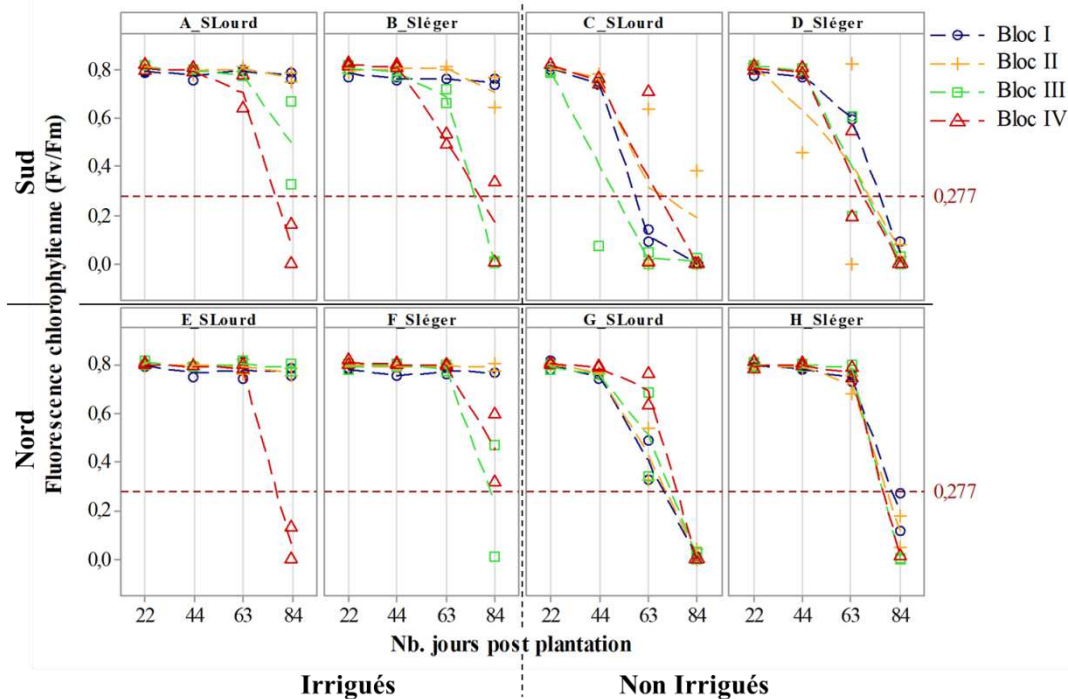


Figure 23 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *S. caerulea*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



L'orientation et l'irrigation ont un effet marqué sur *S. caerulea*. Les évolutions du nombre d'appareils végétatifs aériens morts divergent entre expositions Nord et Sud pour les modalités non irriguées. Au Nord, aucune mortalité de l'appareil végétatif aérien des individus n'est à constater, tous substrats et modalités d'irrigation confondus (figure 22, 23). Ceci n'y empêche pas un étalement des valeurs de Fv/Fm sur substrat lourd en absence d'irrigation. Au Sud, l'irrigation montre un effet clair sur les « mortalités » dès le 63^{ème} jpp. En fin d'expérience (84^{ème} jpp, 16-07-18), le résultat reste cependant le même, tous substrats et orientations confondus : en absence d'irrigation, l'appareil végétatif aérien de la grande majorité des individus est mort, possédant tous des valeurs de Fv/Fm voisines ou égales à zéro. Seul un individu peut encore être considéré vif, bien qu'affichant une valeur de Fv/Fm proche du seuil de mortalité spécifique de *S. caerulea* (0,277). L'effet du substrat ne se montre pas de manière claire. Il est simplement possible de constater qu'en l'absence d'irrigation, au Nord comme au Sud et sans pour autant se marquer dans les « mortalités », les diminutions du ratio Fv/Fm sont plus rapidement visibles sur substrat lourd. Enfin, l'effet du facteur aléatoire « bloc » s'illustre sous irrigation au 84^{ème} jpp au travers des individus des blocs III et/ou IV qui affichent un Fv/Fm moindre.

e) *Helianthemum nummularium* (L.) Mill. :

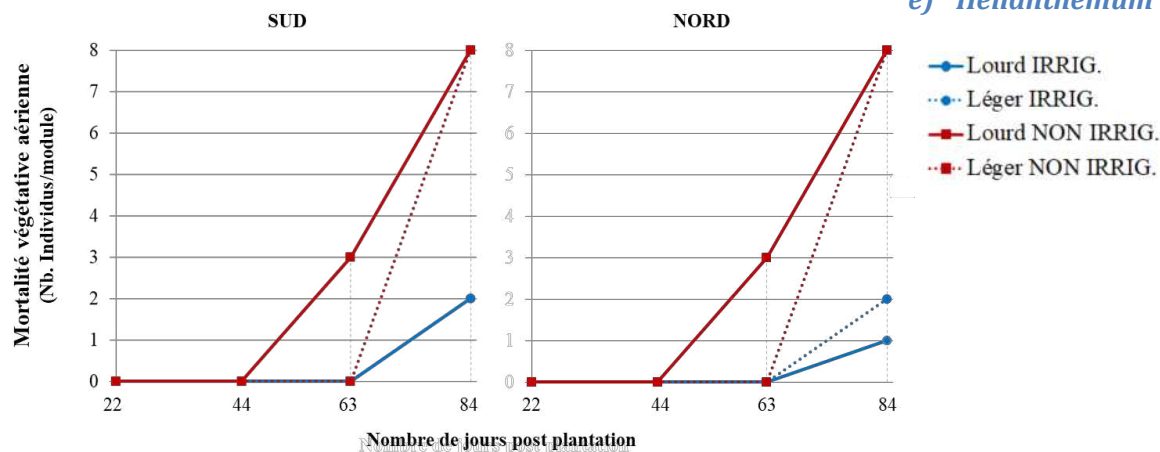


Figure 24 : Mortalité végétative aérienne, *H. nummularium* (L.) Mill., Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*H. nummularium* : 0,283).

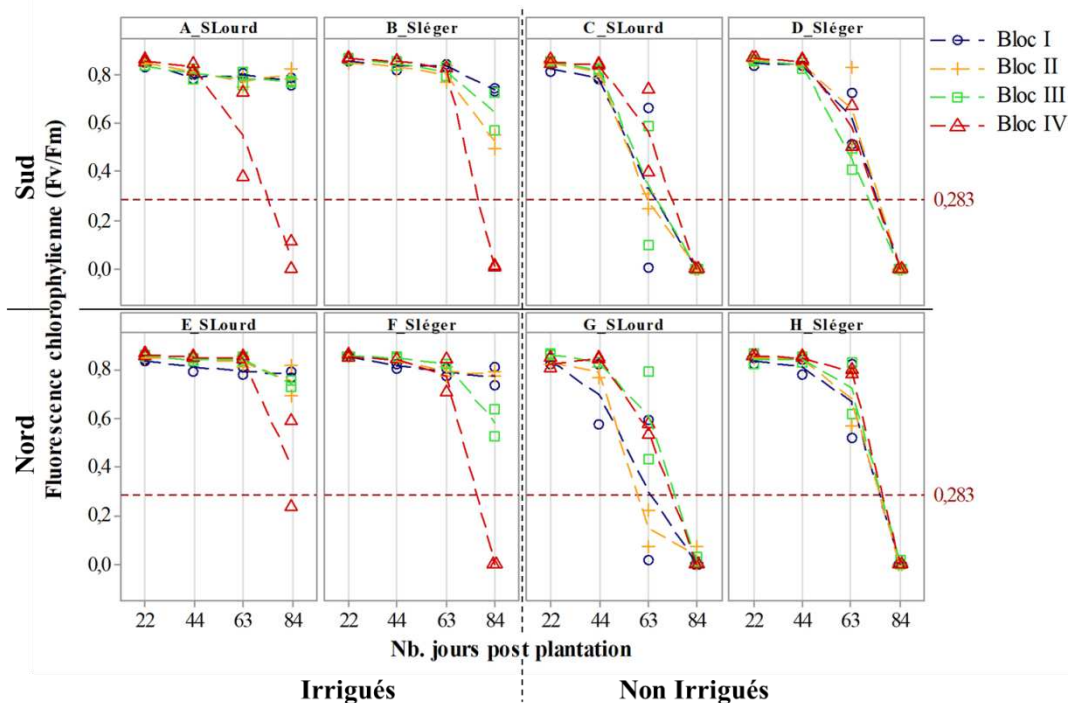


Figure 25 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *H. nummularium*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Chez *H. nummularium*, le ratio Fv/Fm de la majorité des individus sur modules irrigués est stable jusqu'au 63^{ème} jour (25-06-18), tout comme les mortalités qui y restent nulles (figure 24, 25). En l'absence d'irrigation, une constatation identique peut être réalisée jusqu'au 44^{ème} jpp (30-05-18). Au 63^{ème} jpp, le nombre d'individus dont l'appareil végétatif aérien est mort atteint 3 sur substrat lourd irrigué, quelle que soit l'orientation, alors qu'il reste nul pour l'ensemble des autres modalités. Cet effet est évidemment aussi visible sur le ratio Fv/Fm, beaucoup plus variable dans ces conditions. Le facteur exposition ne montre pas d'effets visibles que ce soit en termes de mortalité de l'appareil végétatif aérien et plus généralement, en termes de l'évolution du ratio Fv/Fm. En fin d'expérience, les différences les plus marquées apparaissent selon les modalités du facteur irrigation : l'ensemble des individus présents sur modules non irrigués possède un appareil végétatif qui renvoie des valeurs de Fv/Fm proches ou égales à zéro. Les nombres d'individus en mortalité végétative aérienne y atteignent donc leur plafond alors que sous irrigation, ils se limitent à 1 ou 2 individus qui appartiennent tous au bloc IV.

f) *Geranium sanguineum* L., :

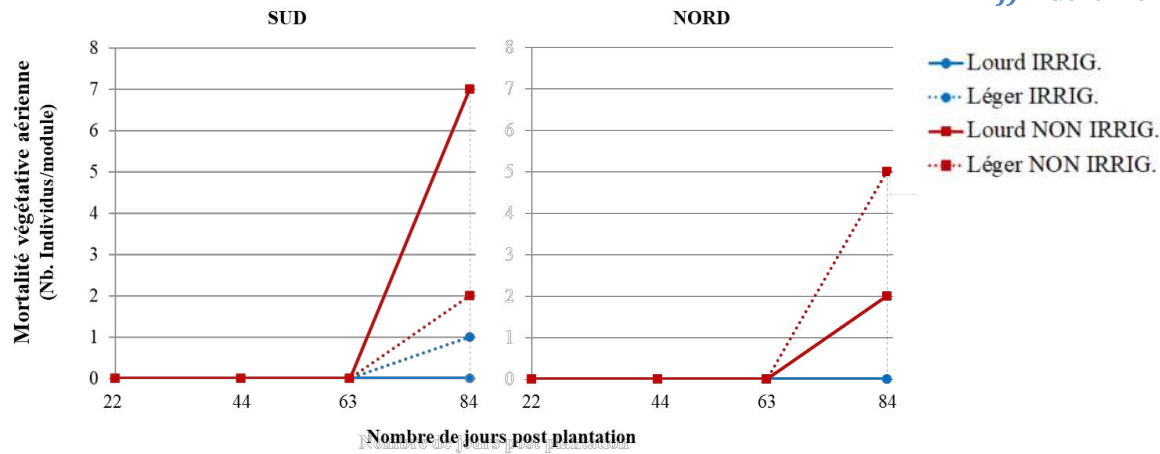


Figure 26 : Mortalité végétative aérienne, *G. sanguineum* L., Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*G. sanguineum* : 0,277)).

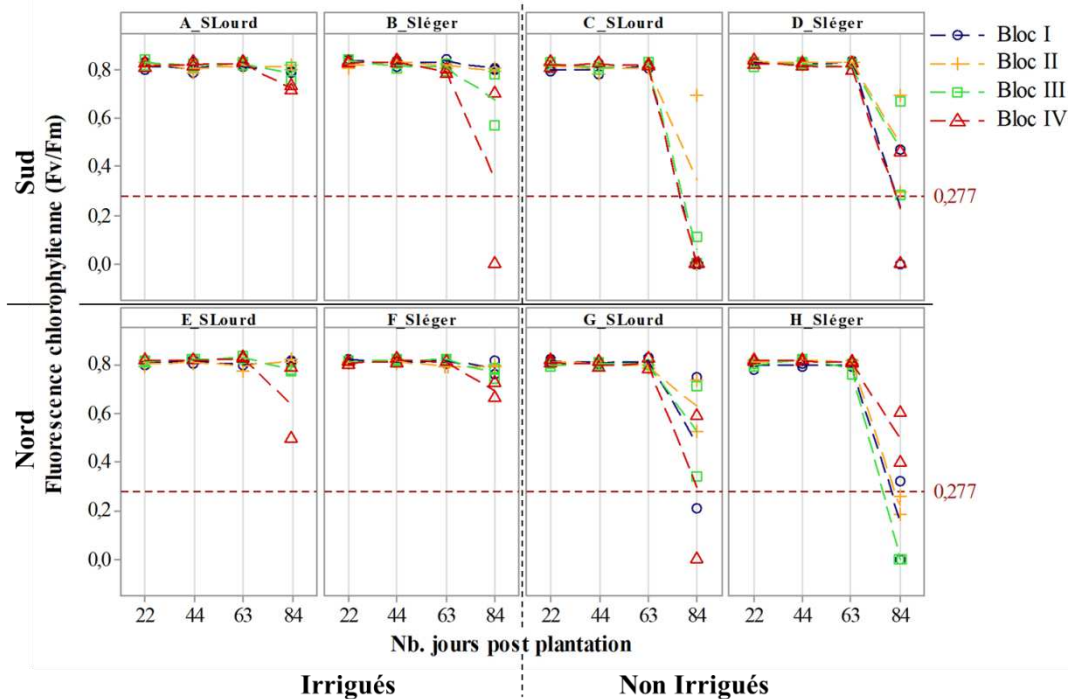


Figure 27 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *G. sanguineum*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Aucune mortalité de l'appareil végétatif aérien des individus de *G. sanguineum* n'est à constater jusqu'au 63^{ème} jpp inclus (26-06-18) (figure 26). L'ensemble des individus conserve même un ratio Fv/Fm très stable jusqu'à cette date, quels que soient le bloc et les modalités des différents facteurs (figure 27). Entre le 63^{ème} jpp et le 84^{ème} jpp (16-07-18), une diminution brutale de ce ratio ainsi qu'une augmentation des mortalités sont à constater. Ce sont les modalités non irriguées qui atteignent les plus grands nombres de « morts » particulièrement au Sud où apparaissent les plus fortes diminutions de Fv/Fm. En présence d'irrigation au 84^{ème} jpp, ce sont les ratios Fv/Fm des individus des blocs bas (IV particulièrement) qui ont tendance à se détacher des autres individus.

g) *Cymbalaria muralis* G.Gaertn., B.Mey. & Scherb :

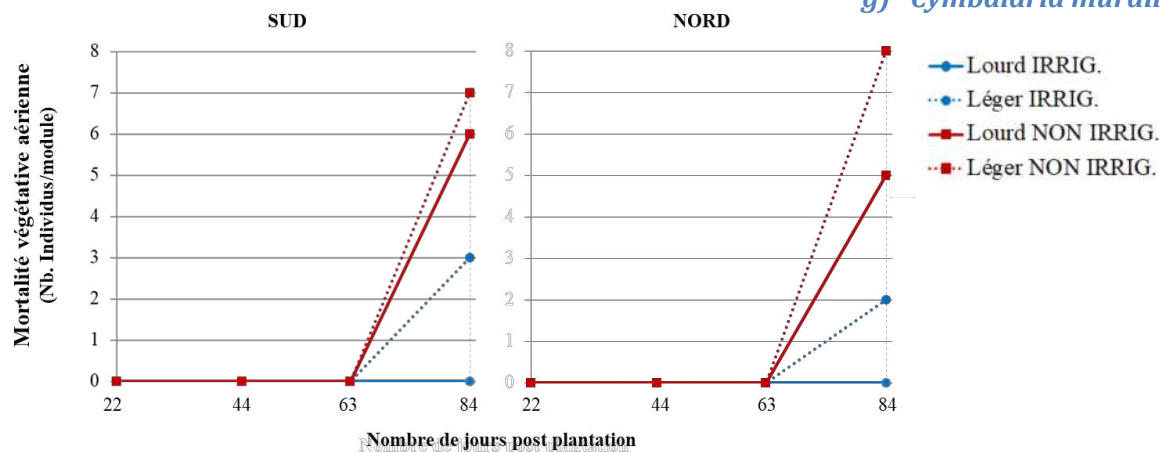


Figure 28 : Mortalité végétative aérienne, *C. muralis* Gaertn., Mey. & Scherb., Évolution par modalité du nb.d'individus dont l'appareil végétatif aérien est considéré mort, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18) (ratio Fv/Fm (fluorescence) inférieur au seuil de mortalité végétative aérienne pour l'espèce (*C. muralis* : 0,270).

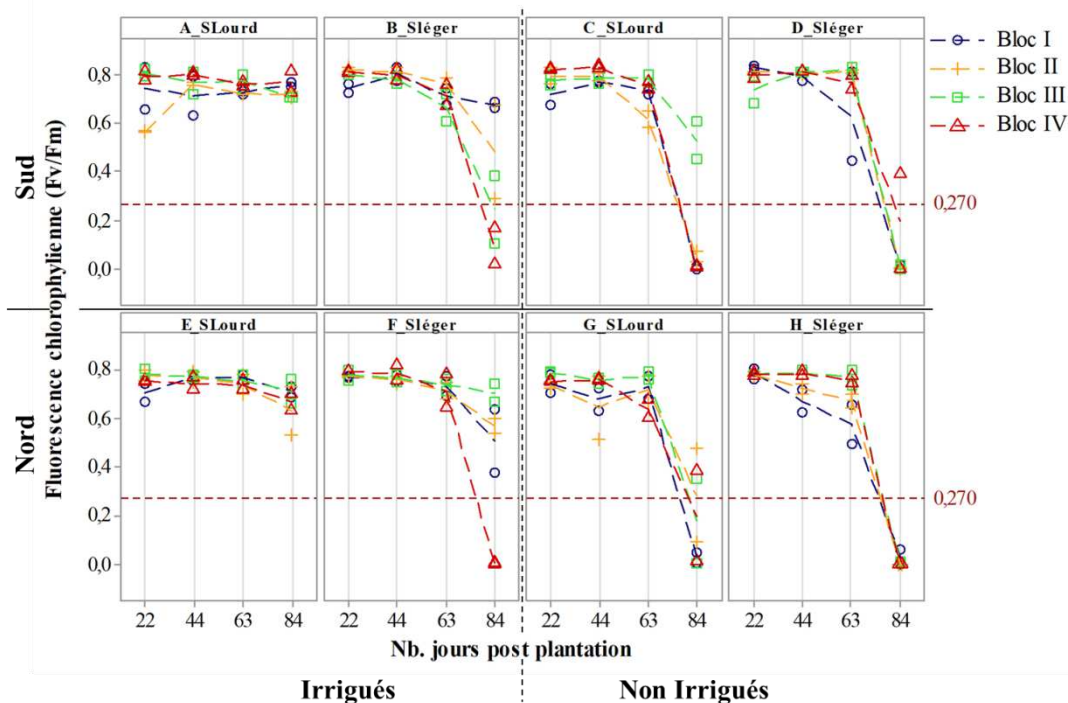
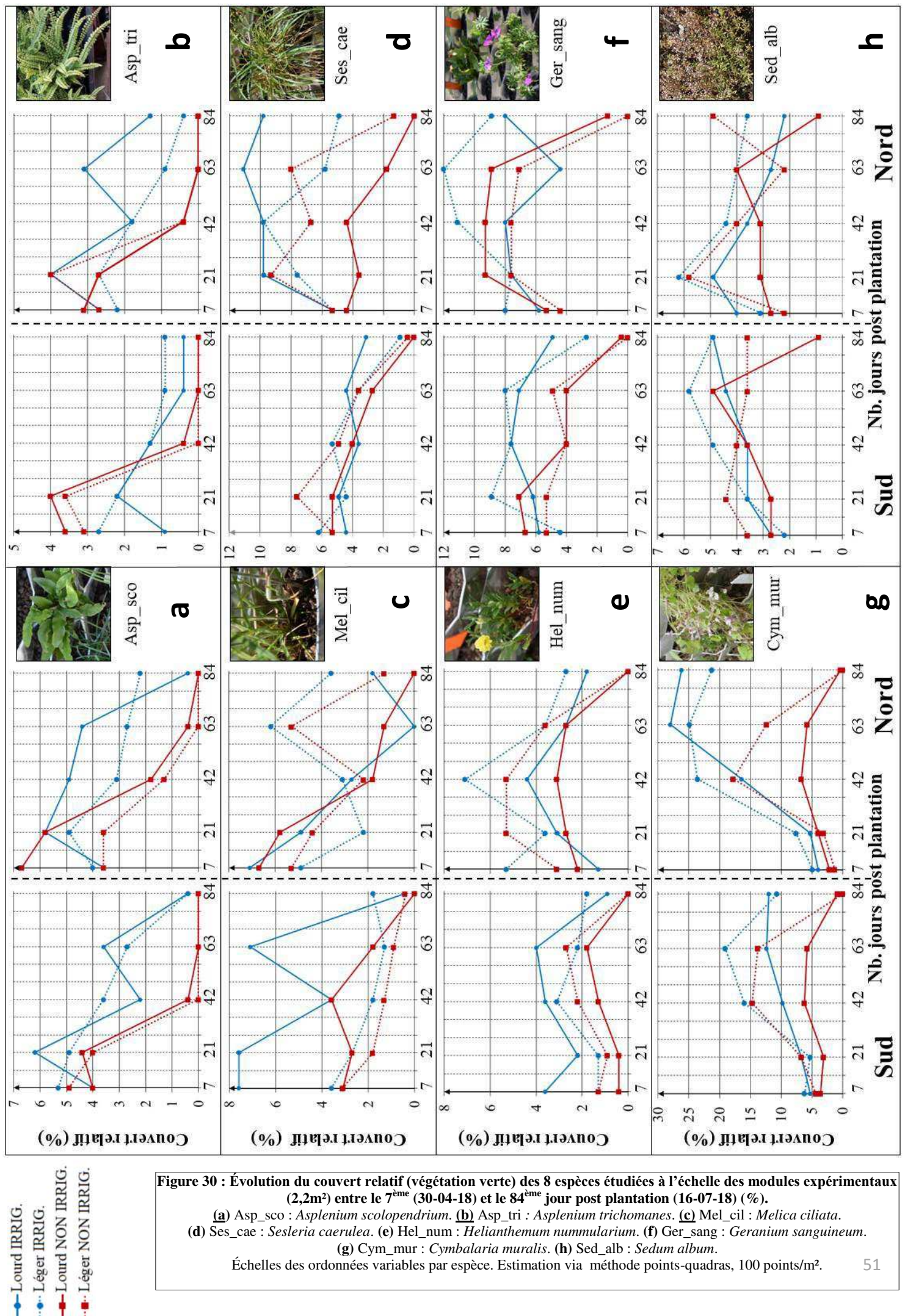


Figure 29 : Évolution du ratio Fv/Fm au cours du temps par modalité et par bloc pour *C. muralis*, du 22ème (15-05-18) au 84ème jour post plantation (16-07-18). Les symboles individuels (●, +, ■, ▲) illustrent les mesures réalisées sur chaque individu de l'espèce considérée. Les lignes tiretées marquent l'évolution des moyennes par bloc. La ligne tiretée horizontale rouge correspond au seuil de Fv/Fm caractérisant la mortalité végétative aérienne pour l'espèce.



Chez *C. muralis*, aucune mortalité n'est à constater, toutes modalités et tous blocs confondus jusqu'au 63^{ème} jpp inclus (25-06-18) (figure 28). D'ailleurs, dans la majorité des modalités, la variation du Fv/Fm reste faible jusqu'à cette date bien qu'au 63^{ème} jpp, des valeurs inférieures à 0,6 chez certains individus soient possibles (figure 29). En l'absence d'irrigation, des diminutions brutales du ratio Fv/Fm apparaissent entre le 63^{ème} jpp et le 84^{ème} jpp (16-07-18) faisant rapidement monter le nombre d'individus caractérisés par un appareil végétatif aérien mort. Au 84^{ème} jpp, en présence d'irrigation, l'ensemble des individus sur substrat lourd conserve leur appareil végétatif vif, caractérisé par des valeurs de Fv/Fm entre 0,5 et >0,8. Au contraire, sur substrat léger, 2 à 3 individus sont « morts », appartenant tous au bloc bas (III et IV particulièrement). L'orientation ne tend pas à montrer d'effets sur les deux indicateurs ici présentés.



Évolution du couvert relatif des espèces (végétaux verts) (figure 30) :

Chez *A. Scolopendrium*, le couvert relatif varie de 0 à 7% en cours d'expérience. Des écarts initiaux entre modalités d'environ 3% sont possibles (figure 30 A). Le couvert diminue rapidement entre le 21^{ème} et 42^{ème} jpp sur les modalités non irriguées, particulièrement au Sud. Une influence des apports d'eau par décroissance plus lente du couvert est visible par séparation des courbes rouges et bleues entre le 42^{ème} et 84^{ème} jpp. In fine, la diminution du couvert est généralisée, une seule modalité conserve un couvert > 2%.

A. trichomanes affiche une évolution relativement similaire. La gamme de variation du couvert est comprise entre 0 et 4% pour une variation initiale de $\pm 3\%$ (figure 30 B). Le couvert diminue rapidement entre le 21^{ème} et le 42^{ème} jpp sur les modalités non irriguées. Au 84^{ème} jour d'expérience, seules les modalités irriguées conservent un couvert relatif non nul, voisin de 1%.

Chez *M. ciliata*, le couvert varie entre 0 et 8% pour des écarts initiaux de $\pm 2\%$, à l'exception d'une modalité affichant un couvert d'environ 8% qu'elle maintiendra supérieur sur la durée de l'expérience (figure 30 C). Aucun facteur ne ressort clairement afin de caractériser la décroissance globale observée chez *M. ciliata*. Au 84^{ème} jour, la majorité des modalités sont caractérisées par un couvert relatif < 2%.

S. caerulea affiche un couvert variable entre 0 et 12% sur les 84 jours d'expérience (figure 30 D). A l'initial, des différences de 2% sont possibles. Au sud, son couvert tend à se maintenir jusqu'au 63^{ème} jpp au-delà duquel une seule modalité irriguée conserve un couvert > 2%. Au Nord, ce sont les modalités irriguées qui atteignent les plus hautes valeurs de couvert (10-11%). Dans cette exposition, en absence d'irrigation, l'espèce n'occupera également plus qu'un couvert < 2% au 84^{ème} jpp.

Le couvert de *H. numularium* varie entre 0 et 7% pour des écarts initiaux de maximum 4% (figure 30 E). Au Sud comme au Nord, son couvert augmente dans un premier temps. Cette augmentation peut être plus marquée au Nord, avant de montrer une décroissance forte pour la majorité des modalités entre les 63^{ème} et 84^{ème} jpp. En définitive, seules les modalités irriguées conservent un couvert non nul.

G. sanguineum peut recouvrir près de 12% des modules expérimentaux pour des écarts initiaux de maximum 4% (figure 30 F). Les couverts atteints sur modalités Nord sont majoritairement supérieurs à ceux de leurs homologues Sud. Des différences se marquent entre modalités irriguées et non irriguées via la dynamique d'évolution et du maintien du couvert (≈ 0 au 84^{ème} jpp en l'absence d'irrigation). Les plus hautes valeurs sont atteintes au Nord en présence d'irrigation, toujours $\geq 8\%$ au 84^{ème} jpp.

C. muralis affiche la plus grande gamme de variation du couvert, pouvant à elle seule recouvrir près de 30% de la surface (figure 30 G). Les écarts initiaux atteignent 5%. Le couvert demeure inférieur à 20% au Sud et dépasse 25% au Nord. Des différences se marquent selon le facteur irrigation, soit dans les niveaux de couvert atteint et/ou dans son maintien (84^{ème} jpp Sud > 10% ; Nord > 20%). En l'absence d'irrigation, c'est sur substrat léger que *C. muralis* atteint les plus forts couverts (Sud : 15% Vs. 7% max ; Nord : 18% Vs. 7%) sans pour autant afficher de différence en fin d'expérience.

Chez *S. album*, le couvert varie entre 1 et 7% pour une variabilité initiale d'environ 2% (figure 30 H). Aucun facteur ne ressort de manière particulière et *S. album* n'affiche pas de variation claire entre le début et la fin de l'expérience. Il faut cependant noter la décroissance marquée observée au Sud comme au Nord sur substrat lourd en l'absence d'irrigation entre les 63^{ème} et 84^{ème} jpp. In fine, les modalités Nord irriguées conservent le couvert le plus élevé en *S. album* (5% de la surface).

5. Discussion.

5.1 Espèces, écologie et succès global :

Cette section s'intéresse à décrire les performances des différentes espèces testées et à les mettre en lien avec leur écologie (les informations écologiques telles que environnement, préférence lumineuse, humidité édaphique, pH, niveau trophique selon Ellenberg (1988) et Julve (1998), proviennent principalement des bases de données suivantes (Ellenberg, 1988; Julve, 1998; Botanical Society of Britain & Ireland et al., 2018). Pour ce faire, au-delà de petites particularités physiologiques et écologiques, ce sont les calculs de mortalité des appareils végétatifs aériens (ava.) et les estimations de recouvrement au 63^{ème} jour post plantation qui pourront être utilisés. En effet, au-delà de cette date, la période de forte sécheresse de juillet 2018 (Institut Royal de Météorologie, 2018) impacte l'ensemble des espèces et rend difficiles les interprétations (les impacts du climat sur la période d'étude seront abordés plus loin).

Au 63^{ème} jour, à l'échelle du dispositif complet, certaines espèces telles que *A. scolopendrium* et *A. trichomanes* affichent de faibles performances (>50% d'individus dont l'appareil végétatif aérien (ava.) est mort). Ces deux espèces montrent des sensibilités au Sud, sans doute sous l'effet de stress photo-oxydatifs étant donné leur nature hémisciaphile à sciaphile (Taiz et al., 2015). D'autres espèces de fougères telles que *Asplenium ruta-muraria*, également typiques des falaises et des vieux murs, mais beaucoup plus résistantes aux lumières intenses, pourraient afficher de meilleures performances. *A. scolopendrium* est le plus souvent affiliée aux falaises humides (substrat frais). Il n'est donc pas étonnant que, même au Nord, en l'absence d'irrigation, cette espèce montre de faibles performances (haut taux de mortalité). Il est plus étonnant qu'*A. trichomanes* considérée comme une espèce xérophile typique des milieux chasmophytes (Segal, 1969; Larson et al., 2000) y montre également une haute mortalité végétative aérienne.

D'autres espèces comme *M. ciliata*, *S. caerulea* et *H. nummularium* montrent des performances mitigées en fonction des modalités (<20% mortalité ava.). Ces trois espèces sont héliophiles, mésoxérophiles à xérophiles et sont retrouvées dans les milieux rocheux ouverts tels que l'aplomb des falaises. Malgré son caractère héliophile, *S. caerulea* affiche de faibles performances au Sud en l'absence d'irrigation, sans doute sous la combinaison d'un substrat qui s'assèche plus rapidement, d'une évapotranspiration plus marquée et de potentiels stress photo-oxydatifs. Les deux autres espèces affichent des caractéristiques écologiques décrites comme similaires, mais ne montrent pas de réaction à l'exposition et réagissent davantage à l'absence d'irrigation sans différence entre Sud et Nord. Ces 3 espèces tendent à afficher majoritairement un moindre recouvrement au Sud sur l'ensemble de la durée de l'expérience, secondairement à des mortalités plus importantes, mais ce n'est pas la seule explication. En effet, il a été observé que *M. ciliata* et *S. caerulea* enroulaient leurs feuilles sous exposition Sud. Cette stratégie est fréquente chez de nombreuses graminées (« Leaf rolling ») et limite

la superficie effective des feuilles et donc l'évapotranspiration (Clarke, 1986). D'un autre point de vue, il est intéressant de noter les floraisons abondantes de *H. nummularium* sur lesquelles de nombreux pollinisateurs ont été observés.

Enfin, d'autres espèces comme *G. sanguineum* et *C. muralis* n'affichent aucune mortalité au 63ème jour post plantation et parfois même, dans le cas de *G. sanguineum*, aucun signe de dépérissement (Fv/Fm très stable). Aucune donnée ne permet de le prouver, mais les observations visuelles réalisées sur *S. album* tendraient à l'inclure dans cette 3ème catégorie. Au-delà de sa floraison abondante et de son couvert pouvant atteindre plus de 10%, *G. sanguineum* est caractérisé par une grande tolérance au stress, notamment sous exposition Sud, qui pourrait s'expliquer par l'accumulation de pigments chlorophylliens de type caroténoïde (Taiz et al., 2015), ce qui lui vaudrait son nom vu les couleurs rougeâtres de ses tiges et de ses feuilles. *S. album*, est une espèce typique des milieux très secs et très ensoleillés qui, bien que n'ayant pu être mesurée, affiche une grande résistance au travers de certaines adaptations physiologiques telles que son métabolisme de type CAM induit (Castillo, 1996). Ces deux espèces sont fréquemment observées sur dalles rocheuses d'exposition ensoleillée où le substrat atteint de très faibles profondeurs. Enfin, bien que parfois caractérisée d'hémisciaphile et préférant les substrats frais, *C. muralis* est l'espèce qui montre les plus hauts taux de recouvrement dans la majorité des modalités, allant même parfois jusqu'à recouvrir d'autres espèces lorsque les conditions lui sont les plus favorables. Tout comme *S. album*, cette espèce est capable de former de nouvelles racines au départ d'un fragment, stratégie de reproduction végétative intéressante en milieu vertical. De plus, *C. muralis* se montre également adaptée aux milieux de falaises et de murs au travers de sa reproduction sexuée, plantant ses propres graines au sein d'anfractuosités de la matrice rocheuse grâce à ses tiges florifères à géotropisme négatif induit (Lundholm, 2006).

Au-delà de spécificités dans la réponse des espèces, il est d'abord intéressant de remarquer qu'il est possible de mettre en place des systèmes de murs végétalisés sur base d'espèces indigènes visuellement et écologiquement intéressantes. En effet, bien que les intérêts de l'usage d'une flore native soient connus, cela n'est que très rarement mis en œuvre. La littérature leur accorde souvent, à tort, de mauvaises performances sans que de tests ne soient réalisés. Pourtant, au vu des résultats de ce travail, il est plus probable que ces mauvaises performances proviennent d'une mauvaise conception des systèmes de murs végétalisés plutôt que des espèces elles-mêmes.

Ensuite, adopter un point de vue plus global permet d'identifier les modalités de facteurs qui sont caractérisées par « un succès » plus important, au sens commun du terme (Cfr p.62). L'irrigation et plus précisément, les réserves en eau du substrat ressortent comme le facteur le plus important pour obtenir des recouvrements élevés. Des orientations qui permettent le maintien de températures plus basses, d'une hygrométrie plus importante et où l'énergie radiative reçue est moindre, permettraient également d'atteindre des niveaux de couvert en végétation verte plus importants. En effet, une exposition permanente au soleil direct peut se traduire par un assèchement plus rapide du substrat et

par l'apparition de stress supplémentaires tels que photo-oxydatifs. Quant aux substrats testés, hors irrigation, la meilleure rétention d'eau du substrat léger sur le long terme aurait son importance. Les différences de couvert observées d'une modalité à l'autre pourraient également être attribuées à la richesse en éléments minéraux et en matière organique qui y diffèrent. Cette influence, bien que très probable, ne se marque pas de manière évidente à l'échelle temporelle de l'expérimentation (84 jours). Il faut cependant préciser qu'il s'agit ici d'une mesure de recouvrement 2D n'excluant pas de potentielles différences en termes de biovolume.

L'analyse de la mortalité globale (au sens de la mortalité de l'appareil végétatif aérien (ava.)) apporte des informations complémentaires afin de caractériser le succès des différentes modalités testées. En effet, des évolutions très différentes en termes de couvert en végétaux verts peuvent cacher des évolutions très proches en matière de mortalité. Il faut donc comprendre par-là que le développement de certains individus et peut-être même plus précisément, des individus de certaines espèces, peut compenser la perte de couvert vert induit par la mortalité des autres. Cependant, les résultats en termes de mortalité globale sont très clairs : bien que certaines synergies impactant la dynamique d'évolution (mortalité apparaissant plus rapidement au Sud e.g) soient possibles, l'irrigation reste, à l'échelle temporelle de l'expérience et dans les conditions testées, le facteur déterminant dans l'apparition des mortalités végétatives aériennes.

5.2 Pistes et recommandations en vue de futurs tests :

5.2.1 L'irrigation, un facteur déterminant :

Dans les conditions de l'expérience, l'influence du facteur « irrigation » s'est marquée avec le temps sur la diminution du ratio F_v/F_m des individus et leur mortalité¹, même chez les espèces les plus résistantes (*G. sanguineum* e.g), dès l'apparition de conditions climatiques défavorables. Son effet sera global en l'absence d'irrigation. Au contraire, des apports d'eau engendrent l'apparition d'une hétérogénéité à l'échelle des modules. En effet, bien que d'autres facteurs non contrôlés puissent être à l'origine de cette hétérogénéité, les résultats illustrent son lien étroit avec le facteur « irrigation ». Nous pouvons donc faire l'hypothèse qu'avec le temps, pour les deux substrats testés et sous le climat d'avril à juillet 2018, l'ensemble des modules en absence d'irrigation et les parties basses des modules sous irrigation s'assèchent progressivement, induisant un stress hydrique plus ou moins rapide et intense en fonction des espèces.

¹ Bien que la mortalité de l'appareil végétatif aérien d'un individu soit fonction de sa fluorescence chlorophyllienne, il existe une nuance entre les deux paramètres, à la base même de la définition du seuil de mortalité. Une diminution importante du F_v/F_m ne se traduit pas toujours par l'apparition de mortalité : les individus peuvent demeurer au-dessus du seuil et voir leur valeur de F_v/F_m augmenter à nouveau si des conditions plus favorables le permettent (Woo et al., 2008).

a) Un élément de design essentiel ?

Comme dans les écosystèmes naturels, la disponibilité en eau semble donc être le facteur le plus limitant (Taiz et al., 2015). Il n'est cependant pas possible de conclure sur son essentialité. En effet, d'autres substrats, d'autres espèces, pourraient potentiellement permettre de maintenir un couvert intéressant, même en cas de conditions climatiques extrêmes. Néanmoins, tout tend à montrer que la dynamique de l'eau reste un facteur très important à considérer dans le design de systèmes artificiels tels que les murs verts.

Il serait potentiellement possible d'identifier une valeur seuil de contenu en eau du substrat qui caractériserait le bloc (au sens de la position verticale par rapport au système d'irrigation) sous laquelle les faibles valeurs de F_v/F_m (et donc les mortalités de l'ava.) apparaîtraient préférentiellement. Ce seuil serait d'autant plus élevé que l'espèce serait sensible au stress hydrique. À l'inverse, ce seuil serait d'autant plus bas que l'espèce y serait tolérante. En effet, le ratio F_v/F_m permet de détecter un stress hydrique rapidement, avant qu'il ne soit visuellement identifiable (Willits et al., 1999). Cette hypothèse ouvre donc des perspectives de recherche intéressantes, notamment afin de revoir les apports d'eau et leur fréquence. Peut-être serait-il alors possible d'utiliser la mesure de fluorescence chlorophyllienne, relativement simple et rapide, réalisée sur une espèce sensible au stress hydrique, afin de planifier les irrigations sur murs végétalisés ? C'est une question à laquelle il serait intéressant de répondre.

b) Revoir le volume apporté à la hausse ?

Un litre par m^2 par jour, soit 2,2l par module expérimental, est-ce suffisant au sein du système ici testé ? Il est difficile de trancher sur cette question et seulement possible de constater que certaines espèces des parties hautes se maintiennent au Sud, que la plupart y survivent au Nord, mais que, sous les deux substrats testés, au Sud comme au Nord, les parties basses des modules irrigués sont victimes d'une hétérogénéité importante qui sera discutée au point suivant. Serait-il possible de revoir ce volume à la hausse pour en réduire l'hétérogénéité (Jim, 2015) ? Possible probablement. Quant à la durabilité, peut-être pas, à moins d'avoir recours à des systèmes complexes de purification des eaux usées (Freed et al., 2008; Riley, 2017). Mentionnée par la littérature comme le volume apporté dans les systèmes les plus performants (Riley, 2017), une extrapolation basée sur le bâtiment d'écologie et de géopédologie de Gembloux Agro-Bio Tech (bâtiments 52 « GP », 50°33'49'' N ; 4°42'9'' E)

a été réalisée afin d'avoir une idée de la durabilité de ce volume dans la situation de Gembloux et de son climat. En effet, ce bâtiment présente un ratio Surfaces toitures/Surfaces murs d'environ 50% ($\pm 860m^2/1730m^2$, valeurs approximatives calculées sur base d'ortho-image/MNT). Selon les estimations de Köhler (2008), en centre-ville, la surface de murs d'un bâtiment équivaut environ au double de son emprise au sol (Köhler, 2008). Or, dans une logique de durabilité et d'autonomie, les eaux de pluie collectées annuellement au niveau du toit d'un bâtiment porteur de murs végétalisés devraient suffire pour subvenir aux besoins de la végétation. Afin de connaître, à l'extrême, le minimum d'eau disponible par m^2 de surface verticale en fonction de ce qui pourrait être récolté par la

toiture du bâtiment GP, il a été imaginé que l'entière de la surface du bâtiment pourrait être végétalisée, sans tenir compte des fenêtres et des portes (soit $\pm 1730 \text{ m}^2$). Dans ces conditions, en utilisant le climat moyen de Gembloux, calculé sur la période 1981-2010 par l'Institut Royal de Météorologie (Institut Royal de Météorologie, 2010b), sur la durée de l'expérience, seul le mois d'avril présente un volume légèrement inférieur à 1L d'eau disponible par m^2 de surface du GP (0.9L). Dès lors, si ce volume est suffisant pour la végétation, en présence d'un système de stockage de l'eau de pluie, dans des conditions habituelles de végétalisation où seuls certains pans de murs sont végétalisés et dans une année climatique normale, le volume de 1L/ m^2 pourrait entrer dans une logique de durabilité. Cependant, dans une année comme 2018 caractérisée par un climat anormalement sec (Institut Royal de Météorologie, 2018), le volume de précipitations n'aurait pas suffi (par exemple, seul 5% du volume attendu aurait été récolté au cours du mois de juillet). Ces épisodes de sécheresse risquant de devenir plus fréquents avec le changement climatique (IPCC, 2014) ils sont importants à considérer dans le futur de la conception des murs végétalisés.

Enfin, n'oublions pas qu'un apport d'1l/ m^2 dans un système habituel de living walls n'est pas équivalent à un apport d'1l/ m^2 dans un système faisant intervenir un volume continu de substrat plus complexe que de la laine de roche ou du feutre horticole. Il serait donc plus cohérent de définir la quantité d'eau apportée en tenant compte du volume. Dès lors, en imaginant la répartition homogène de l'eau à l'échelle d'un module expérimental, 1l/ m^2 correspond à environ 8l/ m^3 de substrat (0,8%).

c) Une hétérogénéité selon l'axe vertical : qu'en déduire ?

Le facteur « bloc » traduit la distance au système d'irrigation. Initialement introduit dans l'expérimentation pour contrôler l'hétérogénéité, ce facteur a montré une influence d'intensité inattendue sur l'ensemble des modalités irriguées. En effet, la mortalité de l'appareil végétatif aérien de la majorité des espèces se trouve plus rapidement atteinte et/ou de manière plus importante dans les parties basses des modules expérimentaux qui, probablement, présentent un moindre contenu volumique en eau. Cette hétérogénéité était attendue, mais son sens inconnu. Les résultats du suivi du contenu en eau des substrats ne permettent d'ailleurs pas de conclure sur son évolution au sein des parties médianes et hautes des modules. Dans la littérature, des gradients d'humidité sont décrits dans les écosystèmes de vieux murs. L'humidité du « substrat » y serait plus importante dans les parties hautes, les zones les plus sèches seraient situées aux hauteurs intermédiaires et une accumulation aurait également lieu dans le bas des murs (Rishbeth, 1948; Duchoslav, 2002). Ici, l'hétérogénéité ne se marque pas de la même façon et tout porte à croire que l'eau disponible serait moindre dans le bas. Sur Living walls traditionnels (Panels, Felt layers, Soil less), C. Jim, 2015 nous fait part d'un gradient identique. Il précise que l'eau n'atteindra le bas des modules que si les apports au sommet sont suffisants. Néanmoins, le système étudié et conçu pour contenir un volume continu de substrats multi-composants, diffère des systèmes habituels. Il semble donc essentiel d'étudier plus précisément la manière dont l'eau peut s'y répartir selon la verticalité.

Un apport d'eau important pourrait éviter que les végétaux des parties basses ne manquent d'eau. Cependant, dans ce cas, un risque de surplus est possible dans les parties hautes, ce qui pourrait également se montrer défavorable (Jim, 2015). De plus, dans une logique de durabilité, nous avons vu que l'usage d'un volume d'eau important n'est pas conseillé. Il serait alors intéressant de tester, par exemple, la présence d'une branche d'irrigation supplémentaire à hauteur intermédiaire sans pour autant doubler le volume apporté et en prévoyant son accessibilité en vue d'une possible maintenance. Une autre piste serait d'étudier différentes tailles de module, en adaptant le volume apporté dans les limites du raisonnable. Cependant, dans une logique d'habitats analogues et de maximisation de la biodiversité, ne serait-il pas plus intéressant de conserver ce gradient ? En effet, sur les vieux murs, la diversité végétale et l'abondance de la végétation sont fortement dictées par la disponibilité en eau (Segal, 1969; Duchoslav, 2002). De même, les écosystèmes de falaises sont caractérisés par une hétérogénéité extrême (Müller et al., 2004; Lundholm J. dans Douglas et al., 2010). Or une hétérogénéité abiotique accrue est favorable à une richesse spécifique plus importante (Yang et al., 2015). Pour fonctionner comme un écosystème et être davantage compatible avec la biodiversité, incorporer et conserver une certaine hétérogénéité abiotique dans les murs végétalisés pourrait donc être intéressant (Madre et al., 2015; Mayrand et al., 2018). Les espèces ressortant comme plus tolérantes au stress hydrique telles que *G. sanguineum*, *C. muralis* ou encore *S. album* pourraient être placées dans le bas des modules. Les espèces montrant une moindre tolérance dans les conditions de l'étude pourraient être positionnées à une distance variable du système d'irrigation en fonction de leur sensibilité. En définitive, plutôt que sa simple suppression, la maîtrise de ce gradient au travers d'une connaissance approfondie de sa répartition (en fonction des différents substrats, des dimensions des modules, des volumes d'eau apportés) est une piste intéressante afin de rapprocher potentiellement ces murs végétalisés des habitats dont ils sont inspirés.

5.2.2 Le substrat, une influence peu marquée :

a) Ses effets :

L'effet du facteur substrat ne se marque pas de manière claire sur l'état de stress (Fv/Fm) ni sur la mortalité de la végétation à l'échelle des 84 jours d'expérimentation. Cependant, des différences sont tout de même visibles sur la dynamique d'évolution du recouvrement global à l'échelle des modules. En absence d'irrigation au Nord, le recouvrement de la végétation (végétation verte) est devenu momentanément bien plus important en comparaison à ce qu'il était sur substrat lourd dans les mêmes conditions d'irrigation et d'exposition. Une diminution plus forte de la surface visible en éléments constitutifs a également pris place sur ce substrat au Sud. La végétation (du moins, certaines espèces comme *C. muralis*), y montrerait donc un plus fort développement sans pour autant que cela ne soit visible à long terme.

Pour cause à ces différences dans l'évolution du recouvrement, deux hypothèses :

- un comportement hydrique différent entre substrats, se marquant dans des contenus volumiques à saturation plus importants sur substrat léger, mais surtout évoluant différemment avec le temps. Le substrat léger, en l'absence d'irrigation, contiendrait donc, plus longtemps, un volume d'eau qui permettrait, soit le maintien de la végétation à l'échelle du module au Sud, soit le développement plus important, au moins d'une partie des végétaux au Nord.
- Une influence de la fertilité des substrats est également possible. En effet, le substrat léger contient une plus grande proportion de terreau qui se traduit par une plus grande quantité de matière organique et de fertilisant NPK. D'ailleurs, bien qu'aucun signe de chlorose évidente n'ait été observé sur les 84 jours d'expérience, le manque d'éléments nutritifs se marquera très certainement avec le temps de manière différente au sein des deux substrats. Cependant, les végétaux testés sont volontairement issus de milieux caractérisés par de faibles richesses trophiques. La majorité des espèces est caractérisée par des besoins trophiques situés dans la gamme entre la méso-oligotrophie et l'oligotrophie (Julve, 1998; Botanical Society of Britain & Ireland et al., 2018). Nous pouvons donc espérer qu'ils ne nécessiteraient que de faibles quantités d'intrants qui, issus de sources durables apportées de manière ponctuelle/raisonnée, ne représenteraient pas un problème de durabilité.

b) Dans les limites du test...

Seuls, deux substrats identiques en éléments constitutifs ont été testés. Les composants choisis l'ont été sur base d'hypothèses car, étant donné la prépondérance des systèmes hydroponiques de living walls actuels (Riley, 2017; Fernandez-Canero et al., 2018), il est très complexe de trouver des informations sur la composition d'un substrat pour murs végétaux et ce, d'autant plus dans l'optique de créer un analogue d'habitats naturels. Au travers des compositions testées, l'objectif était d'imiter, dans la mesure du possible, les substrats qui caractérisent les habitats modèles. En cela, le substrat lourd est potentiellement plus cohérent sur le plan écologique car jugé plus proche de ce que les espèces sélectionnées peuvent rencontrer dans leur milieu naturel (moins riche, plus sec, plus minéral et grossier). Le substrat léger s'éloignerait donc des caractéristiques des milieux pauvres d'où proviennent les végétaux sélectionnés étant donné une plus grosse proportion de terreau qui se traduit par une plus grande richesse (matière organique, NPK) ainsi que par une capacité de rétention en eau accrue. Cependant, même le substrat lourd reste sans doute éloigné du substrat des habitats modèles. En effet, les écosystèmes de falaises et de vieux murs sont caractérisés par des dynamiques complexes liées à la verticalité et à la dégradation de la matrice « rocheuse ». Cette dégradation est notamment fonction de sa composition et de sa porosité et cette dernière impacte entre autres, les réserves en eau au sein des anfractuosités où sont enracinés les végétaux (Segal, 1969; Larson et al., 2000; Francis, 2011). Les observations réalisées durant l'expérience ne sont donc réellement valables que pour les 2 substrats ici testés et auraient pu être très différentes si leur composition l'avait été. De nouveaux tests

devraient donc être imaginés afin d'investiguer une plus large gamme de compositions et leurs effets à long terme. Tout en essayant d'approcher davantage les habitats modèles par leur analyse in-situ, le contenu en eau du substrat et sa disponibilité pour la végétation devraient rester des éléments de choix centraux au vu des résultats de cette étude.

c) Contraintes, bâtiments et perspectives :

Au-delà des propriétés du substrat pour la végétation, d'autres facteurs sont importants à considérer dans la conception des murs végétalisés : la masse des dispositifs doit être prise en compte et, dans cette masse, le substrat reste bien souvent l'élément le plus lourd.

Premièrement, suite au remplissage en substrat des modules, des problèmes techniques ont été rencontrés. En effet, les feuilles de métal déployé suprême 200 XL © ne se sont pas montrées suffisamment résistantes et se sont déformées sous le poids du substrat. La flèche (déformation en flexion) a atteint plus de 25cm au centre des modules avec substrat lourd. Il a donc été nécessaire de les vider partiellement et de les renforcer à l'aide de sangles d'arrimage avant de les remplir à nouveau. Dans l'optique de futurs tests, il est donc primordial de considérer ces aspects, sans quoi la flèche pourrait, à long terme, causer la rupture de l'aluminium. Si ces dimensions sont conservées (200clx110xm), l'usage de renforts intermédiaires (usage de tiges filetées e.g) devrait être envisagé. En connaissance de la résistance à la flexion du matériau utilisé, il serait également possible de redimensionner les modules pour éviter toute déformation.

Ensuite, l'usage des murs végétaux est, à l'heure actuelle, essentiellement imaginé au sein de l'infrastructure verte urbaine pour la végétalisation des surfaces verticales de bâtiments. Or, la masse de ces dispositifs n'est pas négligeable. La plupart des projets de végétalisation verticale ne sont bien souvent envisagés que dans le cadre de nouvelles constructions, ceci afin de s'assurer de la résistance de la structure. Leur utilisation pour réduire la fragmentation au sein de la matrice urbaine est donc limitée. Les informations fournies par les constructeurs de 6 systèmes existants font référence, dans la majorité des cas (5/6), à une masse inférieure à 100kg/m², substrat humide et végétation comprise (Ecoworks © ; Mobilane © ; Sempergreen © ; Muurtuin © ; PlantDesign) et dans un seul cas, à 160kg/m² (Garsy ©). Comparativement, les systèmes ici créés sont donc plus lourds, faisant intervenir des volumes continus de substrats multi-composants alors que la tendance dans les designs actuels est à la limitation, parfois à l'extrême du substrat disponible (Jim, 2015). Leur masse estimée peut varier entre 100 et 170kg/m² pour le substrat léger et 150 - 200kg/m² pour le substrat lourd, à sec et à saturation respectivement (la masse potentielle d'une végétation composée de petites herbacées pérennes et de petits buissons est comprise dans ces valeurs et estimée à 20kg/m² (Growing Green Guide, 2018)). Dans des conditions d'humidité normales, le substrat léger reste donc plus intéressant sur le plan architectural. Cependant, conçus sur base des murs « antibruits » actuellement produits par la société Métal Déployé Belge, la vocation des murs végétaux conçus dans le cadre de ce projet n'est pas d'être suspendus aux murs comme ce qui est fait à l'accoutumée. Les modules sont prévus pour

être autoportants, compris entre deux poutres de type HEA (en H) directement insérées dans les fondations. Des murs végétalisés modulaires imaginés selon ce principe peuvent donc contenir des volumes de substrat plus importants et, dans des limites raisonnables, être caractérisés par une masse plus importante. Leur nature autoportante permettrait également de végétaliser des bâtiments initialement non prévus à cet effet et donc d'augmenter la portée des murs végétalisés. Ensuite, dans l'optique d'améliorer le réseau écologique en milieu anthropique, des usages moins limitatifs et plus généralistes, non limités à une application dans le bâtiment, sont également envisageables. En effet, un usage en cloisons/clôtures à la mode des gabions est déjà proposé par la firme Garsy © dont les structures modulaires possèdent une masse plus importante. Medl et al. (2017) envisagent l'usage des murs végétalisés le long des voies de communication, le long des autoroutes, des tunnels, et ce même en milieu rural, en remplacement des clôtures, des brise-vues et des murs antibruits traditionnellement utilisés. Cette perspective est intéressante à explorer afin de recréer des couloirs verts pour reconnecter les paysages fragmentés (Medl, Stangl, & Florineth, 2017; Medl, Stangl, Kikuta, et al., 2017).

5.2.3 L'exposition, des effets variables :

De manière globale, une orientation Sud induit des extrêmes microclimatiques, des insulations fortes et de hautes températures qui, sur l'écosystème naturel des murs et des falaises se traduit par un couvert végétal moindre en comparaison aux 3 autres points cardinaux (Segal, 1969; Francis, 2011). Dès lors, dans les conditions de l'expérience, même en présence d'irrigation, une exposition Sud se montre plus contraignante qu'une exposition Nord. Par hypothèse, ses effets doivent se marquer à travers l'apparition de stress additionnel chez les espèces non adaptées (photo-oxydatif, thermique e.g). Le stress hydrique qui, au 84^{ème} jour d'expérience, se marque chez l'ensemble des espèces, se trouve sans doute accentué, de fortes quantités d'énergie solaire et thermique accélérant la diminution du stock d'eau disponible par l'évapotranspiration des végétaux et l'évaporation directe depuis le substrat. En effet, les quantités d'énergie radiative reçues durant le début de l'été 2018 ont été particulièrement importantes (Institut Royal de Météorologie, 2018). À la surface des modules, les « dataloger » de température ont enregistré, pour les 4 modalités Sud, une température moyenne supérieure à 20°C sur les 84 jours d'expérience. C'est au niveau des extrêmes que l'effet de l'exposition se montre flagrant : systématiquement supérieurs à 40°C au Sud, les maximums de température ont même dépassé les 50°C ; au Nord, les maximums n'ont pas dépassé 29°C.

Chez certaines espèces (*H. nummularium*, *G. sanguineum* e.g), l'influence de l'exposition ne se marque pas pour autant sur la Fluorescence (Fv/Fm) et la mortalité. Par contre, cela n'exclut pas des différences en termes de couvert relatif spécifique entre expositions Sud et Nord (*H. nummularium* e.g). Ceci est particulièrement le cas chez *C. muralis*, affichant des couverts relatifs à l'échelle des modules expérimentaux bien plus importants au Nord en comparaison au Sud. Enfin, particulièrement chez les fougères testées (*A. scolopendrium*, *A. trichomanes*), l'orientation se montre déterminante et au Sud, en l'absence d'irrigation, le dépérissement des individus est fortement accéléré.

Dès lors, au contraire de l'absence d'irrigation qui, dans les conditions de l'expérience, montre un effet sur l'ensemble des espèces, le facteur exposition se montre moins contraignant et devrait davantage être géré au « cas par cas ». Certaines espèces ne devraient idéalement pas être placées au Sud et, bien que non observé ici, d'autres ne devraient idéalement pas être placées au Nord. En effet, rappelons que l'expérience a eu lieu entre avril et juillet 2018 et que les effets du facteur exposition sont liés à la saisonnalité. Une espèce ne montrant pas de préférence directe entre expositions sur cette période de l'année pourrait réagir différemment en fonction de l'orientation une fois l'hiver arrivé. L'influence de ce facteur devrait donc être suivie à plus long terme avant de tirer des conclusions sur le comportement des différentes espèces testées. Des orientations intermédiaires entre ces deux extrêmes devraient également être envisagées (Ouest, Est).

5.3 Hypothèse des habitats analogues : succès et critique.

Depuis les travaux de J. Lundholm (2006), l'hypothèse des habitats analogues a été citée dans un nombre croissant d'articles pour les bénéfices en matière de biodiversité et de durabilité qui lui sont supposés (Lundholm et al., 2006). En effet, le concept reste très théorique et ses mises en œuvre concrètes sont rares dans la littérature, pour ne pas dire inexistantes. Un seul travail portant sur son application concrète sur toiture végétale par Choi (2012) a été trouvé sur Google Scholar le 01/08/18 (Choi, 2012). De plus, dans le domaine de la végétalisation des bâtiments, au-delà des bénéfices anthropiques (thermique des bâtiments et purification de l'air e.g) qui représentent les préoccupations principales (Francis et al., 2011; Medl, Stangl, & Florineth, 2017), Green Roofs et Green Walls restent très souvent de simples challenges horticoles/ornementaux sans considération réelle de leur potentiel écologique (Oberndorfer et al., 2007). Dès lors, l'évaluation du succès d'un mur végétalisé se fait au travers de son couvert global. Le recouvrement en végétation verte reste en effet la préoccupation principale du gestionnaire/propriétaire de murs végétalisés car « un mur vert doit être vert ». En cela, sans considération d'une échelle plus fine (diversité en espèces, indigénat, processus écologique e.g),

un couvert dense, in fine mono-spécifique, représentera un succès aux yeux d'un grand nombre de personnes. Si par contre l'objectif derrière la conception d'un mur végétalisé va au-delà des bénéfices ornementaux, thermiques, acoustiques et vise en plus des bénéfices sur le plan écologique, alors le couvert dense mono spécifique, continu et bien vert ne représentera plus un succès, mais deviendra un échec. Le succès des murs végétalisés en termes d'habitats analogues devrait donc être évalué par d'autres critères plus cohérents sur le plan écologique.

Par exemple, bien qu'il s'agisse de l'objectif visé par son implémentation, cette étude ne permet pas de conclure sur la potentielle plus-value en matière de biodiversité des murs végétaux conçus selon une logique « habitats analogues » en comparaison à des systèmes traditionnels. Il faut cependant noter que, durant l'expérimentation, de nombreux arthropodes ont été observés sur le dispositif (Lépidoptère : *Inachis io* ; Hyménoptères : genre *Apis*, *Vespula*, *Osmia*, *Bombus* ; Diptères : *Syrphidae* ; Arachnide : notamment genre *Araneus*). Cette lacune a déjà été constatée par le passé

(Francis, 2011), et davantage de recherches devraient être réalisées dans ce sens. Associé à des relevés de la flore native intéressante apparaissant spontanément sur les dispositifs, il pourrait alors s'agir d'un indicateur de succès intéressant, bien que ne reflétant pas pour autant la ressemblance entre habitats modèles et murs végétalisés créés.

Ensuite, l'évaluation du succès des murs végétalisés au travers d'une approche « habitats analogues » pourrait se faire en se concentrant sur le maintien à long terme d'espèces spécifiques aux habitats modèles. *Festuca pallens*, si elle était disponible dans le commerce et n'était pas protégée en Wallonie, ferait un bon exemple pour les habitats de falaises (Larson et al., 2000; Piqueray et al., 2007). De même, parmi les espèces ici testées, *A. trichomanes* est considérée comme caractéristique des habitats chasmophytiques (habitats rocheux où l'enracinement des végétaux est possible au niveau des anfractuosités, comme les fissures dans la roche et les joints des vieux murs) (Segal, 1969; Larson et al., 2000). Ses préférences écologiques en font une espèce typique des faces rocheuses calcaires, sèches et semi-ensoleillées et de faible richesse trophique (Botanical Society of Britain & Ireland et al., 2018). Son maintien, son développement voire sa multiplication à long terme pourraient donc potentiellement être des indicateurs pour évaluer des analogies entre conditions abiotiques des murs végétalisés et écosystèmes de vieux murs et falaises.

Ensuite, une analyse de l'évolution du couvert en végétaux verts obtenu sur la majorité des modalités illustre que seules les valeurs finales des modalités Nord irriguées sont en définitive supérieures aux valeurs de recouvrement initiales. Il s'agirait alors des seules modalités qui atteindraient un niveau de succès satisfaisant selon le sens habituel du terme. Cependant, en réfléchissant du point de vue de « l'hypothèse des habitats analogues », il serait plus cohérent de juger du succès par le suivi en parallèle, in situ, d'individus des différentes espèces testées (par fluorescence chlorophyllienne par exemple). Un suivi et une comparaison « murs végétaux – habitats naturels » de certains paramètres abiotiques clés (contenu en eau, énergie radiative e.g) seraient également intéressants. En effet, il est possible que, sous les effets d'une période climatique exceptionnelle comme le début de l'été 2018, l'évolution de l'état physiologique des différentes espèces étudiées n'ait pas été différente sur habitats naturels de falaises même sous exposition Nord. Comme dans un habitat naturel, il ne serait d'ailleurs pas exclu que, placées à nouveau dans des conditions climatiques plus favorables, les espèces testées (tt. pérennes) forment à nouveau un appareil végétatif aérien photosynthétiquement actif. Dans ce cas, en maintenant les conditions artificiellement éloignées de ce qu'elles sont naturellement, ne serait-ce pas les modules expérimentaux irrigués au Nord qui représenteraient un échec sur le plan de l'analogie ? D'autant plus que, par exemple sur les faces verticales des habitats de falaises, même sous les normales climatiques, le recouvrement en végétation reste faible (valeurs avoisinants 15% trouvées dans la littérature (Nuzzo, 1996; Müller et al., 2004).

Cependant, même dans le cas où le dépérissement de l'appareil végétatif aérien caractériserait une évolution normale en comparaison aux habitats modèles de falaises et de vieux murs, la perception sociétale actuelle ne serait pas favorable à des murs végétaux devenant jaunes/bruns même selon la

saisonnalité (Francis, 2011). Pourtant, des murs végétalisés fonctionnellement plus proches d'habitats naturels, plus autonomes, sont voués à évoluer au cours du temps et à adopter un aspect moins « propre » en comparaison aux systèmes actuels ressemblant davantage à des jardins bien organisés (Sutton, 2014). Des transitions sont tout de même possibles au travers de projets de sensibilisation, comme déjà mis en place afin de communiquer par exemple, sur l'allure plus naturelle et moins luxuriante des toitures végétales extensives (Cfr. Eco-Philips Green Roof dans Sutton, 2014).

Quoi qu'il en soit, même si de nombreux tests restent nécessaires afin d'évaluer la durabilité de cette logique de conception et sa biodiversité associée à long terme (Francis, 2011) l'hypothèse des habitats analogues est actuellement une des meilleures pistes afin d'augmenter les fonctions écologiques des murs végétalisés.

5.4 Principales forces et faiblesses de l'étude :

Les forces principales de ce travail reposent dans ses aspects innovants et pratiques. Il peut être considéré comme l'une des premières mises en œuvre concrètes de l'hypothèse des habitats analogues dans le cadre de tests visant la conception de prototypes de murs végétalisés. De même, bien que l'utilisation/la sélection de végétaux indigènes ait déjà été testée dans le domaine des toitures végétalisées (e.g Brenneisen, 2006; Van Mechelen et al., 2014), les avantages potentiels qui en découlent sont fréquemment cités dans la littérature sur les murs végétaux (Maslauskas, 2014; Manso et al., 2015; Fernandez-Canero et al., 2018; Mayrand et al., 2018), sans pour autant avoir fait l'objet de tests. L'efficacité des systèmes existants dans la maximisation de bénéfices anthropiques (thermique des bâtiments et purification de l'air e.g) reste le sujet le plus étudié tandis que les performances des végétaux en elles-mêmes sont encore peu évaluées. Lorsque c'est le cas, des indicateurs simples sont le plus souvent utilisés, tels que des indices visuels de dessèchement/nécrose des feuilles (Mårtensson et al., 2014) voire de simples évaluations du couvert global, masquant des informations importantes en termes de maintien individuel des différentes espèces. Par contre, des indicateurs physiologiques précis, mesurés à l'échelle de l'individu, tels que la fluorescence chlorophyllienne (F_v/F_m) ne sont que très rarement utilisés dans ce domaine (une seule application sur toitures vertes trouvée dans la littérature : (Durhman et al., 2006 ; Google Scholar 08/08/18)). Or il s'agit d'une mesure relativement simple et rapide à réaliser, pouvant servir de base fiable pour évaluer la mortalité des systèmes végétatifs aériens par individu et par espèce (Woo et al., 2008). Le F_v/F_m permet notamment de détecter un stress (hydrique e.g) avant qu'il ne soit visuellement identifiable (Willits et al., 1999). Sa mesure constitue donc une autre force de ce travail.

Ensuite, la période d'expérimentation (fin avril 2018, mi-juillet 2018) a été caractérisée par un climat éloigné des moyennes saisonnières, particulièrement en termes de pluviométrie. C'est au cours du mois de juillet que les écarts à la moyenne 1981-2010 ont été les plus importants sur les plans thermiques, radiatifs et surtout pluviométriques (vague de chaleur et sécheresse au sens climatologique, Institut Royal de Météorologie, 2018). Il est très probable que les fortes diminutions

du couvert en végétaux verts ainsi que les dépérissements importants observés sur l'appareil végétatif des espèces testées, entre le 63ème (25-06-18) et le 84ème jour post plantation (16-07-18), y soient liés. Ce climat exceptionnel constitue, dans le cadre de cette expérience, à la fois un inconvénient et un avantage. En effet, il est très peu probable que, tout facteur expérimental respecté, l'évolution des végétaux sur la durée de l'expérience soit comparable à ce qui l'aurait été sur une année caractérisée par le climat moyen 1981-2010. D'un autre côté, il a été possible de tester le comportement des dispositifs conçus et des espèces dans des conditions « extrêmes » qui, dans une optique de durabilité et dans un contexte de changement climatique sont particulièrement importants à considérer.

Enfin, autre force sur le plan des retombées pratiques de l'étude, la forme et les dimensions des modules ici créés s'inscrivent dans la gamme des murs « antibruits » actuellement fabriqués par la société Métal Déployé Belge. Ce nouveau genre de murs végétalisés a donc été conçu pour déjà prendre en compte un ensemble de contraintes pratiques réelles en vue de sa future et concrète utilisation.

Cette étude compte également des faiblesses qu'il est important de discuter. Premièrement, la provenance des végétaux testés n'a pu être contrôlée. En effet, trouver des espèces natives dans le commerce en Wallonie est déjà complexe, mais encore bien plus si les provenances doivent être vérifiées. Des pépinières comme Ecosem sprl. y portent attention, mais ne disposaient pas des espèces ici retenues. Or, l'usage de végétaux de provenance locale est souvent recommandé dans la littérature étant donné qu'un génotype local pour une espèce donnée est supposé être mieux adapté et donc montrer de meilleures performances dans son environnement d'origine que des espèces de provenance lointaine (Bischoff et al., 2010). De même, à l'acquisition, il n'a pu être vérifié que les espèces testées étaient de souche sauvage. L'observation de fleurs multi-corolées sur *H. nummularium* présentant naturellement une simple symétrie radiale tend justement à démontrer le contraire. Or les génotypes horticoles ont été hautement sélectionnés sur base d'un ensemble de traits, souvent purement esthétiques, sans en considérer l'impact sur d'autres (Johnson et al., 2008). Dès lors, au-delà du fait qu'en matière de conservation de la biodiversité, il soit plus intéressant d'avoir recours à des génotypes locaux et sauvages pour les dynamiques de flux de gènes, un génotype lointain et/ou horticole pourrait se traduire au travers des performances des individus et donc avoir eu une influence non considérée sur les résultats de l'expérimentation.

Autre faiblesse de cette étude, suite à un ensemble de contraintes pratiques, les mesures de contenu en eau du substrat ont été réalisées sur des modules non végétalisés et de taille réduite. Dès lors, il n'est pas possible de conclure sur les quantités que contiennent réellement le substrat des différents modules végétalisés. Evidemment, il est logique que la présence de la végétation ait un impact sur le contenu en eau du sol, étant donné que cette dernière y prélève l'eau dont elle a besoin. Il aurait donc été préférable de réaliser les mesures directement sur modules végétalisés. Cependant, étant donné l'importante granulométrie du substrat lourd, l'utilisation d'appareils de mesures automatiques n'aurait pas été possible. La mesure directe par « prélèvement-pesée humide-séchage-pesée à sec »

Discussion.

était donc la meilleure alternative. Etant donné le faible nombre de répétitions et, sans connaître les patrons de développement racinaire des espèces au sein des modules expérimentaux, y réaliser les prélèvements de substrat à la gouge aurait été trop risqué (potentiel impact négatif sur la végétation par dégradation de son appareil végétatif sous-terrain). Ensuite, bien que les apports en eau soient proportionnels, la taille réduite des modules où ont été réalisés le suivi du contenu volumique doit également avoir une influence sur la valeur mesurée. Par exemple, des modules de plus petite largeur sont sujets à des effets de bord proportionnellement plus importants. Il faut toutefois noter que l'objectif premier de cette mesure n'était pas de caractériser avec précision le contenu en eau volumique du substrat mais bien d'évaluer la présence d'une possible hétérogénéité de ce contenu entre parties hautes et basses des modules expérimentaux.

De plus, la collecte des données et leur analyse ont été effectuées par espèce. Or, au sein de l'expérimentation, les individus de ces dernières ne sont pas indépendants car présents au sein d'un même substrat et relativement proches les uns des autres, ceci rendant possible un ensemble d'interactions. Par exemple, une espèce en particulier (*C. muralis*) a montré un comportement plus compétitif au travers de son développement important en comparaison aux autres espèces, allant jusqu'à recouvrir totalement certains individus. De même, le dépérissement de *A. scolopendrium* a été potentiellement plus lent lorsque la végétation qui l'entourait était bien développée. D'autres interactions allélopathiques ou par facilitation sont également possibles. Dans le cadre de murs végétaux analogues, ce genre de mécanisme est très intéressant, participant à la structuration de la végétation (Barbier, 2006) et rapprochant davantage ces systèmes artificiels d'écosystèmes naturels. Cependant, sur le plan expérimental, les observations réalisées sur les espèces ne peuvent être considérées indépendantes de la composition globale en espèces ou encore de la position des individus les uns par rapport aux autres. Cela induit un ensemble de contraintes difficiles à considérer. Par exemple, bien que réalisé à titre indicatif, un 5^{ème} facteur (facteur de groupement) aurait dû être pris en compte dans la réalisation des ANOVA, complexifiant fortement le modèle.

Ensuite, au-delà des conséquences du climat sur la représentativité de l'expérience, les résultats ici présentés ont été obtenus sur base de seulement deux individus par espèces pouvant être considérés dans des conditions identiques. Dans cette situation, aucun test statistique réellement fiable ne peut être mis en œuvre. Bien qu'il soit possible de réaliser des regroupements pour augmenter artificiellement le nombre de répétitions, il s'agit alors d'une perte d'information qui ne permet pas pour autant de vérifier les conditions d'application. À l'issue de ce travail, il n'est donc pas question de tirer des conclusions, mais bel et bien d'émettre des hypothèses en vue de futurs tests. Comme annoncé dans les objectifs, il s'agit d'une étude préliminaire. En effet, cette dernière vise l'identification d'un ensemble de pistes pour la conception d'un nouveau type de murs végétaux selon la logique des habitats analogues et sur base du suivi d'un ensemble d'espèces natives sélectionnées. L'accent a donc été mis davantage sur le test d'une diversité de facteurs et d'espèces plutôt que sur un nombre élevé de répétitions d'une seule et même espèce.

6. Conclusion :

Malgré des origines lointaines, l'intérêt du grand public et du monde scientifique pour végétaliser l'enveloppe externe des bâtiments s'est fortement accru depuis le début du 21^{ème} siècle. Les systèmes de végétalisation verticale ou plus simplement « Murs verts » ont rapidement été développés et dérivés en une large typologie. Souvent citées comme des infrastructures appartenant au réseau écologique urbain et pouvant dès lors augmenter le potentiel d'accueil de la biodiversité en ville, les conceptions actuelles sont centrées sur la maximisation de bénéfices anthropiques sans considération de la durabilité des systèmes. Ressemblant davantage à des jardins bien ordonnés hors sol, les Green Walls actuels sont en fait peu propices au soutien de la biodiversité locale, étant donné la simplification des relations sol-plantes, la prédominance des espèces exotiques et la nécessité de fréquentes maintenances.

L'hypothèse des habitats analogues mise en avant par les travaux de J. Lundholm (2006) a souvent été reprise comme une solution idéale afin de concevoir murs et toitures végétalisés plus proche de la nature, plus autonomes et écologiquement performants. Pour les murs végétalisés, les écosystèmes de falaises et de vieux murs spontanément colonisés par la végétation forment, à priori, de bons habitats modèles. Cela n'a cependant pas encore été testé, le concept « d'habitats analogues » restant très théorique et ses applications concrètes très peu présentes dans la littérature. D'ailleurs, ce travail peut être considéré comme l'une des premières mises en œuvre concrète de l'hypothèse des habitats analogues dans le cadre de tests visant la conception de prototypes de murs végétalisés.

Malgré diverses faiblesses qui ne permettent pas de tirer de réelles conclusions, ce travail a rempli ses objectifs en mettant en avant un ensemble de pistes importantes pour continuer l'étude de la conception de murs végétalisés selon une approche habitats analogues. De plus, se voulant concrets et innovants, des modules expérimentaux de murs végétalisés modulaires d'un genre nouveau ont été créés, mettant en avant, pour la première fois, le métal déployé dans ce genre d'application. En plus de traditionnels indicateurs de recouvrement globaux, huit espèces végétales issues des habitats de falaises et de vieux murs ont été suivies de manière individuelle par l'usage d'indicateurs physiologiquement cohérents et fiables comme la fluorescence chlorophyllienne ce qui, dans le cadre des murs végétaux, n'avait pas encore été réalisé.

Ce travail démontre avant tout qu'il est possible de créer des systèmes de murs végétalisés en ayant recours à une flore native, visuellement et écologiquement intéressante. Ensuite, dans les conditions de l'expérience, il ressort que l'absence totale d'apport d'eau est très contraignante, même sur murs végétaux analogues où les espèces ont été choisies de manière raisonnée. De même, l'étude attire l'attention sur l'importance de considérer l'influence du changement climatique pour l'obtention d'une irrigation durable. Ensuite, dans l'optique d'adapter les volumes et la fréquence des apports, la fluorescence chlorophyllienne, simple à mesurer, pourrait rester un indicateur intéressant à explorer. L'expérimentation a également permis d'illustrer l'effet marqué de l'hétérogénéité prenant place dans

Conclusion.

la direction verticale sous irrigation. De plus amples recherches sont nécessaires afin de, soit limiter ce gradient, soit mieux encore, de conserver cette hétérogénéité favorable à la biodiversité par une végétalisation intelligente, fonction de la distance au système d'irrigation. En matière de substrat, l'expérimentation s'est montrée limitative, et un suivi à plus long terme est nécessaire afin d'évaluer le rôle réel des mélanges testés. Il serait intéressant d'explorer une plus vaste gamme de composants, tout en gardant à l'esprit que des contraintes pratiques (contraintes architecturales e.g) impactent également le choix du substrat. Enfin, l'exposition reste une contrainte qui, dans le cadre de la végétalisation des murs, devrait être gérée au cas par cas, en fonction de l'écologie des espèces.

Quoi qu'il en soit, évaluer le succès de mise en œuvre de l'hypothèse des habitats analogues reste complexe. Différentes pistes ont été exposées parmi lesquelles des suivis réalisés en parallèle au sein des écosystèmes modèles semblent idéaux. Gardons cependant à l'esprit qu'il ne s'agit pas de créer des copies conformes des écosystèmes modèles, mais bien de mettre en place des analogues. Sujet à évoluer avec le temps (saisonnalité e.g), une barrière sociétale reste à franchir pour l'acceptation de ce nouveau genre de murs verts.

En conclusion, même si de nombreux tests restent nécessaires afin d'évaluer sur le long terme sa durabilité et sa plus-value en matière de biodiversité, l'hypothèse des habitats analogues reste actuellement une des meilleures pistes disponibles afin d'augmenter les fonctions écologiques des murs végétalisés et plus largement, des environnements anthropisés.

Bibliographie :

- Barbier N., 2006. Interactions spatiales et auto-organisation des végétations semi-arides.
- Bartkowski B., Lienhoop N. & Hansjürgens B., 2015. Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecol. Econ.* **113**, 1–14.
- Baudoux T., Glaude E., Massoz N. & Reniers J., 2017. Projet « Murs Verts » : Investigation du potentiel des habitats naturels de Belgique dans l’optique de la végétalisation des murs verts artificiels et durables.
- Beninde J., Veith M. & Hochkirch A., 2015. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* **18**(6), 581–592.
- Bhatta B., 2010. Analysis of Urban Growth and Sprawl from Remote Sensing Data 17–37.
- Biodiversity Information System for Europe, 2013. Green Infrastructure.
<https://biodiversity.europa.eu/topics/green-infrastructure>, (14/05/2018).
- Bischoff A., Steinger T. & Müller-Schärer H., 2010. The importance of plant provenance and genotypic diversity of seed material used for ecological restoration. *Restor. Ecol.* **18**(3), 338–348.
- Bitton J., Collard L., Delannoy M., Delhez L. & Kumba Z., 2017. Caractérisation du substrat, de la structure et du système d’irrigation d’un module issu d’un mur végétal.
- Boisson S., Monty A. & Mahy G., 2018. Quand la nature s’invite en milieu urbain. *Mille lieux* **9**.
- Booth D.T., Cox S.E. & Berryman R.D., 2006. Point sampling digital imagery with “Samplepoint.” *Environ. Monit. Assess.* **123**(1–3), 97–108.
- Botanical Society of Britain & Ireland, Biological Records Centre, Centre for Ecology & Hydrology & Joint Nature Conservation Committee, 2018. Online Atlas of the British and Irish Flora.
<https://www.brc.ac.uk/plantatlas/>
- Bourrié B., 2007. La Fluorescence Chlorophyllienne Comme Outil De Diagnostic, Aspach le Bas, 1-11.
- Brenneisen S., 2006. Space for urban wildlife: Designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats* **4**(1), 27–36.
- BRUNET J., DAMAS O. & MICHEL J.-C., 2013. Recensement et caractérisation agronomique des substrats pour toitures végétalisées extensives fiche d’étude expérimentale. *Plante citée* **45**.
- Cameron R.W.F., Taylor J.E. & Emmett M.R., 2014. What’s “cool” in the world of green façades? How plant choice influences the cooling properties of green walls. *Build. Environ.* **73**, 198–207.
- Castillo F.J., 1996. Antioxidative protection in the inducible CAM plant *Sedum album* L. following the imposition of severe water stress and recovery. *Oecologia* **107**(4), 469–477.
- Chiquet C., Dover J.W. & Mitchell P., 2013. Birds and the urban environment: The value of green walls. *Urban Ecosyst.* **16**(3), 453–462.
- Choi M., 2012. Investigation of the potential of calcareous grassland vegetation for green roof application in the UK By Department of Landscape (August).
- Clarke J.M., 1986. Effect of Leaf Rolling on Leaf Water Loss in *Triticum* Spp. *Can. J. Plant Sci.* **66**, 885–891.
- Climate-Data.org, 2018. Climat Gembloux. <https://fr.climate-data.org/>
- Commission européenne, 2014. Créer un Infrastructure Verte pour l’Europe, 24.
- Commission Européenne, 2010. L’infrastructure verte, 1-4.
- Commission Européenne, 2016. Green Infrastructure in Policy.

- http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/policy/index_en.htm, (30/05/2018).
- 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.
- Deguines N., Julliard R., de Flores M. & Fontaine C., 2016. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecol. Evol.* **6**(7), 1967–1976.
- DEMNA, 2006. Base de données phytosociologique du DEMNA. Observatoire biodiversité Wallonie. (consulté le 10/12/2017).
- Digrado A., 2017. Influence of combined environmental constraints on photochemical capacity and co2 fluxes in a temperate managed grassland.
- Ding H. & Nunes P.A.L.D., 2014. Modeling the links between biodiversity, ecosystem services and human wellbeing in the context of climate change: Results from an econometric analysis of the European forest ecosystems. *Ecol. Econ.* **97**, 60–73.
- Douglas I., Goode D., Houck M. & Wang R., 2010. *The Routledge Handbook of Urban Ecology*.
- Duchoslav M., 2002. Flora and Vegetation of Stony Walls in East Bohemia (Czech Republic). *Preslia* **74**(iii), 1–25.
- Dufrêne M. & L-M. Delescaille, 2005. La typologie WalEUNIS des biotopes wallons. Version 1.0. Réalisé à la demande de SPW/DGARNE/OFFH.
- Dunnett N. & Kingsbury N., 2008. *Planting Green Roofs and Living Walls*.
- Durhman A.K., Rowe D.B. & Rugh C.L., 2006. Effect of Watering Regimen on Chlorophyll Fluorescence and Growth of Selected Green Roof Plant Taxa. *HortScience* 1623–1626.
- Duvigneaud J., 1989. La Petite Tinaumont à Han-sur-Lesse (province de Namur). *Parcs Natx.* 113–121.
- Duvigneaud J. & Saintenoy-Simon J., 1989. Flore et végétation de la Heid de Stinval (Louveigné, province de Liège). *Parcs Natx.* 129–137.
- Duvigneaud J. & Saintenoy-Simon J., 1997. Les “Tartines” de Comblain-au-Pont (province de Liège, Belgique). *Parcs Natx.* 11–16.
- Duvigneaud J. & Saintenoy-Simon J., 1998. La Heid des Gattes à Sougné-Remouchamps (Aywaille). *Parcs Natx.* 108–126.
- Ellenberg H., 1988. Vegetation ecology of Central Europe. Cambridge: Cambridge University Press.
- Emilsson T., Czemieli J.B., Mattsson J.E. & Rolf K., 2007. Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecol. Eng.* 260–271.
- Fahrig L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**(1), 487–515.
- Fernandez-Canero R., Perez Urrestarazu L. & Perini K., 2018. Vertical Greening Systems : Classifications , Plant Species , Substrates.
- Francis R.A., 2011. Wall ecology: A frontier for urban biodiversity and ecological engineering. *Prog. Phys. Geogr.* **35**(1), 43–63.
- Francis R.A. & Lorimer J., 2011. Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *J. Environ. Manage.* **92**(6), 1429–1437.
- Freed R., Garner G., Kelly P., Debisingh S., Peck S. & Irwin G., 2008. Introduction to green walls technology, benefits & design. *Green Roofs Heal. Cities* (September), 37.
- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X. & Briggs J.M., 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* (80-.). **319**(5864), 756–760.

- Growing Green Guide, August-1-2018. Weight loading. <http://www.growinggreenguide.org/technical-guide/design-and-planning/site-analysis/weight-loading/>, (01/08/2018).
- Info Flora, 2018. Centre national de données et d'informations sur la flore de Suisse. <https://www.infoflora.ch/fr/>, (06/06/2018).
- Institut Royal de Météorologie, 2010a. Statistiques climatiques des communes belges (Note explicative) 6.
- Institut Royal de Météorologie, 2010b. Statistiques climatiques des communes belges (Gembloux) (ins 92142) 6.
- Institut Royal de Météorologie, 2018. Premier bilan climatologique de juillet 2018 Juillet a été un mois très anormalement chaud et ensoleillé à Uccle 49–50.
- IPCC, 2014. *Changements climatiques 2014 Rapport de synthèse*, Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1-31.
- IUCN, 2010. Why is biodiversity in crisis.
- Jim C.Y., 2015. Greenwall classification and critical design-management assessments. *Ecol. Eng.* **77**(April 2015), 348–362.
- Johnson L.M.K. & Galloway L.F., 2008. From horticultural plantings into wild populations: Movement of pollen and genes in *Lobelia cardinalis*. *Plant Ecol.* **197**(1), 55–67.
- Jørgensen L., Dresbøll D.B. & Thorup-Kristensen K., 2014. Root growth of perennials in vertical growing media for use in green walls. *Sci. Hortic. (Amsterdam)*. **166**, 31–41.
- Julve P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chronologique de la flore de France. (Disponible en ligne : <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>)
- Köhler M., 2008. Green facades-a view back and some visions. *Urban Ecosyst.* **11**(4), 423–436.
- Kontoleon K.J. & Eumorfopoulou E.A., 2010. The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Build. Environ.* **45**(5), 1287–1303.
- La biodiversité en Wallonie, 2018. H3-Rochers et falaises. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/accueil.html?IDC=6>, (06/06/2018).
- Lacey P., England N. & Edmunds B.S., 2009. Green walls : an introduction to the flora and fauna of walls (February), 7.
- Larson D.W., Matthes U. & Kelly P.E., 2000. *Cliff Ecology : Pattern and Process in Cliff Ecosystems*.
- Lepczyk C.A., Aronson M.F.J., Evans K.L., Goddard M.A., Lerman S.B. & Macivor J.S., 2017. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *Bioscience* **67**(9), 799–807.
- Lisci M. & Pscini E., 1992. Plants growing on the walls of Italian towns 1. Sites and distribution. *Phyt. (Horn, Austria)* **33**, 15–26.
- Lundholm J.T., 2006. Green roofs and facades: a habitat template approach. *Urban Habitats* **4**(1), 87–101.
- Lundholm J.T. & Marlin A., 2006. Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosyst.* **9**(3), 139–159.
- Lundholm J.T. & Richardson P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* **47**(5), 966–975.
- MacIvor J.S., 2016. Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Isr. J. Ecol. Evol.* **62**(1–2), 88–96.

- Madre F., Clergeau P., Machon N. & Vergnes A., 2015. Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Glob. Ecol. Conserv.* **3**, 222–233.
- Madre F., Vergnes A., Machon N. & Clergeau P., 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landsc. Urban Plan.* **122**, 100–107.
- Manso M. & Castro-Gomes J., 2015. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **41**, 863–871.
- Martens P., Rotmans J. & De Groot D., 2003. Biodiversity: Luxury or necessity? *Glob. Environ. Chang.* **13**(2), 75–81.
- Mårtensson L.M., Wuolo A., Fransson A.M. & Emilsson T., 2014. Plant performance in living wall systems in the Scandinavian climate. *Ecol. Eng.* **71**, 610–614.
- Marzluff J.M. & Ewing K., 2008. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Urban Ecol. An Int. Perspect. Interact. Between Humans Nat.* **9**(3), 739–755.
- Maslauskas T., 2015. GREEN WALLS. The vertical planting systems, Master thesis, supervised by Mihoko Brethvad, Aarhus, VIA University College, 51p.
- Mayrand F., Clergeau P. & Vergnes A., 2018. Vertical Greening Systems as Habitat for Biodiversity (2016).
- McKinney M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* **11**(2), 161–176.
- Medl A., Stangl R. & Florineth F., 2017. Vertical greening systems – A review on recent technologies and research advancement. *Build. Environ.* **125**, 227–239.
- Medl A., Stangl R., Kikuta S.B. & Florineth F., 2017. Vegetation establishment on ‘Green Walls’: Integrating shotcrete walls from road construction into the landscape. *Urban For. Urban Green.* **25**(April), 26–35.
- Harzé M., 2017. Plant traits variability within and among populations in the context of calcareous grassland restoration, Thèse de doctorat en bioingénierie, sous la direction de G. Mahy et A. Monty, Gembloux, Gembloux Agro-Bio Tech, 237p.
- Müller S.W., Rusterholz H.-P. & Baur B., 2004. Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Can. J. Bot.* **82**(6), 862–870.
- Naeem S., Agardy T., Ash N.J., Cooper H.D., Díaz S., Faith D.P., Mace G., McNeely J. a., Mooney H. a., Alfred A. Oteng-Yeboah, Henrique Miguel Pereira, Polasky S., Prip C., Reid W. V., Samper C., Schei P.J., Scholes R., Schutyser F., Jaarsve A., 2005. Millenium Ecosystem Assessment : Ecosystems and human well-being, Ecosystems, 1-100.
- Nunes P.A.L.D. & Van den Bergh J.C.J.M., 2001. Economic valuation of biodiversity: Sense or nonsense? *Ecol. Econ.* **39**(2), 203–222.
- Nuzzo V., 1996. Structure of cliff vegetation on exposed cliffs and the effect of rock climbing. *Can. J. Bot.* **74**(4), 607–617.
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H., Dunnett N., Gaffin S., Köhler M., Liu K.K.Y. & Rowe B., 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *Bioscience* **57**(10), 823–833.
- Osakabe Y., Osakabe K., Shinozaki K. & Tran L.-S.P., 2014. Response of plants to water stress. *Front. Plant Sci.* **5**(April).

- Ottelé M., Perini K., Fraaij A.L.A., Haas E.M. & Raiteri R., 2011. Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy Build.* **43**(12), 3419–3429.
- Pansu M., 2006. *Handbook of Soil Analysis*, New York, 993.
- Pauchard A., Aguayo M., Peña E. & Urrutia R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biol. Conserv.* **127**(3), 272–281.
- Pérez-Urrestarazu L., Fernández-Ca ero R., Franco-Salas A. & Egea G., 2015. Vertical Greening Systems and Sustainable Cities. *J. Urban Technol.* **22**(4), 65–85.
- Pérez G., Rinc n L., Vila A., González J.M. & Cabeza L.F., 2011. Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Appl. Energy* **88**(12), 4854–4859.
- Perini K., Ottelé M., Haas E.M. & Raiteri R., 2011. Greening the building envelope, facade greening and living wall systems. *Open J. Ecol.* **01**(01), 1–8.
- Perini K. & Pérez G., 2018. Introduction. *Nat. Based Strateg. Urban Build. Sustain.* **2030**, xix–xxii.
- Perini K. & Rosasco P., 2013. Cost-benefit analysis for green façades and living wall systems. *Build. Environ.* **70**, 110–121.
- Piqueray J., Bisteau E., Bottin G. & Mahy G., 2007. Plant communities and the species richness of calcareous communities in southeast Belgium. *Belgian J. Bot.* **140**(2), 157–173.
- Riley B., 2017. The state of the art of living walls: Lessons learned. *Build. Environ.* **114**, 219–232.
- Rishbeth J., 1948. The Flora of Cambridge Walls **36**(1), 136–148.
- Rubel & Kottek, 2010. World Maps of Köppen-Geiger Climate Classification. <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>
- Segal S., 1969. *Ecological Notes On Wall Vegetation*.
- Seto K.C., Guneralp B. & Hutyr  L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **109**(40), 16083–16088.
- Sutton R.K., 2014. Aesthetics for Green roofs and Green walls. *Living Archit. Monit.* **16**(1), 10–11.
- Taiz L., Zeiger E., Moller I.M. & Murphy A., 2015. *Plant Physiology and Development Sixth Edition*.
- U.S Environmental Protection Agency, 2008. Reducing urban heat islands: Compendium of strategies.
- United Nations, 1992. Convention on biological diversity. *Diversity* 30.
- United Nations, 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Key Facts 2.
- Usda, 2001. Soil Quality Test Kit Guide. *Soil Qual. Inst.* (August), 82.
- Van Bohemen H.D., Fraaij a L. a & Ottelé M., 2008. Ecological engineering, green roofs and the greening of vertical walls of buildings in urban areas. *Ecocity World Summit 2008 Proc.* 1–10.
- Van Mechelen C., Dutoit T., Kattge J. & Hermy M., 2014. Plant trait analysis delivers an extensive list of potential green roof species for Mediterranean France. *Ecol. Eng.* **67**, 48–59.
- Weinmaster M., 2009. Are green walls as “green” as they look? an introduction to the various technologies and ecological benefits of green walls. *J. Green Build.* **4**(4), 1–18.
- Williams N.S.G., Lundholm J. & Scott Macivor J., 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? *J. Appl. Ecol.* **51**(6), 1643–1649.
- Willits D.H. & Peet M.M., 1999. Using chlorophyll fluorescence to model leaf photosynthesis in greenhouse pepper and tomato, *Acta Horticulturae*, 311–317.

- Wilsey B.J., Teaschner T.B., Daneshgar P.P., Isbell F.I. & Polley H.W., 2009. Biodiversity maintenance mechanisms differ between native and novel exotic-dominated communities. *Ecol. Lett.* 432–442.
- Woo N.S., Badger M.R. & Pogson B.J., 2008. A rapid, non-invasive procedure for quantitative assessment of drought survival using chlorophyll fluorescence. *Plant Methods* 4(1), 1–14.
- Yalcinalp E. & Meral A., 2017. Wall Vegetation Characteristics of Urban and Sub-Urban Areas. *Sustainability* 9(10), 1691.
- Yang Z., Liu X., Zhou M., Ai D., Wang G., Wang Y., Chu C. & Lundholm J.T., 2015. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Sci. Rep.* 5(March), 1–7.
- Zia A., Zia K. & Norouzi Larki A., 2013. A Comparative Study on Green Wall Systems. *Am. J. Civ. Eng. Archit.* 1(6), 143–155.

MURS VERTS : UNE APPROCHE « HABITATS ANALOGUES ».
TEST POUR LA MISE EN ŒUVRE DE MURS VEGETALISES ANALOGUES AUX HABITATS
DE FALAISES ET DE VIEUX MURS.
2018, Tom Baudoux.

ANNEXE I

Liste d'espèces potentielles pour la
végétalisation de murs verts.

Projet "Murs Verts" Baudoux T., Glaude E., Massoz N., Reniers J., 2017

MURS VERTS : UNE APPROCHE « HABITATS ANALOGUES ».
TEST POUR LA MISE EN ŒUVRE DE MURS VEGETALISES ANALOGUES AUX HABITATS
DE FALAISES ET DE VIEUX MURS.
2018, Tom Baudoux.

Liste d'espèces potentielles pour la végétalisation de murs verts.

Projet "Murs Verts" Baudoux T., Glaude E., Massoz N., Reniers J., 2017

Genre	Espèce	Famille	Genre	Espèce	Famille
Graminées			Dicotylédones		
<i>Agrostis</i>	<i>capillaris</i>	Poaceae	<i>Euphorbia</i>	<i>cyparissias</i>	Euphorbiaceae
<i>Anthoxanthum</i>	<i>odoratum</i>	Poaceae	<i>Anthyllis</i>	<i>vulneraria</i>	Fabaceae
<i>Brachypodium</i>	<i>pinnatum</i>	Poaceae	<i>Astragalus</i>	<i>glycyphyllos</i>	Fabaceae
<i>Briza</i>	<i>media</i>	Poaceae	<i>Genista</i>	<i>tinctoria</i>	Fabaceae
<i>Festuca</i>	<i>ovina</i>	Poaceae	<i>Hippocrepis</i>	<i>comosa</i>	Fabaceae
<i>Festuca</i>	<i>pallens</i>	Poaceae	<i>Lathyrus</i>	<i>pratensis</i>	Fabaceae
<i>Festuca</i>	<i>rubra</i>	Poaceae	<i>Lotus</i>	<i>corniculatus</i>	Fabaceae
<i>Melica</i>	<i>ciliata</i>	Poaceae	<i>Medicago</i>	<i>lupulina</i>	Fabaceae
<i>Phleum</i>	<i>pratense</i>	Poaceae	<i>Ononis</i>	<i>spinosa</i>	Fabaceae
<i>Poa</i>	<i>compressa</i>	Poaceae	<i>Trifolium</i>	<i>medium</i>	Fabaceae
<i>Poa</i>	<i>nemoralis</i>	Poaceae	<i>Geranium</i>	<i>sanguineum</i>	Geraniaceae
<i>Sesleria</i>	<i>caerulea</i>	Poaceae	<i>Ajuga</i>	<i>genevensis</i>	Lamiaceae
<i>Trisetum</i>	<i>flavescens</i>	Poaceae	<i>Ajuga</i>	<i>reptans</i>	Lamiaceae
Graminoïdes			<i>Salvia</i>	<i>pratensis</i>	Lamiaceae
<i>Carex</i>	<i>muricata</i>	Cyperaceae	<i>Stachys</i>	<i>officinalis</i>	Lamiaceae
<i>Luzula</i>	<i>campestris</i>	Juncaceae	<i>Thymus</i>	<i>serpyllum</i>	Lamiaceae
Fougères			<i>Malva</i>	<i>moschata</i>	Malvaceae
<i>Asplenium</i>	<i>trichomanes</i>	Aspleniaceae	<i>Corydalis</i>	<i>lutea</i>	Papaveraceae
<i>Asplenium</i>	<i>scolopendrium</i>	Aspleniaceae	<i>Plantago</i>	<i>media</i>	Plantaginaceae
<i>Polypodium</i>	<i>vulgare</i>	Polypodiaceae	<i>Veronica</i>	<i>officinalis</i>	Plantaginaceae
Dicotylédones			<i>Rumex</i>	<i>acetosella</i>	Polygonaceae
<i>Antennaria</i>	<i>dioica</i>	Asteraceae	<i>Aquilegia</i>	<i>vulgaris</i>	Ranunculaceae
<i>Alyssum</i>	<i>alyssoïdes</i>	Brassicaceae	<i>Agrimonia</i>	<i>eupatoria</i>	Rosaceae
<i>Draba</i>	<i>aizoides</i>	Brassicaceae	<i>Potentilla</i>	<i>erecta</i>	Rosaceae
<i>Euphorbia</i>	<i>amygdaloides</i>	Euphorbiaceae	<i>Sanguisorba</i>	<i>minor</i>	Rosaceae
<i>Veronica</i>	<i>chamaedrys</i>	Plantaginaceae	<i>Asperula</i>	<i>cynanchica</i>	Rubiaceae
<i>Primula</i>	<i>veris</i>	Primulaceae	<i>Galium</i>	<i>verum</i>	Rubiaceae
<i>Pimpinella</i>	<i>saxifraga</i>	Apiaceae	<i>Carlina</i>	<i>vulgaris</i>	Asteraceae
<i>Anthericum</i>	<i>liliago</i>	Asparagaceae	<i>Centaurea</i>	<i>scabiosa</i>	Asteraceae
<i>Achillea</i>	<i>millefolium</i>	Asteraceae	<i>Cirsium</i>	<i>acaule</i>	Asteraceae
<i>Hieracium</i>	<i>pilosella</i>	Asteraceae	<i>Inula</i>	<i>conyzae</i>	Asteraceae
<i>Leucanthemum</i>	<i>vulgare</i>	Asteraceae	<i>Solidago</i>	<i>virgaurea</i>	Asteraceae
<i>Lithospermum</i>	<i>officinale</i>	Boraginaceae	<i>Clinopodium</i>	<i>vulgare</i>	Lamiaceae
<i>Campanula</i>	<i>rotundifolia</i>	Campanulaceae	<i>Origanum</i>	<i>vulgare</i>	Lamiaceae
<i>Cerastium</i>	<i>arvense</i>	Caryophyllaceae	<i>Thymus</i>	<i>pulegioides</i>	Lamiaceae
<i>Cerastium</i>	<i>carthusianorum</i>	Caryophyllaceae	<i>Leontodon</i>	<i>autumnalis</i>	Asteraceae
<i>Silene</i>	<i>nutans</i>	Caryophyllaceae	<i>Scabiosa</i>	<i>columbaria</i>	Caprifoliaceae
<i>Silene</i>	<i>vulgaris</i>	Caryophyllaceae	<i>Petrorhagia</i>	<i>prolifera</i>	Caryophyllaceae
<i>Helianthemum</i>	<i>nummularium</i>	Cistaceae	<i>Calluna</i>	<i>vulgaris</i>	Ericaceae
<i>Sedum</i>	<i>acre</i>	Crassulaceae	<i>Centaureum</i>	<i>erythraea</i>	Gentianaceae
<i>Sedum</i>	<i>album</i>	Crassulaceae	<i>Teucrium</i>	<i>chamaedrys</i>	Lamiaceae
<i>Sedum</i>	<i>rupestre</i>	Crassulaceae	<i>Teucrium</i>	<i>scorodonia</i>	Lamiaceae
<i>Sedum</i>	<i>sexangulare</i>	Crassulaceae	<i>Cymbalaria</i>	<i>muralis</i>	Scrophulariaceae