



Facteurs menant au succès d'implantation des bandes herbacées pérennes dans le littoral du lac Saint-Pierre

Mémoire

Samuel Jean Jacques

Maîtrise en biologie végétale - avec mémoire
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

Facteurs menant au succès d'implantation des bandes herbacées pérennes dans le littoral du lac Saint-Pierre

Mémoire

Samuel Jean Jacques

Sous la direction de :

Monique Poulin, directrice de recherche
Bérenger Bourgeois, codirecteur de recherche

Résumé

Le lac Saint-Pierre (LSP) est un écosystème d'une valeur écologique nationale et internationale. Cependant, il subit une dégradation due à la conversion des terres en cultures annuelles, principalement le maïs (*Zea mays* L.) et le soja (*Glycine max* [L.] Merr.). Cela a entraîné une diminution significative des populations de perchaudes (*Perca flavescens*), indicateurs clés de sa santé. Pour préserver le milieu, des bandes herbacées pérennes sont proposées, offrant une double protection contre l'érosion des sols et la pollution agricole tout en favorisant la biodiversité. L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.), adapté aux conditions du littoral du LSP, peut créer des habitats de reproduction pour les poissons. Ce projet analyse les facteurs menant au succès d'implantation des bandes herbacées pérennes, dont l'alpiste roseau, dans le littoral du LSP. Un dispositif expérimental a été établi à l'été 2022 sur deux sites dans la plaine inondable du LSP. Il a permis d'évaluer divers facteurs comme les plantes-abris, les taux de semis d'alpiste et le travail du sol. Les résultats après deux années ont montré un effet négatif des plantes-abris sur l'établissement de l'alpiste. En leur absence, l'alpiste atteint des niveaux optimaux de recouvrement, de hauteur et de biomasse. Le taux de semis n'a pas affecté le recouvrement de l'alpiste, mais des différences ont été observées dans la croissance verticale et la répression des adventices. Le faux semis n'a pas limité la croissance des adventices. De plus, trois autres essais ont été réalisés, évaluant les mélanges herbacés, les traitements de paillis et l'implantation de l'alpiste par rhizomes. Les mélanges avec des plantes indigènes ont présenté des résultats mitigés, tandis que certains paillis ont limité la croissance des adventices. L'implantation de l'alpiste par rhizomes a échoué faute d'équipement adéquat. Cette étude souligne l'intérêt de considérer certains facteurs dans l'établissement des bandes herbacées pérennes en contexte de plaine inondable.

Abstract

Lake Saint-Pierre (LSP) is an ecosystem of national and international ecological value. However, it is undergoing degradation due to land conversion to annual crops, mainly maize (*Zea mays* L.) and soybean (*Glycine max* [L.] Merr.). This has led to a significant decrease in populations of yellow perch (*Perca flavescens*), key indicators of its health. To preserve the environment, perennial herbaceous strips are proposed, providing dual protection against soil erosion and agricultural pollution while promoting biodiversity. Reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.), suited to the conditions of the LSP shoreline, can create breeding habitats for fish. This project analyzes factors contributing to the success of perennial herbaceous strip establishment, including reed canarygrass, in the LSP shoreline. An experimental setup was established in the summer of 2022 at two sites in the LSP floodplain. It evaluated various factors such as companion plants, reed canarygrass seeding rates, and soil tillage methods. Results after two years showed a negative effect of companion plants on reed canarygrass establishment. In their absence, reed canarygrass reached optimal levels of coverage, height, and biomass. Seeding rates did not affect reed canarygrass coverage, but differences were observed in vertical growth and weed control. Stale seed bed method did not limit weed growth. Additionally, three other trials were conducted, evaluating herbaceous mixtures, mulching treatments, and rhizome implantation of reed canarygrass. Mixtures with native plants showed mixed results, while some mulches limited weed growth. Rhizome implantation failed due to inadequate equipment. This study underscores the interest of considering specific factors in establishing perennial herbaceous strips in floodplain contexts.

Table des matières

| | |
|--|------|
| Résumé | ii |
| Abstract..... | iii |
| Table des matières | iv |
| Liste des figures..... | vi |
| Liste des tableaux..... | viii |
| Liste des acronymes..... | ix |
| Liste des abréviations | x |
| Remerciements..... | xi |
| Introduction | 1 |
| Chapitre 1 : Revue de littérature | 3 |
| 1.1. Le lac Saint-Pierre | 3 |
| 1.1.1. Contexte géographique..... | 3 |
| 1.1.2. Contexte socio-économique..... | 3 |
| 1.1.3. Valeur écologique | 4 |
| 1.1.4. La dynamique des crues printanières au lac Saint-Pierre..... | 5 |
| 1.1.5. La recherche scientifique | 5 |
| 1.2. L'alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i> L.)..... | 5 |
| 1.2.1. Origine et introduction..... | 5 |
| 1.2.2. Biologie | 6 |
| 1.2.3. Établissement | 6 |
| 1.3. Utilisation des plantes-abris..... | 8 |
| 1.3.1. Introduction du concept..... | 8 |
| 1.3.2. Particularités de certaines espèces de plantes-abris | 9 |
| 1.3.3. Effets des plantes-abris sur l'établissement des mélanges fourragers | 11 |
| 1.4. Établissement d'une prairie humide..... | 12 |
| 1.4.1. Valeur écologique | 12 |
| 1.4.2. Choix des espèces végétales | 13 |
| 1.4.3. Préparation du sol..... | 14 |
| 1.4.4. La gestion du semis | 15 |
| 1.4.5. Stratégies de lutte contre les adventices | 16 |
| 1.4.6. L'utilisation de l'alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i> L.) dans l'établissement des prairies humides en plaine inondable du lac Saint-Pierre..... | 16 |

| | | |
|--|--|----|
| 1.5. | Objectifs et hypothèses de l'étude | 18 |
| Chapitre 2 : Matériel et méthodes | | 20 |
| 2.1. | Aire d'étude | 20 |
| 2.2. | Dispositif expérimental..... | 21 |
| 2.2.1. | Essai habitat | 21 |
| 2.2.2. | Essai prairie humide..... | 22 |
| 2.2.3. | Essai paillis | 23 |
| 2.2.4. | Essai rhizomes..... | 24 |
| 2.2.5. | Caractéristiques distinctives des deux sites..... | 24 |
| 2.3. | Plan d'échantillonnage..... | 25 |
| 2.4. | Analyses statistiques | 25 |
| Chapitre 3 : Résultats et discussion..... | | 27 |
| 3.1. | Essai habitat | 27 |
| 3.1.1. | Effet des plantes-abris | 27 |
| 3.1.2. | Effet du taux de semis..... | 36 |
| 3.1.3. | Effet du travail du sol..... | 41 |
| 3.2. | Essai prairie..... | 42 |
| 3.2.1. | Effet des six mélanges sur le recouvrement des espèces semées..... | 42 |
| 3.2.2. | Effet des six mélanges sur le recouvrement des adventices | 44 |
| 3.3. | Essai paillis | 46 |
| 3.3.1. | Effet des paillis sur le recouvrement des espèces semées..... | 46 |
| 3.3.2. | Effet des paillis sur le recouvrement des adventices | 47 |
| 3.4. | Essai rhizomes | 48 |
| Conclusions | | 50 |
| Bibliographie..... | | 53 |
| Annexe : Analyses de variance des variables de l'essai habitat à chaque site de l'étude : Baie-du-Febvre (BF) et Saint-Barthélemy (SB) | | 61 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1.- Position relative des milieux humides dans le littoral du lac Saint-Pierre (source : TCRLSP, 2017) .. | 4 |
| Figure 2.- Localisation des deux sites de l'étude au lac Saint-Pierre : à Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy. | 20 |
| Figure 3.- Mesure de la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à l'aide d'une règle graduée (A), le ringot permettant d'identifier le type de traitement (B) et le quadrat pour mesurer le recouvrement de l'alpiste (C) .. | 25 |
| Figure 4.- Effet des plantes-abris sur le recouvrement de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 27 |
| Figure 5.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris sur le recouvrement de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 28 |
| Figure 6.- Effet des plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 29 |
| Figure 7.- Effet de l'herbe du Soudan comparée aux autres plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) deux années après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 30 |
| Figure 8.- Effet des plantes-abris sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 31 |
| Figure 9.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 32 |
| Figure 10.- Effet des plantes-abris sur le recouvrement des adventices avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 33 |
| Figure 11.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris et le groupe témoin sur le recouvrement des adventices à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey | 34 |
| Figure 12.- Effet des plantes-abris sur la biomasse en poids sec des adventices avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 35 |
| Figure 13.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris et le groupe témoin sur la biomasse en poids sec des adventices à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : | |

| | |
|--|----|
| Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey | 36 |
| Figure 14.- Effet des différents taux de semis sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste avec la combinaison des plantes-abris à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 38 |
| Figure 15.- Effet des différents taux de semis sur le recouvrement des adventices avec la combinaison des plantes-abris à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 40 |
| Figure 16.- Effet des six mélanges de semences herbacées sur le recouvrement des espèces semées à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey. La description des six mélanges est présentée dans les tableaux 1 et 2..... | 43 |
| Figure 17.- Effet des six mélanges de semences herbacées sur le recouvrement des adventices à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey. La description des six mélanges est présentée dans les tableaux 1 et 2. | 45 |
| Figure 18.- Effet des paillis sur le recouvrement des adventices à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey..... | 48 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1.- Présentation et composition des différents mélanges de semences herbacées de l'essai prairie humide | 22 |
| Tableau 2.- Composition détaillée des mélanges de semences herbacées de l'essai prairie humide | 22 |
| Tableau 3.- Effet des différents traitements de paillis sur le recouvrement des espèces semées à Baie-du-Febvre | 46 |

Liste des acronymes

- CIC : Canards Illimités Canada
- CRAAQ : Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
- GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
- LSP : Lac Saint-Pierre
- MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
- MDDEFP : Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
- MELCC : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre Les Changements Climatiques
- MFFP : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
- OMAFRA : Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales d'Ontario (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs)
- TCRLSP : Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre
- UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Éducation la Science et la Culture

Liste des abréviations

| | |
|----|----------------------|
| BF | : Baie du Febvre |
| FS | : Faux semis |
| Ha | : Hectares |
| NS | : Non significatif |
| SB | : Saint-Barthélemy |
| ST | : Semis traditionnel |

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à adresser mes sincères remerciements à ma directrice de recherche, Monique Poulin, dont le dévouement exceptionnel, la disponibilité constante et les conseils éclairés ont été des piliers fondamentaux de ma progression dans le domaine de la recherche au cours de ma maîtrise. Je souhaite également exprimer ma reconnaissance envers Bérenger Bourgeois, mon codirecteur, pour ses conseils pertinents et ses commentaires avisés qui ont enrichi le développement de ce projet.

Un merci spécial aux professionnels de recherche Mathieu Vaillancourt et Catherine Čapkun-Huot pour leur patience, leur générosité et leur contribution précieuse à la réussite de ce projet. Mes remerciements s'étendent également à tous les membres du laboratoire de Monique Poulin, notamment Aleksandar Zhekov, Laurie Chaisse Leal, Gabriela María Torchio. La collaboration dynamique, l'expertise complémentaire et la convivialité de mes collègues de laboratoire ont considérablement enrichi mon expérience académique. Leur engagement a été un facteur clé de l'enrichissement de mes connaissances et de mon parcours académique.

Un sincère et chaleureux merci à mes précieuses auxiliaires de recherche, Émie Cantin et Clarys Maslard, dont le dévouement exceptionnel et le travail acharné ont été des éléments cruciaux pour le succès de l'été de terrain. Leur engagement soutenu a non seulement renforcé l'efficacité de nos opérations sur le terrain, mais a également contribué de manière significative à rendre cette expérience aussi enrichissante et agréable que possible. Leur professionnalisme et leur collaboration ont été des atouts précieux, et je suis reconnaissant de les avoir eues à mes côtés pendant cette période d'échantillonnage.

Un grand merci à ma famille pour son soutien constant tout au long de mes études, ainsi qu'à ma conjointe Samuela Maurice pour son soutien inconditionnel, sa patience infinie et ses encouragements constants.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance envers nos partenaires précieux, en particulier Canards Illimités Canada (CIC), qui, au-delà de leur contribution financière généreuse, a également joué un rôle essentiel en mettant à notre disposition les champs nécessaires à la mise en place du dispositif expérimental. Leur collaboration proactive et leur soutien logistique ont grandement facilité la réalisation de ce projet de recherche. Enfin, je souhaite exprimer mes plus sincères remerciements aux organismes de financement de ma bourse de maîtrise, dont MITACS Accélération et la section culture et éducation de l'Ambassade d'Haïti au Canada, pour leur soutien financier crucial qui a été un pilier fondamental tout au long de ma maîtrise.

Votre appui et votre encouragement ont été inestimables et ont contribué de manière significative à la réalisation de ce mémoire. Merci du fond du cœur à chacun et à chacune d'entre vous.

Introduction

Les milieux humides revêtent d'une valeur cruciale en matière de conservation. Entre autres, ces écosystèmes exceptionnels contribuent à capter les eaux de ruissellement et les nutriments lessivés, contribuant ainsi à prévenir l'absorption excessive de phosphore, d'azote, et d'autres éléments par les lacs et les cours d'eau (Barnaud et Fustec, 2007 ; Biggs et al., 2017). Bien que ne couvrant que 1% de la surface terrestre, les milieux humides biogéomorphes jouent un rôle majeur en stockant 20% du carbone organique des écosystèmes, soulignant ainsi leur fonction cruciale dans la régulation globale des cycles biogéochimiques (Temmink et al., 2022). Malgré leur importance écologique, les milieux humides subissent une diminution significative à l'échelle mondiale, estimée à 3,4 millions de km² durant la période 1700 à 2020, ce qui équivaut à 21% de la superficie mondiale de ces écosystèmes cruciaux (Fluet-Chouinard et al., 2023). Cette diminution résulte de plusieurs perturbations anthropiques, notamment, l'élévation du niveau de la mer (GIEC, 2014), l'agriculture (Fluet-Chouinard et al., 2023), les espèces envahissantes (Zedler et Kercher, 2004), le drainage et le comblement (Valipour et al., 2020). Ces perturbations ont des implications significatives, compromettant la capacité de ces milieux à fournir des services écosystémiques, mettant en danger la biodiversité associée et exacerbant les impacts des changements climatiques. Au Québec (Canada), une étude cartographique sur une période de 22 ans a mis en lumière les perturbations significatives subies par les basses terres du Saint-Laurent, affectant au moins 567 km² de milieux humides, soit environ 19% de sa superficie totale (Pellerin et Poulin, 2013). Parmi ces perturbations, les activités agricoles et sylvicoles représentent les principales sources, totalisant respectivement 44% et 26% des superficies perturbées. Les activités industrielles, commerciales et le développement résidentiel contribuent à hauteur d'environ 9% des pertes de milieux humides (Pellerin et Poulin, 2013). Cette situation est aussi applicable aux milieux hydriques et aux plaines inondables du Québec.

Le lac Saint-Pierre (LSP), situé entre les villes de Trois-Rivières (Mauricie) et Sorel-Tracy (Montérégie) au sud du Québec, est une zone exceptionnelle avec la plus grande plaine inondable d'eau douce de la province (MDDEFP, 2013). Reconnu en 1998 comme zone humide d'importance internationale par la Convention de Ramsar et en 2000 comme réserve mondiale de la biosphère par l'UNESCO (UNESCO, 2000 ; RAMSAR, 2001), le lac couvre 50 000 ha comprenant une zone littorale de 28 000 ha submergée au printemps par la fonte des neiges (MDDEFP, 2013). La mauvaise qualité de l'eau des rivières affluentes et la perte d'habitats dans la plaine inondable entraînent des répercussions sur la vie aquatique et les activités économiques (Simoneau, 2017), notamment une inquiétante diminution de 79% de la population de perchaudes (*Perca flavescens*) au cours des trois dernières décennies (Brodeur et al., 2022; Magnan et al., 2022). En réaction, un moratoire sur la pêche a été instauré en 2012 par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs pour restaurer la population de perchaudes (MDDEFP, 2013). En parallèle au déclin des poissons, une transformation de l'utilisation des terres

agricoles et naturelles a été constatée dans la région du LSP. Historiquement dominé par les cultures pérennes, le littoral du lac a subi une évolution significative entre 1950 et 2016. Au cours de cette période, environ 3800 ha de cultures pérennes ont été convertis en cultures annuelles, principalement de maïs (*Zea mays* L.) et de soja (*Glycine max* [L.] Merr.) (Dauphin et Jobin, 2016; Jobin et Brodeur, 2023). Cette transition dans les pratiques agricoles entraîne des répercussions significatives sur l'écosystème local, altérant la dynamique des sols, influençant la biodiversité environnante avec des conséquences préjudiciables sur le développement de la perchaude qui dépend d'un support végétal pour les activités de reproduction et d'alimentation au printemps. Par ailleurs, l'extension des cultures annuelles réduit la qualité de l'eau en provoquant l'érosion des sols mis à nu au printemps et en introduisant des contaminants agricoles, contribuant ainsi de manière notable aux défis écologiques observés dans la région du LSP (Brodeur et al., 2022; Foubert et al., 2020). La conception de stratégies innovantes de restauration adaptées aux conditions du littoral est donc cruciale pour établir un meilleur équilibre entre les activités agricoles et la conservation de la nature.

Le pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre a mis en œuvre diverses initiatives de conservation et de restauration écologique. Parmi les solutions envisagées, la réhabilitation des habitats fauniques émerge comme une réponse majeure pour restaurer la population de perchaudes (de la Chenelière et al., 2014 ; Dauphin et Jobin, 2016). Par ailleurs, l'efficacité des bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles a été étudiée, dévoilant ainsi une autre option prometteuse pour l'apport en services écologiques dans le littoral (Bourgeois et al., 2019; Tremblay et al., 2019). L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.), une plante tolérante aux inondations et aux sécheresses, est envisagée pour soutenir les approches de restauration (Sheaffer et al., 1992 ; Rice et Pinkerton, 1993 ; Wang et al., 2021). Cependant, le succès de son implantation dépend de multiples facteurs complexes et interconnectés. L'utilisation de plantes-abris pourrait jouer un rôle crucial pour faciliter l'établissement de l'alpiste roseau puisque ces plantes sont reconnues pour l'amélioration du rendement fourrager en réprimant les adventices. Cependant, leur compétitivité présente le risque d'entraîner une diminution de l'espèce pérenne, soulignant ainsi l'importance d'un compromis dans le choix des plantes-abris (Gómez-Aparicio, 2009; St-Pierre-Lepage et al., 2023). Toutefois, les connaissances sur les plantes-abris adaptées à la zone littorale du LSP pour favoriser l'établissement de l'alpiste roseau sont limitées, de même que d'autres aspects cruciaux, comme l'utilisation de rhizomes ou de paillis, pour implanter des bandes herbacées pérennes, restent encore peu explorés.

Dans ce contexte, mon mémoire de maîtrise se concentre sur l'analyse des facteurs menant au succès de l'implantation des bandes herbacées pérennes dans le littoral du lac Saint-Pierre. Il s'appuie sur une revue approfondie de la littérature et un dispositif expérimental mis en place sur deux sites distincts au LSP: Saint-Barthélemy et Baie-du-Febvre. Les résultats obtenus visent à fournir des recommandations pratiques afin de renforcer les connaissances relatives à la restauration des milieux humides, dont la plaine inondable du LSP.

Chapitre 1 : Revue de littérature

Cette revue de littérature, bien que non exhaustive, propose de fournir une introduction pertinente à la zone d'étude qu'est le lac Saint-Pierre. Elle établit de manière succincte les thèmes clés du sujet, tout en offrant un aperçu des connaissances scientifiques existantes et des travaux de recherche antérieurs. L'objectif est de contextualiser l'étude et d'apporter une contribution significative à la compréhension des résultats à travers une synthèse des connaissances préexistantes.

1.1. Le lac Saint-Pierre

1.1.1. Contexte géographique

Situé dans la province de Québec (Canada), le lac Saint-Pierre est un élargissement du fleuve Saint-Laurent qui s'étend sur près de 30 km de long et 13 km de large et couvre une superficie d'environ 500 km² (Jacques, 1986). Dans la partie amont du lac se trouve l'archipel de Sorel, un delta intérieur d'eau douce composé d'une centaine d'îles et de chenaux (Sacco, 2012). À Trois-Rivières, les marées sont importantes, tandis qu'à Sorel-Tracy, elles sont à peine perceptibles (Godin, 1999). La profondeur du lac n'est en moyenne que de 3 m, à l'exception du chenal de navigation creusé en son centre, qui atteint 11,3 m (Morin et Côté, 2003). Ce chenal divise longitudinalement le lac, canalisant l'écoulement de l'eau qui traverse le lac avec un débit moyen de 9500 m³/s, mais celui-ci est nettement plus fort dans le chenal que dans les zones riveraines (MDDEFP, 2013).

1.1.2. Contexte socio-économique

La réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre, occupe une place centrale dans le tissu socio-économique de la région, notamment avec la ville de Trois-Rivières comme principal centre urbain (UNESCO, 2000). Le dynamisme économique de la région se manifeste à travers une diversité remarquable de secteurs, chacun contribuant à la vitalité locale. Parmi ces secteurs, l'agriculture, la chasse, la pêche, le tourisme et les loisirs jouent un rôle significatif dans l'économie locale (Auclair et al., 1991; Dulude, 2017). La région bénéficie d'une riche tradition de chasse et de pêche, qui contribue à la fois aux activités récréatives et aux moyens de subsistance de la population (Dulude, 2017). Le tourisme, stimulé par la beauté naturelle du lac Saint-Pierre et de ses environs, constitue une source majeure de revenus et d'emplois (Otis, 2009). De même, les activités de loisirs liées à la nature et à la biodiversité de la région contribuent au bien-être de la population locale. Parallèlement, des secteurs industriels et de services complètent le paysage économique du lac Saint-Pierre (Auclair et al., 1991). Ces activités, bien que diversifiées, coexistent dans un équilibre délicat avec les impératifs de préservation de l'écosystème.

1.1.3. Valeur écologique

Bien que le territoire ait subi une influence humaine considérable, des zones sauvages cruciales subsistent dans le littoral du LSP. L'archipel du lac abrite la plus grande population de Grands Hérons (*Ardea herodias*) en Amérique du Nord (Sacco, 2012 ; Nicole et Dauphin, 2018). Cet écosystème diversifié comporte plusieurs types de milieux naturels, comprenant plus de 12 600 ha d'herbiers aquatiques, environ 8 400 ha de marais, plus de 3 260 ha de prairies humides et plus de 3 825 ha de marécages (Létourneau et Jean, 1996). Ces différentes zones présentent une importance écologique considérable en tant qu'habitats propices à une multitude d'espèces animales et végétales (Langlois et al., 1992). La Figure 1 illustre la disposition relative des milieux humides et de certaines végétations au sein de la plaine inondable du lac Saint-Pierre d'après la table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (2017).

La plaine inondable du lac Saint-Pierre se révèle également être un site d'une importance cruciale pour la reproduction, l'alimentation et la migration de nombreuses espèces, incluant des poissons, amphibiens, oiseaux et invertébrés menacés ou vulnérables (Desgrandes et Jobin, 2003 ; Leck, 2003 ; MDDEFP, 2013). Le lac Saint-Pierre, classé comme réserve mondiale de la biosphère par l'UNESCO en 2000, revêt une importance capitale dans la préservation de l'environnement et de la faune au Québec (UNESCO, 2000). En effet, il abrite plus de 70% des espèces de poissons d'eau douce et 72% des espèces d'oiseaux de la province (Langlois et al., 1992 ; UNESCO, 2000 ; MDDEFP, 2013).

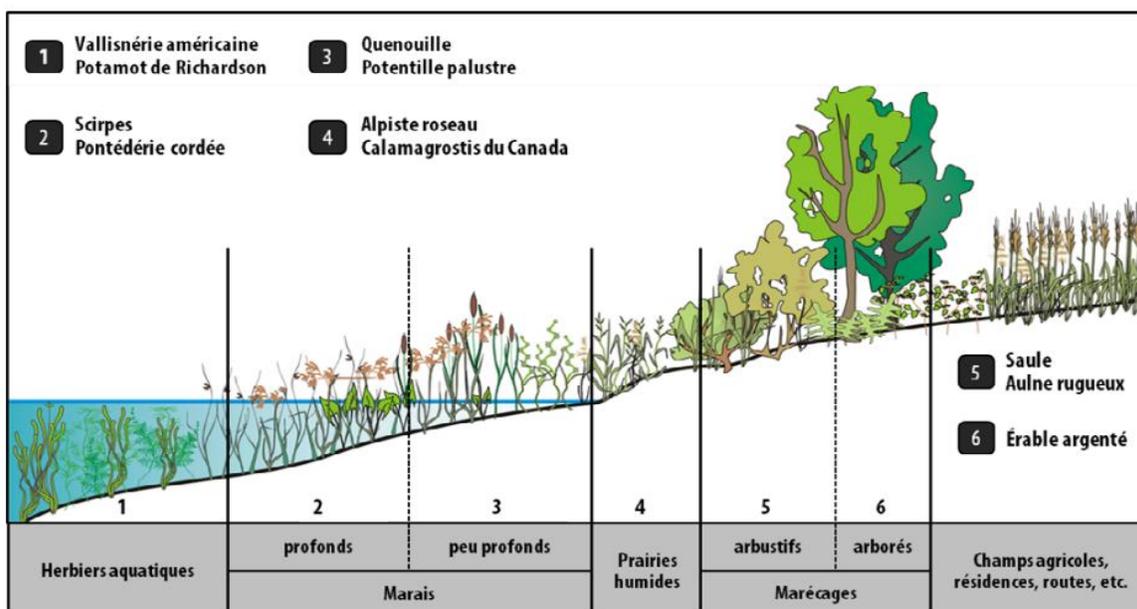


Figure 1.- Position relative des milieux humides dans le littoral du lac Saint-Pierre (source : TCRLSP, 2017)

1.1.4. La dynamique des crues printanières au lac Saint-Pierre

Chaque printemps, le LSP connaît une augmentation de son niveau d'eau de plus de 2 m en raison de la fonte des neiges et des crues printanières, entraînant ainsi une inondation significative à l'intérieur des terres (MDDEFP, 2013). Sur une étendue de plusieurs dizaines de kilomètres carrés, les terres littorales se retrouvent inondées pendant une période allant de 5 à 9 semaines, habituellement d'avril à mai. L'ampleur de cette inondation varie annuellement en fonction de l'intensité des crues, touchant la zone littorale en moyenne une fois tous les 2 ans (MELCC, 2023). Ces conditions inondées offrent des sites de reproduction essentiels à de nombreuses espèces de poissons, d'amphibiens et d'invertébrés. De plus, la fluctuation annuelle de l'ampleur de l'inondation, influencée par l'intensité des crues, contribue à la variabilité et à la diversité biologique des écosystèmes de la zone littorale.

1.1.5. La recherche scientifique

Au cours de la dernière décennie, le LSP a fait l'objet d'une recherche scientifique intense, avec plus de 250 articles scientifiques, mémoires et thèses universitaires, rapports et publications gouvernementales provenant de diverses institutions. Les universités Laval, du Québec de Trois-Rivières et McGill ont activement contribué à cette recherche par le biais du pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, créé et financé par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). L'objectif du pôle est de formuler une stratégie d'intervention dans la zone littorale, favorisant une agriculture durable respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration des milieux prioritaires (Ruiz et Julie, 2018; Tremblay et al., 2019). La présente étude en particulier s'inscrit dans le cadre des projets de recherche menés par l'Université Laval. Les gouvernements provincial et fédéral jouent un rôle actif dans le processus de mise en application de la recherche, contribuant à la formulation de lois et d'instructions basées sur les résultats obtenus. Un exemple marquant est le moratoire sur la perchaude instauré en 2012, et prolongé jusqu'en 2027 le 4 mai 2022 (Magnan et al., 2022). Cette décision a été prise dans le but de protéger la population de perchaudes adultes, en réponse à une évaluation mettant en évidence le faible stock de cette espèce.

1.2.L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.)

1.2.1. Origine et introduction

L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) est une graminée vivace de la famille des Poacées (Finot, 2014). Il trouve son origine dans le nord-est de l'Amérique du Nord, comme l'ont démontré les travaux de Lavoie et al. (2005). Ces auteurs ont examiné des spécimens datant du 19e siècle, collectés à des endroits variés comme le

lac Mistassini et l'île d'Anticosti, et ont conclu de manière convaincante que ces régions fournissent des preuves solides de l'origine de l'alpiste roseau en Amérique du Nord. Ces résultats réfutent les spéculations antérieures concernant une possible origine asiatique, renforçant ainsi la compréhension de l'histoire évolutive de cette espèce (Lavoie et al., 2005). Bien que l'alpiste roseau soit originaire de l'Amérique du Nord, des phénotypes agronomiques non indigènes de cette espèce ont été introduits en Amérique du Nord pour diverses applications comme le fourrage et la stabilisation des sols (Lavergne et Molofsky, 2004). Ces phénotypes ont été observés dans des environnements variés comme le long des cours d'eau, aux abords des lacs, au niveau des sources et dans les prairies (Merigliano et Lesica, 1998). De plus, des peuplements monospécifiques d'alpiste roseau se forment dans des environnements humides et riverains aux États-Unis, tant en milieu urbain qu'agricole (Galatowitsch et al., 2000 ; Lavergne et Molofsky, 2004). Cette répartition géographique des phénotypes non indigènes, avec une concentration particulière dans des environnements humides, met en lumière l'impact de leur introduction et leur capacité à s'établir dans des conditions variées en Amérique du Nord. Dans le sud du Québec, une expansion rapide des phénotypes non indigènes à l'Amérique du Nord de l'alpiste roseau a été récemment mise en évidence. Cette dernière semble avoir débuté avec l'introduction de cultivars d'alpiste comme plante fourragère dans la région. Cette croissance fulgurante pourrait être imputée à divers facteurs, dont l'augmentation de la pollution azotée, la construction de routes, et les variations du niveau d'eau du fleuve Saint-Laurent. Ces conditions créent un environnement propice à la dissémination de l'alpiste roseau, mettant en évidence son potentiel envahissant (Lavoie et al., 2005).

1.2.2. Biologie

La reproduction de l'alpiste peut s'effectuer par graines, rhizomes ou talles (Dethioux, 1986; Bonilla-Warford et Zedler, 2002). Il produit également des racines et des pousses à partir des nœuds de chaumes fraîchement coupés et bien articulés (Marten et Heath, 1973). Des études ont montré que les rhizomes de l'alpiste roseau sont un moyen viable de propagation (Dethioux, 1986), et des preuves solides suggèrent que l'alpiste se reproduit principalement de manière clonale en Amérique du Nord (Gifford et al., 2002). Les peuplements d'alpiste bien établis présentent une tolérance élevée aux inondations prolongées (Rice et Pinkerton, 1993; Wang et al., 2021) et aux sécheresses (Sheaffer et al., 1992), alors que les semis poussent lentement et ne tolèrent pas les inondations prolongées (Jensen et al., 2018). La survie de l'alpiste aux inondations cycliques dépend de plusieurs facteurs, notamment la vigueur et la hauteur de la plante, la durée et la profondeur de l'inondation, ainsi que son stade de croissance (Rice et Pinkerton, 1993).

1.2.3. Établissement

Les conditions propices à l'établissement de l'alpiste roseau sont fréquemment observées dans des habitats comme les fossés en bordure de route, les digues, les levées de rivières, les marais peu profonds et les prairies

(Apfelbaum et Sams, 1987; Galatowitsch et al., 1999). Cette graminée peut également coloniser d'autres environnements, notamment les friches et les cultures pérennes (Apfelbaum et Sams, 1987). Malgré ces observations, la littérature scientifique présente des lacunes significatives en termes de données pour évaluer les hypothèses écologiques et génétiques qui expliquent la rapidité d'établissement de l'alpiste roseau dans de nouvelles zones géographiques (Lavoie et al., 2005). Des études génétiques ont néanmoins suggéré que la diversité génétique et la plasticité phénotypique des populations envahissantes jouent un rôle crucial dans leur succès d'invasion (Lavergne et Molofsky, 2004; Calsbeek et al., 2011).

La littérature existante révèle que le caractère envahissant de l'alpiste roseau est étroitement lié à son taux élevé de production de biomasse pendant son établissement (Adams et Galatowitsch, 2005). Les recherches ont identifié des variations de rendement en biomasse en fonction des conditions climatiques et des types de sols. Par exemple, une étude menée dans une tourbière drainée au Danemark a enregistré des rendements variant de 8,4 à 9 t/ha, tandis qu'en Suède, des rendements de 4,5 t/ha à 10,7 t/ha ont été observés, dépendant des saisons et des conditions météorologiques (Kandel et al., 2013). Le rendement diminue en conditions sèches, principalement en raison de la défoliation des feuilles et de la rupture des parties supérieures de la tige de l'alpiste en situation de sécheresse (Kusvuran et al., 2022). En outre, les conditions du sol peuvent également influencer le rendement en biomasse de l'alpiste roseau. Une étude menée en Estonie dans un champ agricole a révélé un rendement en biomasse de 12,7 t/ha sur les sols minéraux par rapport à 7,2 t/ha sur les sols organiques (Heinsoo et al., 2011). Ces résultats soulignent que le rendement en biomasse de l'alpiste roseau est fortement influencé par les conditions météorologiques et les caractéristiques physico-chimiques du sol.

L'alpiste roseau trouve des conditions idéales pour son établissement dans les zones tempérées à nordiques (Uellendahl et al., 2008; Kukk et al., 2011; Kandel et al., 2013). Les facteurs abiotiques, en particulier les perturbations et les changements dans le régime hydrologique, jouent un rôle crucial dans la promotion de l'établissement de l'alpiste roseau dans les milieux humides (Lavergne et Molofsky, 2004). Les zones humides accumulent des débris, des sédiments, de l'eau et des nutriments, créant des conditions favorables avec des trouées dans la canopée qui stimulent la croissance de l'alpiste (Zedler et Kercher, 2004). Par ailleurs, Maurer et Zedler (2002) ont étudié l'influence de l'ouverture de la canopée et de l'augmentation des nutriments sur l'établissement de l'alpiste roseau en utilisant des phytomètres sur le terrain. Leurs résultats ont révélé une survie accrue dans une prairie humide dotée d'un couvert forestier moins dense, mais également une réduction de cette survie en cas d'inondations prolongées et sous un couvert végétal dense. Kukk et al. (2011) ont également constaté que l'application d'engrais minéraux favorise l'établissement de l'alpiste roseau dans les sols présentant une teneur en azote supérieure à 0,6%. En outre, Bonilla-Warford et Zedler (2002) ont démontré que la méthode de plantation, qu'il s'agisse de l'utilisation de graines ou de rhizomes, peut influencer significativement les premières années d'établissement de l'alpiste roseau. L'implantation avec des rhizomes a

montré une amélioration de la survie et un établissement plus rapide et vigoureux par rapport aux graines. Les expériences en serre ont confirmé l'impact des conditions hydrologiques et d'ensoleillement sur l'établissement de l'alpiste roseau. Une inondation prolongée et une faible disponibilité de lumière ont entraîné des baisses significatives de la biomasse aérienne et de la survie des fragments de rhizomes (Maurer et Zedler, 2002). Ces résultats soulignent la complexité des interactions entre l'ouverture de la canopée, l'apport en nutriments, les conditions d'inondation, et la lumière dans la régulation de l'établissement de l'alpiste roseau dans différents milieux.

1.3.Utilisation des plantes-abris

1.3.1. Introduction du concept

Lors de l'implantation d'une prairie, une pratique largement adoptée consiste à intégrer une plante-abri, généralement des semences de graminées annuelles, pour accompagner le processus d'établissement des plantes fourragères (Dickson et al., 2010 ; Coulman et al., 2019). Les plantes-abris émergent comme une stratégie efficace pour diversifier les systèmes de production fourragère et atténuer les risques climatiques. En outre, cette approche vise à favoriser un établissement optimal de la prairie en compétitionnant avec les adventices, tout en assurant une récolte de fourrages dès la première année d'établissement. Toutefois, il est crucial de noter que ces plantes-abris peuvent entrer en compétition avec les semis de plantes fourragères, réduisant ainsi la densité du peuplement et la vigueur des plantes fourragères vivaces. Cela nécessite une gestion attentive pour assurer le succès à long terme de la prairie (Curran et al., 1993 ; Coulman et al., 2019). Par conséquent, le choix éclairé de la plante-abri reste un élément crucial que ce soit pour la production de fourrages ou le pâturage.

À cette fin, le choix de la plante-abri dépend de l'objectif de production visé, avec des options comme les graminées ou les légumineuses annuelles. Lorsqu'il s'agit de récolter des grains, la céréale, comme l'orge commune (*Hordeum vulgare* L.), est souvent privilégiée en raison de sa précocité. À l'inverse, pour la production de fourrage, un cultivar précoce d'avoine cultivée (*Avena sativa* L.) est recommandé en raison de ses caractéristiques de croissance rapide et de sa capacité à fournir une couverture précoce au sol (CRAAQ, 2005 ; Vanasse et al., 2022). Bien que l'utilisation de légumineuses comme plantes-abris pour l'établissement de prairies soit actuellement limitée, le pois cultivé (*Pisum sativum* L.) est parfois employé, seul ou en combinaison avec l'avoine, pour accroître le rendement et la valeur nutritive des fourrages au cours de l'année d'implantation de la prairie (Wiersma et al., 1999; Sheaffer et al., 2014). L'objectif idéal est de choisir des espèces qui minimisent la compétition avec la jeune prairie en termes d'eau, de lumière et d'éléments minéraux (Gómez-Aparicio, 2009).

Une étude menée dans l'ouest du Canada a exploré l'utilisation de plantes-abris lors des nouveaux semis de vivaces fourragères. Les résultats ont montré que le ray-grass annuel / Ivraie multiflore (*Lolium multiflorum* Lam) a augmenté le rendement en matière sèche fourragère lors de l'établissement, mais a eu un impact négatif sur le rendement l'année suivante. Cependant, l'ensemble du rendement sur trois années était similaire par rapport à un traitement témoin, soulignant la nécessité de prendre en compte le rendement à long terme lors de l'utilisation de plantes-abris (Coulman et al., 2019).

1.3.2. Particularités de certaines espèces de plantes-abris

- L'avoine cultivée (*Avena sativa* L.)

L'avoine, une graminée annuelle, atteint une hauteur variable de 60 à 150 cm. Sa tige, creuse, est dressée et cylindrique, tandis que ses feuilles caulinaires, disposées de manière distique et alternée, sont linéaires, longues et étroites, avec des bords lisses ou légèrement rugueux. Cette graminée à croissance rapide est facile à établir et s'adapte bien aux conditions fraîches et humides de l'automne (Vanasse et al., 2022). Avec un système racinaire fasciculé qui peut atteindre une profondeur de 84 à 195 cm, il est préférable de la cultiver dans un sol humide pour favoriser une croissance optimale (Vanasse et al., 2022).

L'utilisation de l'avoine en tant que plante-abri présente divers avantages. D'abord, elle contribue à contrer les déficits fourragers, en fournissant une source de fourrage rapide, précoce et complémentaire avec les autres plantes de prairies (Salgado et al., 2005). De plus, elle diminue l'érosion du sol en raison de son système racinaire dense et de sa croissance rapide (Rousson, 2006). De plus, ses racines améliorent la stabilité du sol en préservant sa structure et en renforçant sa capacité à retenir l'eau (Klebesadel et Smith., 1959 ; Salgado et al., 2005). L'avoine se distingue également par sa capacité à produire des substances allélopathiques contre les adventices (Eveno et Chabanne, 2001). Ces molécules, libérées lors de la décomposition de l'avoine, induisent une réduction significative des adventices, comparable aux effets observés avec des méthodes conventionnelles comme le labour ou l'utilisation d'herbicides (Vanasse et al., 2022). Des essais en boîte de Pétri ont démontré que les extraits de la biomasse aérienne de l'avoine ont considérablement inhibé la croissance des racines de la luzerne cultivée (*Medicago sativa* L.) ainsi que de deux adventices, l'échinochloa pied-de-coq (*Echinochloa crus-galli* Beauv. var. *oryzicola* Ohwi.) et l'éclipte blanche (*Eclipta prostrata* L.) (Chon et Kim, 2004). Dans une étude sur le terrain, l'incorporation de l'avoine dans le sol a induit une réduction significative de 68% de la biomasse totale des adventices par rapport à un traitement témoin sans avoine (De Bertoldi et al., 2009). Ces études indiquent que l'avoine pourrait jouer un rôle crucial, en tant que plante-abri, dans la gestion durable des prairies en maîtrisant la compétition des plantes indésirables, favorisant la croissance des cultures désirées et contribuant à la préservation de la qualité du sol. Cependant, la littérature scientifique ne fournit que peu d'informations sur les effets allélopathiques de l'avoine sur l'espèce qu'on veut

établir. Ainsi, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour approfondir cet aspect et mieux comprendre les interactions entre l'avoine et d'autres plantes, en particulier l'alpiste roseau.

- Le ray-grass annuel (*Lolium multiflorum* Lam)

Le terme "ray-grass" regroupe plusieurs espèces du genre *Lolium*, membres de la famille des graminées, présentant une hauteur qui varie généralement entre 60 et 120 cm. On distingue deux types de ray-grass : les ray-grass annuels (*Lolium multiflorum* Lam), également appelés ray-grass italien ou ivraie multiflore, qui accomplissent leur cycle de croissance en une seule saison, et les ray-grass pérennes (*Lolium perenne* L.), connus sous le nom de ray-grass anglais ou ivraie vivace, qui persistent d'une année à l'autre. (FNA Editorial Committee, 2007). Avec un système racinaire dense et fibreux, le ray-grass annuel contribue efficacement à la limitation de l'érosion du sol et à l'amélioration de ses propriétés (Zhou et Shangguan, 2007). Cette plante rustique tolère bien les zones d'eau stagnante, montrant une préférence particulière pour les sols de texture moyenne à fine (OMAFRA, 2023). En tant que plante-abri, le ray-grass annuel offre l'avantage notable d'augmenter le stock de carbone organique du sol (Poeplau et al., 2015). Bien que sa croissance lente au printemps puisse poser des défis dans la compétition avec les adventices annuelles pendant son premier stade de développement par rapport à l'avoine (Borman et al., 1991), une fois établi, il devient un compétiteur robuste contre ces plantes indésirables (Suter et al., 2012). Quant à ses applications, le ray-grass annuel est principalement cultivé comme plante fourragère pour le bétail, en raison de sa valeur nutritionnelle élevée (Seguin, 2015). Son inclusion dans les mélanges de semences destinés aux pelouses et aux prairies est motivée par sa capacité de rétablissement après la tonte et sa tolérance au piétinement (OMAFRA, 2023). Ces caractéristiques font du ray-grass annuel une option polyvalente et bénéfique dans divers contextes agricoles et d'aménagements paysagers.

- L'herbe du Soudan (*Sorghum x drummondii*)

L'herbe du Soudan (*Sorghum bicolor* subsp. *x drummondii* (Steudel) de Wet (selon Vascan) peut être considérée comme une option prometteuse en tant que plante-abri pour l'établissement des prairies (Seguin, 2015). Cette graminée de type C4, d'origine tropicale, présente l'avantage d'être hautement tolérante aux conditions climatiques sèches associées aux changements climatiques (Dial, 2013). Bien que relativement méconnue au Québec, de nouveaux hybrides adaptés aux conditions locales ont récemment été développés (OMAFRA, 2023). Il est cependant recommandé de semer dans un sol chaud, ce qui nécessite généralement de retarder les semis jusqu'à la fin de mai ou début juin, avec un taux de semis suggéré de 15 kg/ha, à une profondeur de 2 à 3,5 cm, en lignes écartées de 18 à 36 cm (OMAFRA, 2023).

L'herbe du Soudan développe un système racinaire extensif, et bien que sa surface foliaire soit environ deux fois plus petite que celle du maïs, cela augmente sa capacité de rétention d'eau (OMAFRA, 2023). Elle peut être

utilisée comme culture d'étouffement contre les adventices, offrant ainsi un avantage significatif car peu de méthodes "naturelles" sans travail du sol sont disponibles pour réprimer ces organismes nuisibles majeurs. L'herbe du Soudan réduit le recouvrement des adventices par compétition pour la lumière et les nutriments (Dial, 2013). Cet effet, présent pour toutes les plantes-abris, est plus marqué pour l'herbe du Soudan en raison de sa production élevée en termes de biomasse (Putnam et DeFrank, 1983). De plus, elle peut être fauchée plusieurs fois pendant la saison estivale, stimulant ainsi la croissance de son système racinaire (Björkman et Shail, 2010). Une étude de l'université Cornell a montré qu'une période de croissance d'au moins 2 mois sans gel est nécessaire avant d'observer les effets bénéfiques de l'herbe du Soudan sur la compaction du sol (Björkman et Shail, 2010). En termes d'utilisation, elle est réputée pour ses rendements élevés et sa valeur nutritive pour l'alimentation des ruminants (Matteau et al., 2015). Elle est adoptée comme culture fourragère, pour la production de biomasse (culture) énergétique (Thivierge et al., 2016), en cultures intercalaires et comme plante-abri dans les régions du sud du Québec (Weill et Roy-Fortin, 2014, Bélanger et al., 2018). Par exemple, une étude de l'université McGill a comparé les effets de l'ensemencement de luzerne avec l'herbe du Soudan comme plante-abri, montrant que l'utilisation de l'herbe du Soudan semée à 15 ou 20 kg/ha favorise une augmentation significative des rendements fourragers pour la même année d'implantation de la luzerne (Matteau et al., 2015). Ces résultats soulignent la potentialité de l'herbe du Soudan en tant que plante-abri pour améliorer la productivité des prairies nouvellement établies, offrant ainsi des perspectives pour une gestion durable des systèmes fourragers.

1.3.3. Effets des plantes-abris sur l'établissement des mélanges fourragers

Bien que les études antérieures, comme celles de Dickson et al. (2010), aient mis en avant l'influence négative des plantes-abris sur la croissance des espèces d'intérêt, une perspective plus nuancée se dessine. Ces plantes peuvent également jouer un rôle positif dans l'établissement des mélanges. En amorçant rapidement le recouvrement du sol au début de la saison, elles contribuent efficacement à prévenir l'érosion du sol (De Baets et al., 2011). De plus, les plantes-abris s'avèrent des concurrents actifs contre les adventices pendant la phase d'établissement, réduisant ainsi leur présence dans la prairie ou le mélange projeté (Verret et al., 2017). Freyman et Bittman (1990) ont enrichi cette perspective en démontrant que l'utilisation d'une plante-abri entraîne les rendements les plus élevés à la première coupe et les plus bas à la deuxième coupe au cours de l'année d'établissement. Cependant, cette influence ne s'étend ni à la troisième coupe de cette année ni au rendement de l'année suivante. Le rendement total atteint son optimum lors de l'année d'établissement, favorisé par le rendement fourrager plus élevé des céréales annuelles par rapport aux graminées vivaces lors de la première coupe. Notamment, l'utilisation de plantes-abris réduit également la proportion des adventices lors de la première coupe par rapport au semis sans utilisation d'herbicide, soulignant ainsi les bénéfices potentiels de cette approche dans l'établissement réussi des mélanges herbacés (Freyman et Bittman, 1990).

Par ailleurs, l'utilisation des plantes-abris peut influencer de manière significative le rendement en biomasse de l'espèce d'intérêt, avec des résultats divergents selon le choix de la plante-abri. Une étude menée par St-Pierre-Lepage et al. (2023) de l'Université McGill a illustré cette variabilité en évaluant six plantes-abris dans le cadre de l'établissement d'un mélange luzerne-fléole des prés (*Phleum pratense* L.). Les conclusions de cette recherche ont mis en évidence que trois espèces de plantes-abris, à savoir *Sorghum x drummondii*, *Avena sativa* et *Panicum miliaceum*, ont favorisé une augmentation significative du rendement en biomasse du mélange luzerne-fléole des prés, atteignant jusqu'à 7,10 t/ha. En revanche, l'utilisation de deux autres espèces de plantes-abris, *Trifolium alexandrinum* et *Lolium multiflorum*, a entraîné une baisse du rendement en biomasse, descendant même jusqu'à 1,62 t/ha pendant la première année d'implantation (St-Pierre-Lepage et al., 2023). Ces résultats mettent en lumière la nécessité de sélectionner judicieusement le type de plante-abri en fonction des mélanges herbacés envisagés pour l'établissement de la prairie, soulignant l'impact substantiel que le choix de la plante-abri peut avoir sur le rendement en biomasse.

La gestion précise du taux de semis des plantes-abris revêt d'une grande importance. Par exemple, le taux de semis optimal pour une plante-abri d'avoine visant à maximiser les rendements de la luzerne et à minimiser la présence des adventices sous irrigation en Californie est d'environ 18 kg/ha (Lanini et al., 1991). Une hausse du taux de semis peut entraîner des effets néfastes sur le développement de l'espèce d'intérêt, générant une compétition interspécifique entre les plantes pour l'accès aux ressources disponibles dans le sol (Genest et Stepler, 1973). Étant donné que la plupart des espèces utilisées en tant que plantes-abris ont un cycle annuel, elles sont généralement fauchées pendant l'entretien régulier de la première saison avant de pouvoir produire leurs semences, pour éviter qu'elles se ressèment. Bien qu'elles ne réapparaissent pas à partir de la deuxième année, les racines et les tiges demeurent en place tout l'hiver, ce qui contribue à protéger le sol même après leur mort grâce au réseau racinaire. La sélection minutieuse du type de plante-abri et des taux de semis émerge ainsi comme des facteurs cruciaux pour favoriser l'établissement de l'espèce d'intérêt au cours de la première année, soulignant la valeur d'une gestion précise pour garantir le succès du processus d'établissement.

1.4.Établissement d'une prairie humide

1.4.1. Valeur écologique

Les prairies, caractérisées par une végétation herbacée dominante, englobent divers types, comme les prairies naturelles, les prairies humides, et celles aménagées par l'homme, jouant un rôle vital dans des contextes agricoles, de pâturage, ou de conservation (Sanderson et al., 2009 ; Peeters et al., 2014). Les prairies humides se distinguent par leurs caractéristiques hydrologiques, définies comme des zones inondées saisonnièrement ou en permanence, favorisant la biodiversité adaptée aux conditions humides (Galatowitsch et al., 2000 ; Long et Pope, 2014). Elles sont cruciales en tant que filtres naturels préservant la qualité de l'eau, limitant le lessivage

des nutriments (Huyghe, 2009), et leur établissement dans des zones inondables est capital pour la préservation de la biodiversité et la régulation hydrique des écosystèmes (Klimkowska et al., 2007 ; Rothero et al., 2020). Elles agissent comme zones tampons entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, réduisant l'érosion, stabilisant les berges tout en renforçant la résilience des écosystèmes des milieux humides (Huyghe, 2009).

En plus de leur valeur écologique intrinsèque, les prairies humides se révèlent être des habitats privilégiés pour la faune (Patton et Judd, 1970). Dans le contexte spécifique du lac Saint-Pierre, les prairies humides jouent un rôle crucial dans la reproduction des poissons, notamment la Perchaude dont les stocks sont en déclin (Magnan et al., 2022). Durant la période de crue printanière (avril-mai), les tiges et les tapis de végétation morte offrent un support essentiel pour les œufs, contribuant ainsi à la réussite du processus de reproduction de la perchaude (de la Chenelière et al., 2014; Jobin et Brodeur, 2023). À l'origine, les zones inondées, généralement à sec pour la majeure partie de l'année, deviennent des sites de fraie privilégiés pour la perchaude adulte lors de la période d'inondation. Les femelles déposent leurs œufs sous forme de longs rubans sur la végétation submergée, et après la fécondation par le mâle, l'éclosion survient environ 10 jours plus tard. Lorsque les eaux de crues se retirent, les larves de perchaudes, transportées par les eaux, se nourrissent d'invertébrés présents dans les herbiers submergés du lac. Les jeunes perchaudes doivent atteindre une taille d'environ 70 mm pour accumuler la réserve d'énergie nécessaire à leur survie pendant leur premier hiver (MDDEFP, 2013 ; Magnan et al., 2022). La préférence des géniteurs de perchaude pour les sols végétalisés des prairies humides souligne l'importance cruciale de ces habitats dans le maintien de la biodiversité et du cycle de reproduction de cette espèce. Ainsi, la conservation et la restauration des prairies humides apparaissent comme des éléments indispensables pour soutenir le rétablissement à long terme de la perchaude au LSP.

1.4.2. Choix des espèces végétales

La réussite de l'établissement d'une prairie humide repose fondamentalement sur la sélection minutieuse des espèces végétales qui la composent. Des espèces indigènes spécifiquement adaptées aux conditions uniques de l'écosystème doivent être privilégiées en raison de leur adaptation évolutive aux conditions locales, leur contribution à la biodiversité et à la stabilité écologique, ainsi que leur rôle essentiel dans la conservation des écosystèmes locaux et des espèces associées (Rosenthal, 2003). Des études menées en Virginie aux États-Unis ont montré des résultats probants en utilisant stratégiquement des espèces telles que *Juncus effusus* (jonc épars/selon Vascan) et les *Carex spp.* (laïche), mettant en lumière l'harmonisation dans le choix des espèces avec les caractéristiques des écosystèmes locaux (Spangler et al., 2017). En outre, lors de la sélection des espèces à planter, des considérations comme la tolérance aux inondations, la résistance aux variations saisonnières et l'adaptation au type de sol doivent être prises en compte de manière attentive (Keddy, 2010). Une étude approfondie sur l'impact de la gestion sur la productivité et la valeur nutritive des prairies d'alpiste

roseau (*Phalaris arundinacea*) dans le littoral du lac Saint-Pierre a dévoilé des résultats prometteurs (Seguin et al., 2022). Les conclusions mettent en évidence l'influence significative des pratiques de gestion sur les performances de ces prairies. Parmi ces pratiques de gestion, on peut mentionner la fréquence des récoltes, avec une gestion à deux coupes montrant des rendements supérieurs, mais une réduction de la biomasse résiduelle à l'automne par rapport à la régie à une coupe (Seguin et al., 2022). De plus, l'application d'une fertilisation azotée après la première coupe a mené à des améliorations significatives du rendement, mais également à des différences dans la qualité du fourrage, avec des teneurs plus élevées en fibres indigestibles et en cendres (Seguin et al., 2022). Ces pratiques ont montré leur potentiel pour optimiser à la fois la productivité et la qualité des prairies d'alpiste roseau dans cette région spécifique et ont souligné la nécessité de prendre en compte les caractéristiques écologiques spécifiques des espèces lors du choix des pratiques de l'établissement des prairies humides.

1.4.3. Préparation du sol

La préparation du sol pour l'implantation d'une prairie humide est un élément crucial assurant le succès de ce processus écologique. L'optimisation de la structure du sol et la promotion de l'infiltration d'eau sont des aspects cruciaux dans la préparation du sol. Dans le contexte spécifique de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, caractérisée par une faible utilisation d'engrais pour implanter des prairies, l'approche mécanique impliquant l'utilisation de machinerie se révèle particulièrement pertinente. Cette méthode, englobant le labour, le décompactage, et le nivellement du sol, occupe une place centrale. Le labour, en favorisant l'aération et la décomposition de la matière organique, est complété par le décompactage qui vise à briser les couches compactes pour améliorer la pénétration des racines et la circulation de l'eau. Enfin, le nivellement du sol crée une surface uniforme propice à l'ensemencement et à la croissance des espèces végétales. Des études ont prouvé que l'application de techniques mécaniques adéquates pour la préparation du sol augmente la rétention d'eau, réduit l'érosion, et favorise l'établissement des plantes indigènes (Löf et al., 2012).

La technique du faux semis émerge comme une approche innovante pour contrôler la prolifération des adventices lors de l'implantation d'une prairie. L'essence de cette méthode réside dans la stimulation délibérée de la germination des adventices, suivie de leur élimination précoce par un travail du sol avant le semis de la culture principale. Pour optimiser son efficacité, le faux semis requiert d'être mis en œuvre dans les couches superficielles du sol, généralement à une profondeur inférieure à 5 cm, afin de créer un lit de semences soigneusement affiné et tassé (Labreuche et al., 2020). Les conditions environnementales, comme la température et le potentiel hydrique du sol, influent significativement sur la germination des adventices, affectant ainsi l'efficacité du faux semis (Travlos et al., 2020). Un potentiel hydrique plus élevé dans le sol peut mener à une augmentation significative du recouvrement des adventices, car cela favorise la constitution de banques de

graines des adventices, contribuant ainsi à des infestations persistantes dans le sol (Batlla et al., 2004 ; Travlos et al., 2020). La structure du sol peut également influencer le comportement des banques de graines des adventices dans le sol, comme montré par les conclusions d'une recherche menée dans l'Ohio (Cardina et al., 1991). La concentration de graines variait également en fonction de la profondeur, pour atteindre une densité minimale à 15 cm. Cependant, l'impact du labour sur la distribution en profondeur des graines n'était pas uniforme pour les trois types de sol ayant subi la même opération de labour (Cardina et al., 1991).

Bien que le faux semis puisse être bénéfique, son efficacité peut varier, et son utilisation seule pourrait ne pas suffire pour garantir un contrôle complet des adventices (Chauvel et al., 2009 ; Travlos et al., 2020). L'appel à combiner cette technique avec d'autres approches, notamment le décalage de la date de semis de la culture, renforce la stratégie globale de gestion des adventices. Malgré son effet partiel en comparaison avec des leviers plus robustes comme les herbicides, le faux semis présente un intérêt en tant qu'approche complémentaire, dont le potentiel peut être maximisé lorsqu'il est intégré dans une stratégie combinée avec d'autres méthodes préventives, contribuant ainsi à une gestion intégrée des adventices et à une implantation fructueuse de la prairie (Labreuche et al., 2020).

1.4.4. La gestion du semis

Le choix des périodes propices à la germination et à la croissance des espèces sélectionnées est essentiel pour maximiser le succès de l'établissement de la prairie humide. En France, les techniques de semis direct permettent de minimiser les perturbations du sol (Barthès et al., 1997; Lecomte, 2001). Dans le contexte de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, des études ont révélé que les semis effectués au printemps et au début de l'été, après le retrait des eaux de crue présentent des avantages significatifs en raison de l'humidité résiduelle du sol et des températures clémentes (Tremblay et al., 2019). Cette période permet aux semences de bénéficier d'une fenêtre optimale pour la germination et la croissance initiale, favorisant ainsi le succès de l'établissement des prairies (Hudon et al., 2005). Parallèlement, l'ajustement des taux de semis en fonction des caractéristiques spécifiques des espèces est crucial. Une étude menée en Californie (États-Unis) a mis en évidence le rôle des taux de semis plus élevés dans l'amélioration de la compétition contre les adventices, contribuant ainsi à renforcer la résilience des prairies (Boyd et al., 2009). Plus spécifiquement, dans le cas de l'alpiste roseau, le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec recommande un seuil optimal de 11 kg/ha (CRAAQ, 2005). Cependant, bien que ce seuil soit indiqué comme optimal, la littérature scientifique ne fournit pas d'informations concluantes sur l'impact d'une augmentation du taux de semis d'alpiste au-delà de cette recommandation, notamment dans des contextes de plaines inondables présentant une banque de graines d'adventices élevée. De ce fait, pour ajuster les taux de semis à cet environnement particulier, davantage de recherche sera nécessaire.

1.4.5. Stratégies de lutte contre les adventices

L'entretien post-implantation d'une prairie humide est essentiel pour son succès. Au cours des deux premières années, les adventices annuelles et bisannuelles peuvent surpasser les plantes indigènes pérennes, ce qui nécessite une gestion attentive de la jeune prairie après son implantation (Jefferson, 2005).

La gestion d'une prairie humide par le fauchage a démontré des résultats probants dans la préservation de la biodiversité végétale (Valkó et al., 2012). Plusieurs études ont été menées pour évaluer l'efficacité de la fauche en tant que technique de gestion. Par exemple, Cowie et al. (1992) ont examiné son impact sur la végétation des roselières, tandis que Buttler (1992) et Güsewell et al. (1998) ont étudié ses effets sur la végétation des marais calcaires. De plus, une autre étude menée par Kolos et Banaszuk (2013) en Pologne a examiné l'efficacité d'une gestion sur 16 ans, impliquant le fauchage annuel pour restaurer une prairie humide envahie par les joncs. Les résultats ont montré une augmentation significative de la diversité et de la richesse des espèces dans les premières années, mais soulignent le rôle déterminant des facteurs hydrologiques à long terme. La relation entre la richesse spécifique et les conditions d'habitat, influencée par les apports d'eau, a été confirmée (Kolos et Banaszuk, 2013). Bien que la gestion des prairies humides par le biais du fauchage ait prouvé son efficacité dans la préservation de la diversité végétale, elle peut avoir des effets néfastes sur la biodiversité dans le sol (Cattin et al., 2003). Ainsi, une approche équilibrée et durable de la gestion des écosystèmes prairiaux nécessite une évaluation minutieuse des effets du fauchage sur la biodiversité, permettant ainsi de concilier la préservation de la flore avec le maintien des habitats nécessaires à la faune associée.

1.4.6. L'utilisation de l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) dans l'établissement des prairies humides en plaine inondable du lac Saint-Pierre

Des études menées dans le littoral du LSP ont révélé des résultats mitigés concernant la capacité d'implantation de diverses espèces herbacées, soulignant ainsi la nécessité de chercher des options de rechange mieux adaptées à cet environnement spécifique (Tremblay et al., 2019). Parallèlement, l'alpiste roseau, en tant qu'espèce indigène en Amérique du Nord, a montré une propagation agressive (Lavoie et al., 2005). Cette tendance peut être attribuée à sa diversité génétique et à la plasticité phénotypique des populations envahissantes, des facteurs cruciaux contribuant à leur succès dans le processus d'invasion (Lavergne et Molofsky, 2004; Calsbeek et al., 2011). Toutefois, bien que l'alpiste roseau présente des inconvénients, dû à son caractère envahissant, il convient de nuancer cette observation. En effet, cette espèce montre une grande résilience et une capacité d'adaptation intrinsèque aux conditions d'inondation (Rice et Pinkerton, 1993) et de sécheresse (Sheaffer et al., 1992). Par ailleurs, l'alpiste n'est pas si fréquent dans les hauts marais de la région du LSP, et lorsque présent, couvre peu d'espace (Tremblay et al., 2019). Son utilisation antérieure réussie pour

implanter des prairies dans la région renforce sa crédibilité en tant que choix logique et éprouvé. Son historique de succès dans des contextes similaires accroît la confiance dans sa capacité à prospérer dans les conditions spécifiques du littoral du LSP (Tremblay et al., 2019 ; Seguin et al., 2022). Ainsi, malgré ses inconvénients, l'alpiste roseau demeure une option à considérer pour ce type de projet de restauration, sous réserve d'une gestion appropriée et équilibrée.

Outre son adaptation locale, l'alpiste roseau offre des avantages environnementaux significatifs, agissant comme un agent de rétention des sédiments et jouant un rôle essentiel dans la filtration des polluants agricoles (Tremblay et al., 2019). De plus, son rôle dans la création d'un habitat propice aux poissons, notamment pendant la crue printanière, contribue de manière substantielle au renforcement de l'écosystème aquatique régional (de la Chenelière et al., 2014). Ces caractéristiques font de l'alpiste roseau non seulement un choix pratique pour l'adaptation locale, mais également une option écologiquement favorable, alignée sur les objectifs de préservation et de restauration des populations de perchaudes. Cependant, il est essentiel de prendre en considération les impacts potentiels de l'alpiste roseau une fois bien établi dans le milieu. Les résultats d'une étude menée à Portland, Oregon (États-Unis), révèlent que la prédominance de cette espèce peut engendrer des modifications significatives dans la structure du couvert végétal, la diversité de la végétation indigène, la hauteur du couvert végétal, ainsi que des changements substantiels dans l'environnement du sol, notamment une diminution de la teneur en matière organique et une augmentation de l'humidité (Lavergne et Molofsky, 2004; Weilhoefer et al., 2017). Ces transformations d'habitat entraînent des répercussions notables sur la communauté d'arthropodes, générant des différences marquées entre les parcelles dominées par l'alpiste roseau et celles où la végétation indigène prédomine (Weilhoefer et al., 2017). Ces constatations soulignent le rôle crucial d'évaluer attentivement les implications de la dominance de l'alpiste roseau dans des contextes spécifiques, tout en reconnaissant ses avantages écologiques dans des écosystèmes particuliers.

1.5.Objectifs et hypothèses de l'étude

La littérature scientifique démontre que les bandes herbacées pérennes jouent un rôle essentiel en fournissant divers services écosystémiques. Ces bandes présentent un potentiel significatif, notamment en créant des habitats propices à la ponte pour les poissons et les oiseaux migrateurs, en offrant une protection contre les inondations printanières, et en améliorant la qualité de l'eau grâce à la rétention des sédiments et des contaminants agricoles. Malgré ces avantages documentés, il subsiste une lacune de connaissances en ce qui concerne les facteurs déterminants du succès de l'implantation des bandes pérennes, en particulier celles composées d'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) dans le contexte de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. De plus, il existe un manque d'informations sur d'autres options d'espèces dans les mélanges, autre que l'alpiste roseau, capables de tolérer les conditions spécifiques du littoral du lac Saint-Pierre. Dans le cadre de mon projet de recherche, l'objectif général consiste à analyser les facteurs contribuant au succès de l'implantation des bandes herbacées pérennes sur le littoral du lac Saint-Pierre. Cette analyse vise à orienter les stratégies de restauration en vue d'améliorer la biodiversité et la santé globale de l'écosystème.

De manière plus spécifique, ce projet vise à :

1. Évaluer l'influence des facteurs, notamment le taux de semis de l'alpiste, le choix de la plante-abri et le faux semis sur l'établissement de l'alpiste roseau en contexte de plaine inondable, tout en examinant simultanément leur incidence sur la prolifération des adventices.
2. Mesurer la productivité de six mélanges de semences herbacées élaborés pour établir une prairie humide, tout en appréhendant leur tolérance à l'inondation pendant la période de crue printanière.
3. Évaluer le recouvrement des espèces dans les deux mélanges de semences herbacées "prairie humide" et "plaine inondable" sous l'influence de sept types de paillis distincts, tout en analysant leur impact sur le recouvrement des adventices, en comparaison à un traitement témoin sans paillis.
4. Examiner l'établissement de l'alpiste à partir des rhizomes et la capacité d'augmenter la diversité des plantes par ajout des semences d'espèces des milieux humides (plaine inondable).

Les hypothèses ont été formulées de la manière suivante :

1. Les plantes-abris, bien que réduisant le couvert des adventices, entraveront également l'implantation de l'alpiste roseau en raison de la compétition interspécifique; parallèlement un taux de semis plus élevé mènera à une densité accrue d'alpiste roseau jusqu'à un certain seuil, tandis que la technique

du faux semis contribuera à atténuer la prolifération des adventices en réduisant la banque de graines dans le sol.

2. Les mélanges de semences herbacées comprenant à la fois l'alpiste et le lotier corniculé (*Lotus corniculatus*) démontreront un plus grand recouvrement des espèces propices à l'établissement d'une prairie humide, tout en présentant un recouvrement moindre des adventices en comparaison avec d'autres mélanges de semences herbacées.
3. L'utilisation de paillis favorisera le recouvrement des espèces au sein des mélanges de plaine inondable et de prairie humide, en comparaison avec le groupe témoin sans paillis, puisque le paillis entraînera une diminution du recouvrement des adventices. Nous postulons que cet effet est corrélé à la densité de la paille utilisée.
4. L'utilisation des rhizomes d'alpiste aura le potentiel de générer un bon recouvrement de sol et l'ajout de semences d'espèces des milieux humides (plaine inondable) peut améliorer la diversité.

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

2.1. Aire d'étude

L'étude a été réalisée au lac Saint-Pierre, situé sur le fleuve Saint-Laurent, entre Sorel-Tracy (Montérégie) et Trois-Rivières (Mauricie), en amont de la ville de Québec (Canada). Plus précisément, deux sites dans la plaine inondable ont été sélectionnés pour représenter l'étendue des conditions environnementales et ainsi étendre la portée des résultats : Saint-Barthélemy (Lanaudière) positionné sur la rive nord, et Baie-du-Febvre (région Centre du Québec) localisé sur la rive sud du lac Saint-Pierre (Figure 2).



Figure 2.- Localisation des deux sites de l'étude au lac Saint-Pierre : à Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy

Les sites d'étude sont des planches agricoles qui ont connu différentes utilisations avant l'expérimentation. À Baie-du-Febvre, elles étaient recouvertes de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) et d'herbe du Soudan (*Sorghum bicolor* subsp. *x drummondii*) jusqu'en 2022. À Saint-Barthélemy, elles ont été utilisées pour la culture du sarrasin commun (*Fagopyrum esculentum*) jusqu'en 2017, puis laissées en friche depuis cette période. Les parcelles des deux sites sont soumises à des crues printanières suivant un gradient de pente qui influence la durée d'inondation au printemps ainsi que l'humidité du sol pour le reste de la saison. Toutefois, les sites présentent des caractéristiques distinctes. À Baie-du-Febvre, des digues maintiennent la zone inondée jusqu'à la fin du mois de mai. En revanche, à Saint-Barthélemy, les fluctuations naturelles du niveau de l'eau entraînent des inondations intermittentes, laissant certaines parties du site submergées jusqu'à la fin du mois de juin en 2022 et 2023. Ces deux sites partagent une texture de sol similaire, argilo-limoneuse, en raison de leur proximité

avec le lac Saint-Pierre et des dépôts de sédiments issus des inondations. Selon l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), ces sols sont caractérisés par leur texture fine, leur capacité de rétention d'eau et leur fertilité naturelle. Ces caractéristiques influencent directement les pratiques agricoles et les stratégies de gestion de l'eau nécessaires pour maintenir la productivité des terres (IRDA, 2024).

2.2. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental englobe les trois premiers essais à Baie-du-Febvre et les quatre à Saint-Barthélemy, comprenant : 1) l'essai habitat, 2) l'essai prairie humide, 3) l'essai paillis, et 4) l'essai rhizomes.

2.2.1. Essai habitat

Ce premier essai visait à évaluer l'impact de différents traitements de plantes-abris, de taux de semis d'alpiste et de méthodes de travail du sol sur plusieurs aspects de l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) ainsi que sur son interaction avec les adventices. Les traitements de plantes-abris testés comprenaient : 1) aucune plante-abri, 2) du ray-grass annuel (*Lolium multiflorum* L.) semé à un taux de 10 kg/ha, et 3) de l'avoine (*Avena sativa* L.) semé à un taux de 60 kg/ha. Les taux de semis d'alpiste étaient de 11, 22 et 44 kg/ha, tandis que deux méthodes de travail du sol étaient comparées : le faux semis versus le travail traditionnel du sol. En outre, une espèce annuelle, l'herbe du Soudan (*Sorghum x drummondii*), a été utilisée en tant que plante-abri, semée à un taux de 18 kg/ha, avec un taux de semis d'alpiste de 22 kg/ha. Cette espèce, l'herbe du Soudan, a été étudiée comme une option de recharge potentielle au ray-grass annuel (*Lolium multiflorum* L.) ou à l'avoine (*Avena sativa* L.). Ces traitements ont permis de comprendre l'influence de trois facteurs (plante-abri, taux de semis et travail du sol) sur le recouvrement, la hauteur, la biomasse aérienne et le degré de compétition de l'alpiste roseau avec les adventices environnantes dans les conditions du littoral du lac Saint-Pierre.

Le dispositif expérimental a été structuré en trois blocs s'étendant de l'amont vers l'aval à chaque site afin de tenir compte du gradient de pente. À Baie-du-Febvre, chaque bloc a été subdivisé en 28 unités expérimentales, tandis qu'à Saint-Barthélemy, il y en avait 14 en raison du facteur travail du sol qui n'a pas été utilisé à ce site. Pour garantir des conditions expérimentales comparables malgré les variations topographiques et environnementales potentielles au sein des sites, les traitements ont été répartis aléatoirement au sein de chaque bloc. La structure des parcelles a suivi un plan en tiroirs, avec le facteur travail du sol en parcelles principales, et les 14 traitements de plantes-abris et taux de semis en sous-parcelles, avec trois répétitions. À Baie-du-Febvre, un total de 84 parcelles expérimentales ont été établies, contre 42 parcelles expérimentales à Saint-Barthélemy.

2.2.2. Essai prairie humide

Cet essai visait à évaluer le recouvrement des espèces dans six différents mélanges de semences herbacées destinés à établir une prairie humide dans le littoral du lac Saint-Pierre. Ces traitements ont été appliqués sur un sol préalablement travaillé de manière uniforme. La disposition des parcelles a suivi un plan en blocs complets aléatoires, avec trois répétitions. En conséquence, un total de 18 parcelles a été établi à chacun des deux sites, Saint-Barthélemy et Baie-du-Febvre. L'ensemble de l'expérience se composait ainsi de 36 parcelles expérimentales. Les six traitements évalués sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1.- Présentation et composition des différents mélanges de semences herbacées de l'essai prairie humide

| Mélange | Composition et taux de semis |
|-----------------------|---|
| Mélange 1 (AA22) | alpiste 22 kg/ha + avoine 60 kg/ha |
| Mélange 2 (AA22L) | alpiste 22 kg/ha + lotier corniculé 7 kg/ha + avoine 60 kg/ha |
| Mélange 3 (AA5L+) | Mélange diversifié avec alpiste 24 kg/ha + avoine 60 kg/ha (voir tableau 2) |
| Mélange 4 (Indigo) | Nouveau Indigo plaine inondable 26 kg/ha (voir tableau 2) |
| Mélange 5 (MICA) | MICA2009 (Aiglon-Indigo) 52 kg/ha (voir tableau 2) |
| Mélange 6 (Prairie_H) | Prairie humide 42 kg/ha (voir tableau 2) |

Note : Les compositions détaillées des mélanges 3 à 6 sont présentées dans le tableau 2

Tableau 2.- Composition détaillée des mélanges de semences herbacées de l'essai prairie humide

| Mélange | Nom français | Nom latin | Ratio en poids (%) |
|--|---|---------------------------------|--------------------|
| Mélange diversifié avec alpiste roseau | alpiste roseau | <i>Phalaris arundinacea</i> L. | 22,5 |
| | lotier corniculé | <i>Lotus corniculatus</i> | 30,0 |
| | fétuque des prés | <i>Lolium pratense</i> | 44,0 |
| | agrostide blanche | <i>Agrostis gigantea</i> | 2,0 |
| | calamagrostide du Canada | <i>Calamagrostis canadensis</i> | 1,5 |
| Mélange Indigo « plaine inondable » développé pour la présente étude | agrostide blanche | <i>Agrostis gigantea</i> | 3,0 |
| | ivraie multiflore / ray-grass annuel ou italien | <i>Lolium multiflorum</i> | 55,0 |
| | agrostide scabre | <i>Agrostis scabra</i> | 4,0 |
| | pâturin des marais | <i>Poa palustris</i> | 14,5 |
| | jonc grêle | <i>Juncus tenuis</i> | 0,5 |

| | | | |
|--|---|-------------------------------------|------|
| | fétuque des rocheuses | <i>Festuca saximontana</i> | 9,5 |
| | carex vulpinoïde | <i>Carex vulpinoidea</i> | 3,5 |
| | panic érigé | <i>Panicum virgatum</i> | 10,0 |
| Mélange ©MICA2009 (Aiglon-Indigo) | agrostide blanche | <i>Agrostis gigantea</i> | 3,0 |
| | barbon de Gérard | <i>Andropogon gerardi</i> | 5,5 |
| | élyme du Canada | <i>Elymus canadensis</i> | 16,5 |
| | spartine pectinée | <i>Sporobolus michauxianus</i> | 1,5 |
| | fétuque rouge | <i>Festuca rubra</i> | 11,0 |
| | calamagrostide du Canada | <i>Calamagrostis canadensis</i> | 1,5 |
| | panic érigé | <i>Panicum virgatum</i> | 5,5 |
| | ivraie multiflore / ray-grass annuel ou italien | <i>Lolium multiflorum</i> | 55,5 |
| Mélange « prairie humide » (Aiglon Indigo et William Houde) | agrostide blanche | <i>Agrostis gigantea</i> | 15,0 |
| | fétuque élevée | <i>Lolium arundinaceum</i> | 20,0 |
| | ivraie vivace / ray-grass pérenne ou anglais | <i>Lolium perenne</i> | 12,0 |
| | ivraie multiflore / ray-grass annuel ou italien | <i>Lolium multiflorum</i> | 13,0 |
| | panic raide | <i>Panicum virgatum</i> | 15,0 |
| | fléole des prés | <i>Phleum pratense</i> | 25,0 |

2.2.3. Essai paillis

L'objectif de cet essai était de créer un microclimat propice à la germination des graines des deux mélanges de semences herbacées : "prairie humide" et "plaine inondable". Pour chacun des mélanges, l'effet de sept traitements de paillis, présentant des densités variables, a été évalué. Ces traitements comprenaient : paille à 33 m³.ha⁻¹, paille à 66 m³.ha⁻¹, tourbe à 30 m³.ha⁻¹, tourbe à 60 m³.ha⁻¹, filet en jute, paillis en fibre de coco (*coir blanket*), paillis granulaire à base de sciure de bois, en plus d'un traitement témoin sans paillis. La structure expérimentale a suivi un plan en tiroirs, avec les deux mélanges établis en parcelles principales et le type de paillis défini comme sous-parcelles, répété sur trois blocs. Cette mise en place a mené à un total de 48 parcelles, établies à chacun des deux sites, Baie-du-Febvre et à Saint-Barthélemy, constituant ainsi un ensemble de 96 parcelles expérimentales au total.

2.2.4. Essai rhizomes

Ce dernier essai réalisé uniquement à Saint-Barthélemy avait pour objectif d'évaluer le recouvrement des plants d'alpiste roseau issus de rhizomes versus des plants d'un mélange diversifié introduit à l'aide des semences.

Les facteurs de cet essai comprenaient :

- Deux densités de rhizomes récoltés et épandus selon un ratio 1:5 ou de 1:10 ¹
- Incorporation de la biomasse aérienne d'alpiste roseau issu du site de récolte
- Deux modes d'introduction d'un mélange de semences complémentaire « plaine inondable » (semé avant l'épandage des rhizomes au semoir expérimental ou après, à la volée)
- Trois traitements de paillis (paille à 33 m³·ha⁻¹, paille à 66 m³·ha⁻¹, jute) + un traitement témoin sans paillis

Les parcelles ont été établies selon un plan en tiroirs systématiques, avec la densité de rhizomes, l'incorporation de biomasse aérienne et le mode d'introduction des semences en parcelles principales, tandis que les traitements paillis ont été établis en sous-parcelles, ce qui totalisait 32 traitements répliqués en trois blocs pour un total de 96 unités expérimentales à Saint-Barthélemy uniquement.

2.2.5. Caractéristiques distinctives des deux sites

À Baie-du-Febvre, un premier travail du sol a été réalisé le 25 mai 2022 uniquement sur les parcelles destinées au faux semis, suivi d'un deuxième labour sur l'ensemble du site. Le dispositif expérimental a été mis en place le 6 juin 2022 à ce site. Ce dispositif, d'une superficie totale de 0,2 ha, s'étend sur une longueur totale de 161,35 m et une largeur de 13 m. Les parcelles expérimentales, de 5 m de longueur et 1,5 m de largeur ont été espacées chacune par une allée de 0,35 m. Cette conception visait à maximiser la réplication des traitements et faciliter la gestion et la collecte des données. Le semis a été effectué à l'aide d'un semoir expérimental conçu pour une répartition uniforme des graines. Le développement des plantes-abris a été maîtrisé par une fauche effectuée le 16 août 2022 afin d'éliminer toute influence sur la croissance de l'alpiste et le recouvrement des adventices durant la deuxième année.

À Saint-Barthélemy, en raison de l'absence d'intervention depuis 2017, un herbicide (Roundup Transorb HC à 1,12 kg/ha) a été appliqué le 13 juillet 2022 pour réduire la pression des adventices vivaces, puis un travail du sol à la herse à disque réalisé le 27 juillet 2022. Les parcelles ont été semées le 3 août 2022 avec un délai de 2 mois par rapport à celui de Baie-du-Febvre en raison de la présence persistante d'inondation sur le site. Contrairement à Baie-du-Febvre, le travail du sol a été uniformément réalisé sur tout le site sans faux semis.

¹ Les ratios 1:5 et 1:10 se réfèrent à la densité des rhizomes récoltés et épandus. Un ratio de 1:5 signifie que pour chaque unité de surface, on utilise une quantité de rhizomes équivalente à un cinquième de la surface totale. De même, un ratio de 1:10 signifie que pour chaque unité de surface, on utilise une quantité de rhizomes équivalente à un dixième de la surface totale.

Étant donné le semis tardif, aucune fauche n'a été effectuée, car les plantes-abris n'étaient pas encore en phase de production de graines. Le dispositif couvrait une superficie de 0,13 ha, avec des dimensions de 37 m de longueur et 36 m de largeur. Chacune des parcelles expérimentales a été délimitée avec des dimensions de 5 m de longueur et 1,5 m de largeur, espacée par une allée de 0,35 m.

2.3. Plan d'échantillonnage

Le premier inventaire sur le terrain s'est déroulé durant l'été, du 17 au 21 juillet 2023, aux deux sites. Les variables mesurées comprenaient le recouvrement des espèces semées, la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau, ainsi que le recouvrement des adventices au cours de la deuxième année après le semis. Pour mesurer le recouvrement des espèces, un quadrat de dimension 50 cm x 50 cm a été positionné au centre de chaque parcelle, assurant ainsi une représentation optimale des espèces. Le recouvrement peut être supérieur à 100 % parce qu'il est calculé en tant que recouvrement relatif des espèces et non en tant que recouvrement absolu. La mesure de la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau a été effectuée à l'aide d'une règle graduée en centimètres (+/- 0,5 cm) (Figure 3). Le deuxième échantillonnage a été réalisé à l'automne, les 10 et 11 octobre 2023, durant lequel la biomasse aérienne de l'alpiste et des adventices a été collectée pour ensuite être séchée à l'étuve pendant 72 heures à une température de 40 °C, puis pesée.



Figure 3.-Mesure de la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à l'aide d'une règle graduée (A), le ringot permettant d'identifier le type de traitement (B) et le quadrat pour mesurer le recouvrement de l'alpiste (C)

2.4. Analyses statistiques

Les modèles linéaires mixtes ont été privilégiés pour accommoder la structure par blocs de nos dispositifs expérimentaux. Dans ces modèles, les variables de réponse incluaient le recouvrement des espèces et des adventices, la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau, et la biomasse aérienne en poids sec de l'alpiste

et des adventices, tandis que les blocs étaient considérés comme des effets aléatoires. Un facteur a été considéré comme significatif s'il présentait une valeur $P \leq 0,05$. Afin d'assurer la validité des analyses, les données ont été soumises à une transformation Box-Cox lorsque cela s'est avéré nécessaire, visant à rendre les distributions des variables réponses normales. La détermination de la valeur optimale de lambda pour chaque modèle, avec un intervalle de confiance, a été effectuée pour garantir une transformation appropriée des données. Bien que la transformation Box-Cox puisse contribuer à rendre les résidus plus proches de la distribution normale et à stabiliser les variances, les postulats de l'ANOVA ont été scrupuleusement vérifiés. Le test de normalité de Shapiro-Wilk a été utilisé pour évaluer la normalité des résidus, tandis que l'homogénéité des variances a été évaluée à l'aide du test de Levene. En cas de résultats significatifs, le coefficient de Kurtosis (k) a été exploité pour comprendre la nature de la non-normalité des résidus. Un coefficient de Kurtosis de 0 indique une distribution normale, tandis qu'un coefficient positif suggère une distribution étendue avec davantage de valeurs extrêmes, et un coefficient négatif indique une distribution plus resserrée avec moins de valeurs extrêmes. Étant donné la sensibilité du test de Shapiro-Wilk aux violations de l'assomption de normalité, la visualisation des résidus a été utilisée pour appuyer l'interprétation du test statistique. Pour identifier les différences significatives entre les niveaux des facteurs étudiés, des comparaisons multiples de moyennes ont été réalisées à l'aide de tests de Tukey. Cette étape a permis de déterminer les groupes présentant des différences statistiquement significatives.

Les analyses statistiques de cette étude ont été réalisées avec le logiciel R (version 4.2.3) (R Core Team, 2022), en utilisant l'interface RStudio (version 2023.06.0+421) pour une gestion conviviale des analyses. Les différentes étapes d'analyse ont été facilitées grâce à l'utilisation de plusieurs bibliothèques spécifiques. Pour la manipulation des fichiers Excel, la bibliothèque openxls a été employée (Schauberger et al., 2023). Les comparaisons multiples et la visualisation des résultats ont été effectuées avec les bibliothèques emmeans, multcomp, lsmeans et multcompView (Hothorn et al., 2008 ; Lenth, 2018 ; Lenth et al., 2023 ; Graves et al., 2023). L'analyse de régression et la transformation de Box-Cox ont été réalisées en utilisant la bibliothèque MASS (Ripley, 2023). Les modèles mixtes ont été explorés à l'aide de la bibliothèque nlme (Pinheiro et al., 2021) pour obtenir des tableaux d'ANOVA appropriés. Le calcul de la Kurtosis a été réalisé avec la bibliothèque e1071 (Meyer et al., 2023). Enfin, les visualisations graphiques ont été générées grâce à la fonction PABD de la bibliothèque agricolae (Mendiburu, 2023). Ces ressources et outils ont été utilisés pour garantir la transparence et la reproductibilité des analyses menées dans cette étude.

Chapitre 3 : Résultats et discussion

3.1. Essai habitat

3.1.1. Effet des plantes-abris

➤ Sur le recouvrement de l'alpiste roseau

L'utilisation des plantes-abris a influencé le recouvrement de l'alpiste roseau aux deux sites au cours de la deuxième année après le semis ($p < 0,0001$; Figure 4). À Baie-du-Febvre, le recouvrement d'alpiste était plus faible lorsque le ray-grass annuel était utilisé comme plante-abri que lorsque l'avoine ou aucune plante-abri n'était utilisée (Figure 4BF). À Saint-Barthélemy, le recouvrement d'alpiste était plus élevé en absence de plante-abri que lorsque l'avoine ou le ray-grass annuel était utilisé (Figure 4SB). L'utilisation d'une plante-abri a donc eu pour effet de réduire le recouvrement d'alpiste ou n'a eu aucun effet.

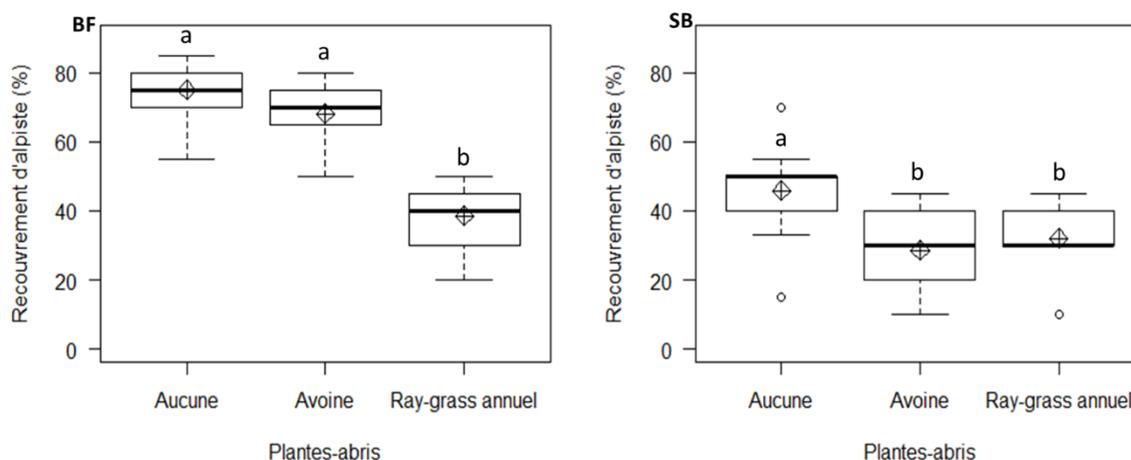


Figure 4.- Effet des plantes-abris sur le recouvrement de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

L'herbe du Soudan comme plante-abri a pu être comparée aux deux autres plantes-abris avec un taux d'alpiste de 22 kg/ha. L'ajout d'herbe du Soudan a influencé le recouvrement de l'alpiste à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$; Figure 5BF), mais pas à Saint-Barthélemy ($p = 0,4501$; Figure 5SB). En l'absence de plante-abri, le recouvrement d'alpiste était élevé, atteignant une moyenne de 72%. À l'inverse, l'utilisation du ray-grass annuel a considérablement réduit le recouvrement d'alpiste, atteignant seulement 37%. L'herbe du Soudan s'est positionnée entre ces deux valeurs, avec un recouvrement moyen d'alpiste de 50%. Par ailleurs, l'utilisation de l'avoine a entraîné un recouvrement d'alpiste significativement supérieur que lorsque celui-ci était semé avec les deux autres plantes-abris, atteignant 69% par rapport à l'herbe du Soudan et au ray-grass annuel. L'ajout d'avoine a mené à un établissement d'alpiste similaire à celui sans plante-abri.

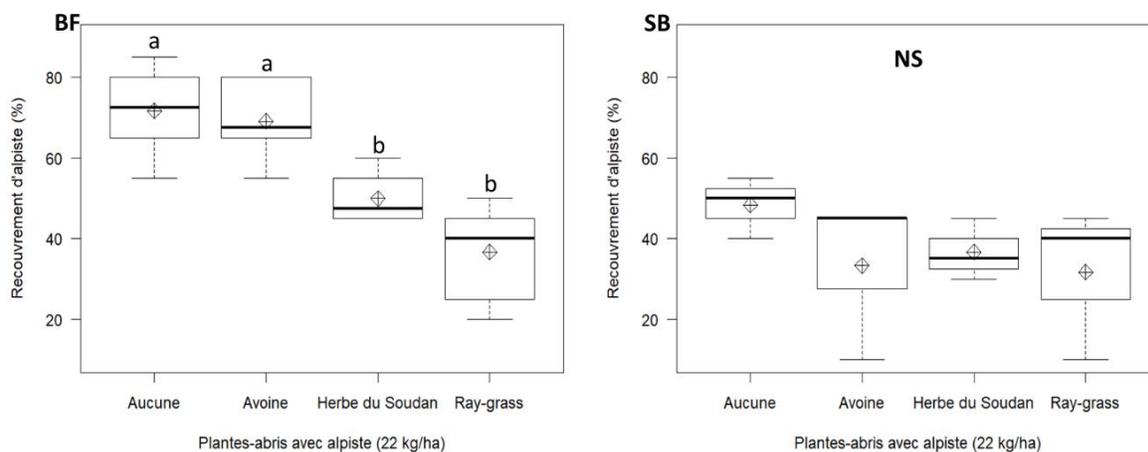


Figure 5.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris sur le recouvrement de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

Ces résultats corroborent ceux obtenus pour la première année après le semis (2022), bien que ceux-ci ne soient pas présentés ici. Ils soulignent que les plantes-abris ont potentiellement nui à l'établissement de l'alpiste en termes de recouvrement, avec une variabilité observée aux deux sites. Ces résultats concordent avec ceux de Jungers et al. (2015), qui ont constaté que l'avoine n'affectait pas les rendements des cultures pérennes lorsqu'elle était récoltée tôt pour le fourrage, mais diminuait les rendements lorsqu'elle était récoltée plus tard pour les céréales. Cette tendance est similaire à celle que nous avons observée aux deux sites étudiés. À Baie-du-Febvre, la fauche préliminaire des plantes-abris de 10 à 15 cm le 16 août 2022 aurait joué un rôle déterminant dans cette disparité. Cette opération a entraîné l'absence de repousse de l'avoine, offrant ainsi un espace accru pour la croissance de l'alpiste. Cela a réduit la compétition interspécifique, ce qui pourrait expliquer les résultats similaires avec les parcelles sans plante-abri. Cependant, le ray-grass annuel a régénéré des tiges et s'est ressemé, engendrant une compétition accrue et une diminution subséquente du recouvrement de l'alpiste. L'impact significatif de l'herbe du Soudan a également induit un recouvrement moyen de l'alpiste nettement inférieur par rapport à l'avoine ou à l'absence de plante-abri, bien que cet effet ait été comparable à celui observé avec le ray-grass annuel.

En revanche, à Saint-Barthélemy, l'absence de fauche due à un semis tardif, attribuable à la persistance des inondations, a permis aux plantes-abris de maintenir leur croissance. Cependant, contrairement aux autres plantes-abris, l'herbe du Soudan n'a pas poussé sur ce site. Bien que les plantes-abris n'aient pas encore atteint la phase de production de graines, elles ont maintenu une compétition intense avec l'alpiste, expliquant les résultats similaires entre l'avoine et le ray-grass sur ce site, menant à une diminution du recouvrement de l'alpiste. Cette compétition, accentuée par la croissance rapide et la densité des racines des plantes-abris, a probablement mené à une utilisation accrue des ressources du sol, limitant ainsi l'espace et les nutriments

disponibles pour l'alpiste. La variabilité des résultats entre les deux sites met en évidence les effets négatifs de l'utilisation des plantes-abris sur l'établissement de l'alpiste au cours de la deuxième année après le semis .

➤ **Sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau**

L'utilisation de plantes-abris a influencé la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$; Figure 6BF), mais pas à Saint-Barthélemy ($p = 0,1239$; Figure 6SB) durant la deuxième année après le semis. À Baie-du-Febvre, l'alpiste roseau avait une hauteur moyenne maximale de 61 cm sans plante-abri, de 58 cm avec l'utilisation d'avoine et de 47 cm avec le ray-grass-annuel.

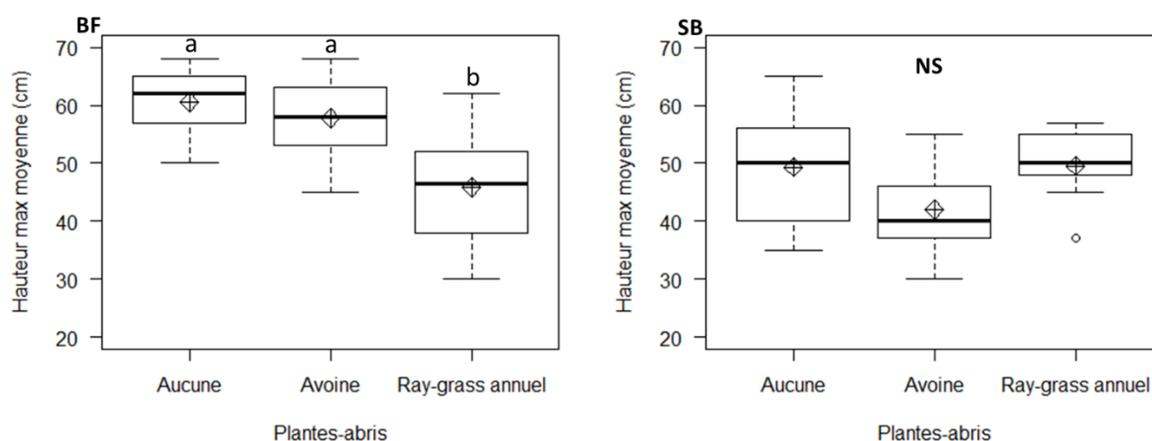


Figure 6.- Effet des plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

L'influence de l'herbe du Soudan, associée aux autres plantes-abris, à un taux de semis d'alpiste de 22 kg/ha, sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste a été significative à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$; Figure 7BF), mais pas à Saint-Barthélemy ($p = 0,4501$; Figure 7SB) au cours de la deuxième année d'implantation. À Baie-du-Febvre, l'alpiste roseau a affiché une hauteur moyenne maximale de 61 cm avec l'avoine, 59 cm sans l'utilisation de plante-abri, 50 cm avec l'utilisation de l'herbe du Soudan et enfin 47 cm en utilisant le ray-grass annuel.

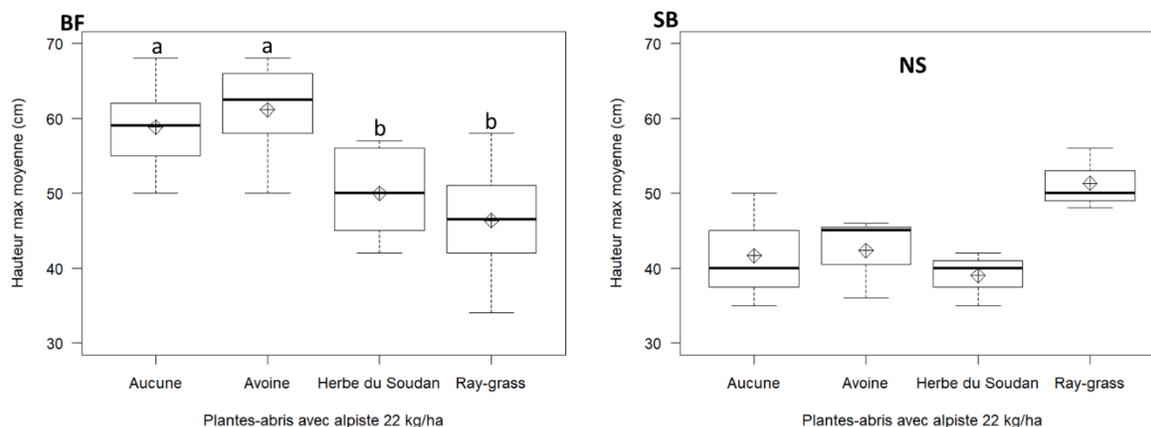


Figure 7.- Effet de l'herbe du Soudan comparée aux autres plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) deux années après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

La hauteur moyenne maximale peut être considérée comme un paramètre permettant d'évaluer la capacité de l'alpiste roseau à fournir un environnement propice à la reproduction des poissons, notamment la perchaude. Ainsi, à partir d'une hauteur moyenne maximale d'environ 30 à 50 centimètres, l'alpiste pourrait favoriser un habitat propice à la reproduction des poissons (Paquin et al, en préparation). Les résultats obtenus ont mis en évidence des variations significatives dans l'impact des plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste, tant en fonction des types de plantes-abris utilisés (cas de Baie-du-Febvre) que des sites d'étude. Ces résultats s'alignent sur la tendance observée lors de l'année 1 (2022), bien que les données correspondantes ne soient pas présentées dans cette section.

À Baie-du-Febvre, l'utilisation de l'herbe du Soudan a mené à des résultats comparables à ceux observés avec le ray-grass annuel, tous deux présentant des performances inférieures, en termes de hauteur de l'alpiste, par rapport à l'utilisation de l'avoine ou l'absence de plante-abri. Cette constatation peut être attribuée aux mêmes raisons évoquées précédemment pour le recouvrement de l'alpiste avec la fauche et la reprise du ray-grass annuel après cette opération. Cependant, il est essentiel d'ajouter que la similitude des résultats obtenus avec l'herbe du Soudan comparativement à ceux obtenus avec le ray-grass annuel pourrait s'expliquer par le fait que l'herbe du Soudan génère une compétition plus intense avec l'alpiste avant la fauche en raison de sa croissance rapide, et cette compétition persiste même après la fauche en raison du développement excessif de ses organes souterrains. Cette caractéristique crée des conditions difficiles pour le développement de l'alpiste, ce qui contribue à expliquer la différence significative observée dans la hauteur moyenne maximale de l'alpiste en utilisant l'herbe du Soudan par rapport à l'absence d'utilisation de plante-abri à ce site.

À Saint-Barthélemy, les plantes-abris n'ont présenté aucun impact significatif sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau, et plusieurs facteurs seraient à la base de cette variabilité des résultats entre les deux sites.

Tout d'abord, l'observation d'une meilleure croissance de l'alpiste à Baie-du-Febvre, avec une moyenne variant de 46 à 60 cm, par rapport à une croissance limitée à Saint-Barthélemy, oscillant seulement entre 42 et 49 cm, suggère que l'effet des plantes-abris est moins prononcé à Saint-Barthélemy par rapport à Baie-du-Febvre. En outre, le semis tardif à Saint-Barthélemy pourrait expliquer cette disparité de résultats entre les sites. De plus, le facteur de travail du sol, évalué exclusivement à Baie-du-Febvre, a contribué à l'obtention de degrés de liberté supplémentaires à l'erreur, induisant ainsi une augmentation de la puissance du test statistique spécifiquement pour ce site (Tableau de l'analyse de variance en annexe). Bien que les résultats révèlent des variations significatives en fonction des types de plantes-abris utilisés ainsi que des sites d'étude, l'effet des plantes-abris sur la hauteur de l'alpiste demeure négligeable compte tenu du taux de survie de 100% observé dans toutes les parcelles durant la deuxième année après le semis. Il est essentiel de souligner que la hauteur moyenne maximale, bien qu'influencée par les plantes-abris, a été uniformément atteinte dans toutes les conditions, assurant ainsi une hauteur adéquate pour la reproduction des poissons. Ces résultats indiquent que, malgré les différences observées, l'alpiste a montré une capacité robuste à s'établir avec succès dans diverses conditions pour garantir un habitat pour la reproduction des poissons (Lavergne et Molofsky, 2004 ; Calsbeek et al., 2011).

➤ **Sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau**

L'utilisation des plantes-abris a influencé la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau au niveau de Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$) et Saint-Barthélemy ($p = 0,03$) durant la deuxième année après le semis. À Baie-du-Febvre, la biomasse de l'alpiste était plus élevée lorsqu'aucune plante-abri ou l'avoine était utilisée que lorsque le ray-grass annuel était utilisé comme plante-abri (Figure 8BF). À Saint-Barthélemy, la biomasse de l'alpiste était plus élevée en absence de plante-abri que lorsque l'avoine ou le ray-grass annuel était utilisé (Figure 8SB). L'utilisation d'une plante-abri a donc pour effet de réduire la biomasse de l'alpiste ou n'a donc aucun effet.

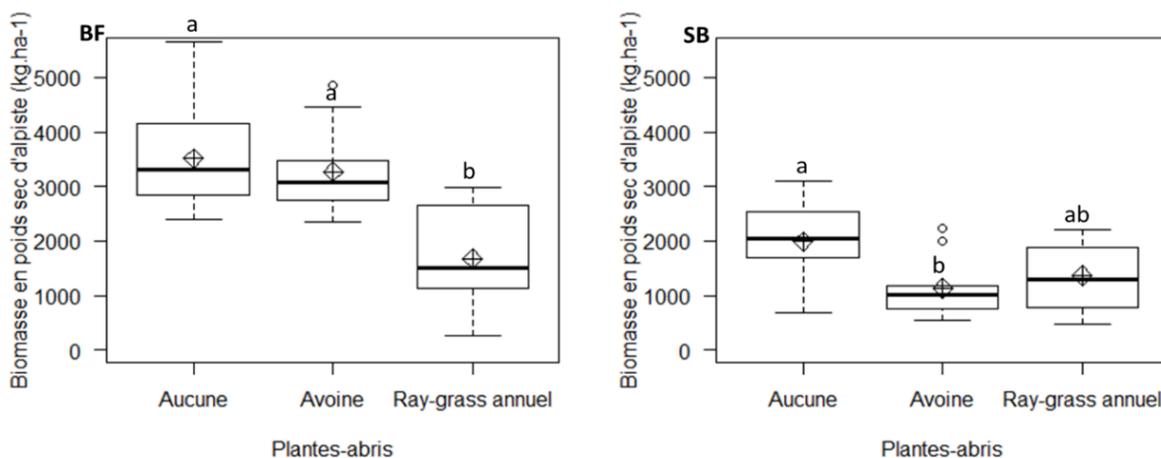


Figure 8.- Effet des plantes-abris sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

Les observations concernant l'utilisation de l'herbe du Soudan comme plante-abri, en association avec les autres plantes-abris à un taux de semis d'alpiste de 22 kg/ha, ont révélé des différences significatives dans la biomasse de l'alpiste à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$; Figure 9BF). À l'inverse, à Saint-Barthélemy, il n'y a pas eu d'effet ($p = 0,1287$; Figure 9SB). À Baie-du-Febvre, en absence de plante-abri, la biomasse de l'alpiste a atteint une moyenne de 3132 kg.ha⁻¹. En revanche, l'utilisation du ray-grass annuel a entraîné une réduction significative de la biomasse de l'alpiste, se situant à seulement 1565 kg.ha⁻¹. L'herbe du Soudan a présenté une biomasse moyenne de 1811 kg.ha⁻¹. Par ailleurs, l'utilisation de l'avoine a montré une augmentation significative de la biomasse de l'alpiste, atteignant 2938 kg.ha⁻¹, par rapport à l'herbe du Soudan et au ray-grass annuel.

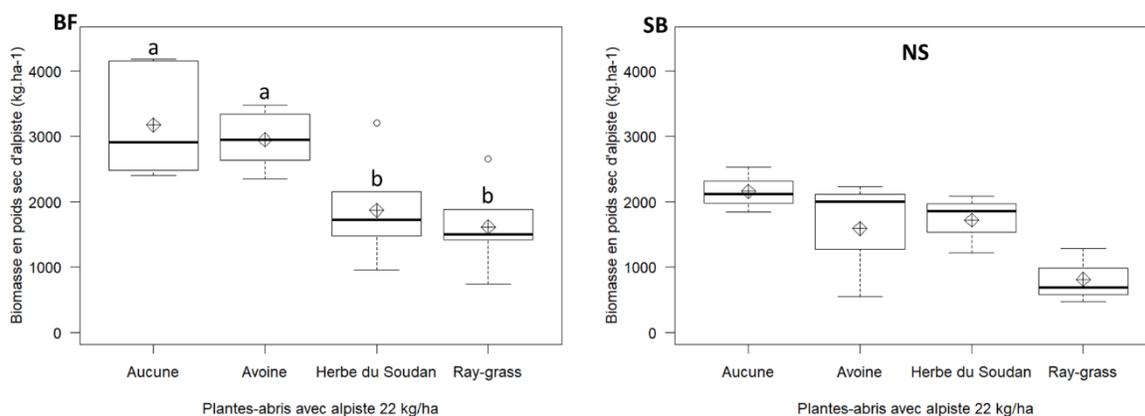


Figure 9.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

La biomasse de l'alpiste roseau occupe une position cruciale en contribuant à la création d'habitats fonctionnels, à la protection des écosystèmes aquatiques et à la régulation des cycles hydrologiques (Adams et Galatowitsch, 2005). En conséquence, elle se positionne comme un paramètre clé qu'il convient de prendre en compte lors de l'étude de l'établissement de l'alpiste. Les résultats obtenus pour ce paramètre ont présenté une corrélation avec le recouvrement de l'alpiste, révélant que l'absence de plante-abri est associée à une biomasse maximale de l'alpiste aux deux sites. Autrement dit, l'utilisation d'une plante-abri a donc eu un effet négatif sur la croissance et le développement de l'alpiste, qui se traduit par une réduction de sa biomasse. À Baie-du-Febvre, l'impact de l'utilisation du ray-grass annuel et de l'herbe du Soudan a confirmé une tendance à la baisse de la biomasse de l'alpiste par rapport à l'utilisation de l'avoine. En revanche, à Saint-Barthélemy, l'absence de plante-abri était associée à une biomasse plus élevée, mettant en lumière le potentiel d'influence des plantes-abris (avoine et ray-grass annuel) dans la réduction de la biomasse de l'alpiste. Cependant, l'introduction de l'herbe du Soudan n'a montré aucun effet significatif. Cette variabilité entre les sites peut être expliquée par plusieurs facteurs. Tout

d'abord, à Baie-du-Febvre, la croissance plus vigoureuse de l'alpiste est reflétée par une biomasse en poids sec oscillant de 1564 à 3461 kg.ha⁻¹, comparée à une variation plus limitée de 1066 à 1910 kg.ha⁻¹ à Saint-Barthélemy. En plus de la faible variabilité dans les moyennes de biomasse, la distinction de cette différence à Saint-Barthélemy a été entravée par un manque de puissance dans le test statistique du facteur de travail du sol, qui n'a pas été testé à ce site, résultant en moins de degrés de liberté à l'erreur expérimentale. Ainsi, les plantes-abris ont clairement entravé le développement et la croissance de l'alpiste en raison de la compétition interspécifique pour des ressources limitées comme la lumière, l'eau et les nutriments du sol. La croissance rapide et la densité des racines des plantes-abris ont intensifié cette compétition, restreignant l'accès de l'alpiste aux ressources nécessaires à sa croissance (Green et Galatowitsch, 2001 ; Kercher et Zedler, 2004 ; Adams et Galatowitsch, 2005). Ces observations confirment partiellement l'hypothèse initiale selon laquelle l'impact négatif de l'utilisation des plantes-abris sur l'établissement de l'alpiste est dû à la compétition interspécifique.

➤ **Sur le recouvrement total des adventices**

L'utilisation de plantes-abris a influencé le recouvrement total des adventices que ce soit à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$) et à Saint-Barthélemy ($p = 0,0052$) au cours de la deuxième année après le semis. À Baie-du-Febvre, les adventives avaient un recouvrement moindre quand l'alpiste était semé sans plante-abri, intermédiaire lorsqu'il était semé avec de l'avoine et maximal quand il était semé avec le ray-grass annuel (Figure 10BF). À Saint-Barthélemy, l'utilisation de l'avoine ou d'aucune plante-abri a mené à des recouvrements similaires des adventices (moyennes respectivement 53% et 60%, Figure 10SB). En revanche, l'utilisation du ray-grass annuel a entraîné un recouvrement d'adventices plus élevé que les deux autres traitements (soit une moyenne de 79%).

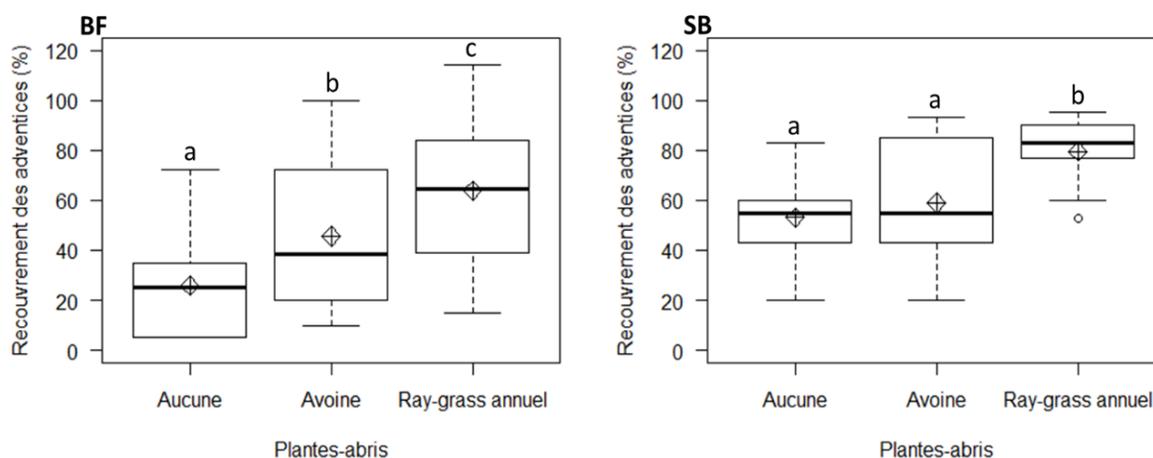


Figure 10.- Effet des plantes-abris sur le recouvrement des adventices avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

L'effet de l'herbe du Soudan, en comparaison avec les autres traitements de plantes-abris, était significatif sur le recouvrement des adventices à Baie-du-Febvre ($p=0,0015$; Figure 11BF), mais cette tendance diffère à Saint-Barthélemy, où l'effet n'était pas significatif ($p=0,0872$; Figure 11SB). À Baie-du-Febvre, les taux de recouvrement moyen des adventices enregistrés sont les suivants : sans plante-abri (23%), avec l'herbe du Soudan (44%), avec de l'avoine (47%), avec du ray-grass (69%), et enfin, dans le groupe témoin sans semis d'alpiste (129%).

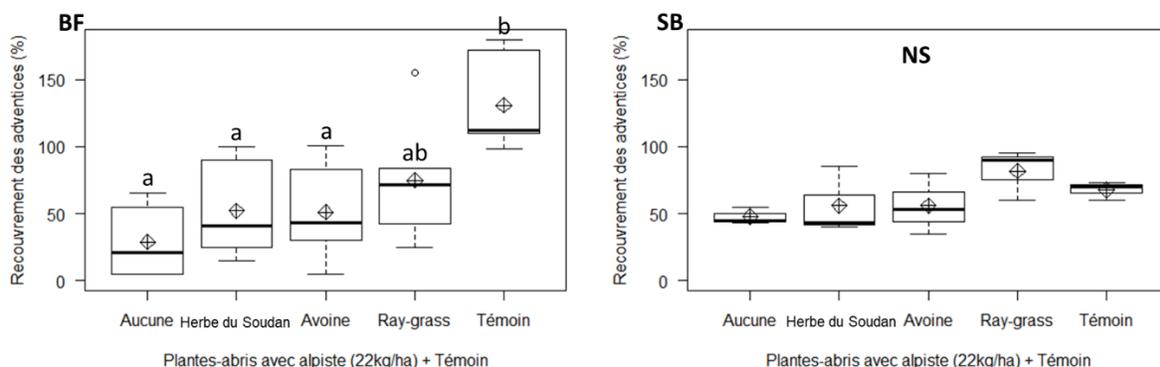


Figure 11.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris et le groupe témoin sur le recouvrement des adventices à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

L'effet des plantes-abris sur le recouvrement total des adventices a révélé des résultats significatifs, bien que ceux-ci aient varié en fonction des sites d'étude. À Baie-du-Febvre, le recouvrement des adventices était significativement plus élevé en présence du ray-grass annuel, intermédiaire avec l'utilisation de l'avoine et très bas en l'absence d'utilisation de plante-abri durant la deuxième année après le semis. Cependant, l'utilisation de l'herbe du Soudan a mené à une réduction significative du recouvrement des adventices par rapport au groupe témoin, bien que son efficacité soit comparable à celle des autres plantes-abris. À Saint-Barthélemy, l'introduction de l'herbe du Soudan n'a provoqué aucune différence significative sur le recouvrement total des adventices.

L'observation selon laquelle l'utilisation des plantes-abris aurait eu un effet plutôt favorable que négatif sur la prolifération des adventices soulève des questions profondes quant à la dynamique entre les plantes-abris, les adventices et leurs interactions avec l'alpiste roseau à long terme. Initialement, l'hypothèse avancée prévoyait une diminution du couvert des adventices, favorisant ainsi l'établissement de l'alpiste roseau grâce aux plantes-abris. Cependant, les résultats ont clairement montré un effet variable entre les années 2022 et 2023. Selon les observations réalisées, il semble que l'efficacité des plantes-abris était plus prononcée au cours de l'année 1 (2022), où elles ont mieux lutté contre les adventices. Cependant, cette dynamique a été inversée lors de la

deuxième année (2023), où la fauche des plantes-abris a ouvert une niche écologique, favorisant ainsi la colonisation des adventices. Cette évolution temporelle souligne l'importance de prendre en compte la dynamique saisonnière et la gestion à long terme lors de l'évaluation de l'effet des plantes-abris dans la suppression des adventices (Curran et al., 1993 ; Liu et al., 2022). Il est possible que l'efficacité initiale diminue avec le temps, nécessitant ainsi une approche plus nuancée dans l'utilisation des plantes-abris pour atteindre des résultats optimaux qui consistent à diminuer le recouvrement des adventices et favoriser l'établissement de l'alpiste roseau (Liu et al., 2022).

➤ **Sur la biomasse en poids sec des adventices**

L'impact des plantes-abris sur la biomasse en poids sec des adventices s'est révélé très significatif à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$) et de manière moindre à Saint-Barthélemy ($p = 0,052$) au cours de la deuxième année après le semis. À Baie-du-Febvre, la biomasse en poids sec des adventices était minimale en l'absence de plante-abri, intermédiaire avec l'utilisation de l'avoine, et maximale avec l'utilisation du ray-grass annuel (Figure 12BF). Cependant, à Saint-Barthélemy, la biomasse des adventices était plus élevée avec le ray-grass annuel qu'avec l'avoine ou en l'absence totale de plante-abri (Figure 12SB). Ainsi, l'utilisation d'une plante-abri a le potentiel d'augmenter la biomasse en poids sec des adventices, ou dans certains cas, peut ne pas avoir d'effet significatif.

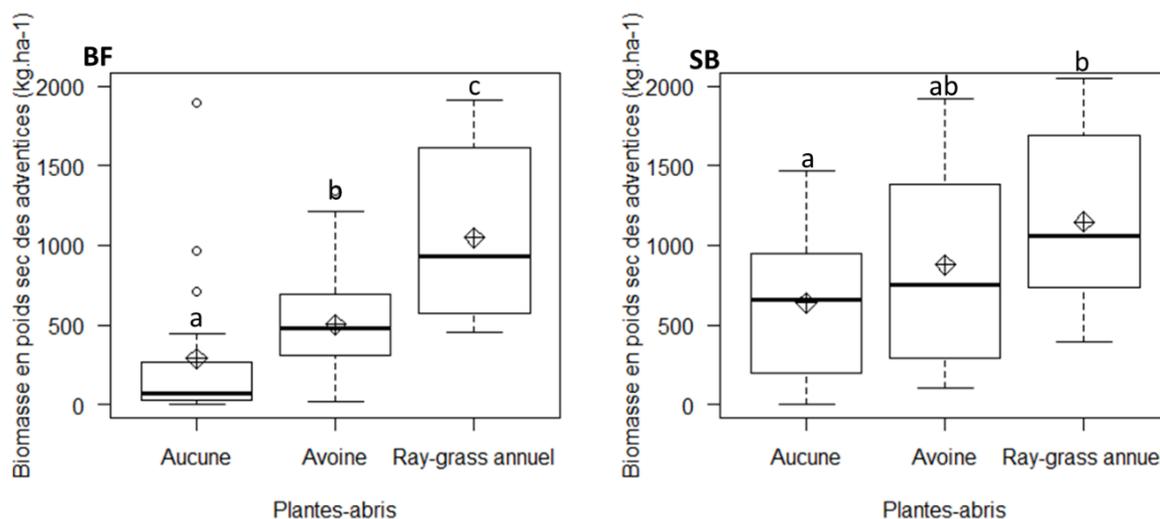


Figure 12.- Effet des plantes-abris sur la biomasse en poids sec des adventices avec la combinaison de tous les taux de semis à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

La présence de l'herbe du Soudan et des autres plantes-abris a entraîné une réduction significative de la biomasse des adventices ($p < 0,0001$; Figure 13BF) par rapport au groupe témoin à Baie-du-Febvre. Cette

réduction par rapport au groupe témoin a été observée que les plantes-abris soient présentes ou non. Cependant, une observation contraire a été notée à Saint-Barthélemy, où l'impact de ce traitement s'est avéré non significatif par rapport au groupe témoin (Figure 13SB).

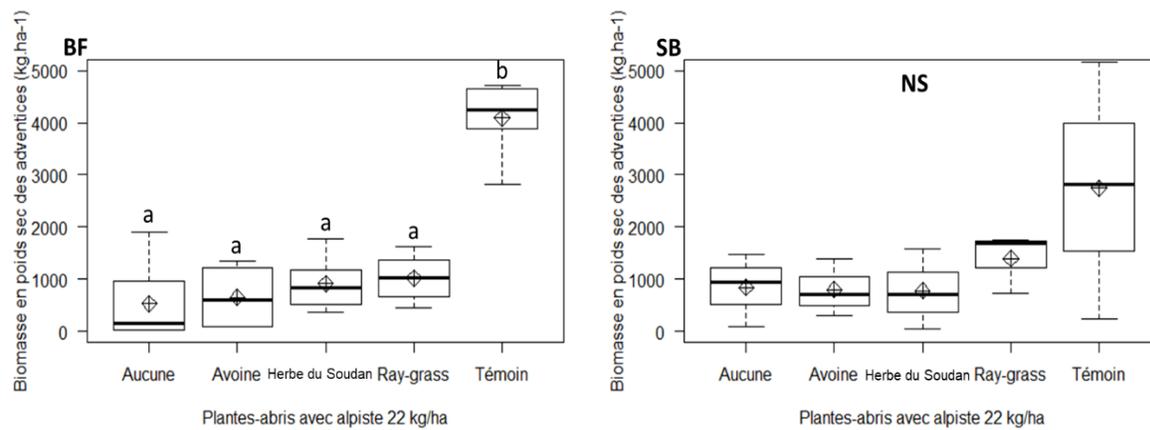


Figure 13.- Effet de l'herbe du Soudan comparé aux autres plantes-abris et le groupe témoin sur la biomasse en poids sec des adventices à un taux semis d'alpiste de 22 kg/ha à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

Les résultats concernant l'effet des plantes-abris sur la biomasse en poids sec des adventices révèlent une corrélation avec ceux obtenus pour le recouvrement total des adventices, soulignant que l'absence de plante-abri est associée à une biomasse plus faible des adventices aux deux sites d'étude. Par ailleurs, l'utilisation du ray-grass annuel a montré un faible potentiel dans la lutte contre les adventices par rapport à l'avoine ou sans plante-abri, comme démontré dans l'étude de St-Pierre-Lepage (2023). Cette constatation pourrait s'expliquer par la croissance lente du ray-grass annuel. En outre, l'impact des plantes-abris dans la compétition avec les adventices semble être plus prononcé durant l'année 1 (2022) et a diminué à l'année 2 (2023). Les observations ont démontré qu'après la fauche des plantes-abris, cette opération a ouvert une niche écologique, favorisant ainsi la colonisation des adventices durant la deuxième année. Cette dynamique pourrait expliquer une augmentation de la biomasse des adventices en présence des plantes-abris aux deux sites (Wortman et al., 2015 ; Fernando et Shrestha, 2023).

3.1.2. Effet du taux de semis

➤ Sur le recouvrement de l'alpiste roseau

Le recouvrement de l'alpiste roseau n'était pas influencé par la variation du taux de semis (11, 22 et 44 kg/ha) aux deux sites durant la deuxième année après le semis. Cette constatation contraste avec les résultats de la première année (2022), où des taux de semis croissants étaient associés à un recouvrement plus élevé de l'alpiste roseau (données non présentées). Ces interprétations deux années après le semis concordent avec les

observations de Lachance (1965), qui ont également indiqué l'absence d'effet du taux de semis sur l'établissement, les rendements et la persistance des graminées fourragères, incluant l'alpiste roseau après quatre années d'exploitation.

Le taux de semis recommandé par le CRAAQ (2005) pour l'alpiste roseau est le 11 kg/ha. Au-delà de ce seuil, plusieurs facteurs peuvent expliquer l'absence d'effet sur le recouvrement de cette plante. Tout d'abord, l'alpiste roseau pourrait atteindre une densité optimale de peuplement avec le taux de semis recommandé, ce qui signifie que des taux plus élevés n'offriraient aucun avantage supplémentaire en termes de recouvrement. En outre, un taux de semis excessif peut entraîner une compétition intraspécifique accrue entre les plants d'alpiste, ce qui pourrait limiter leur croissance et leur recouvrement. Cette compétition pour les ressources pourrait entraîner une réduction de la croissance individuelle des plantes et une densité de peuplement globalement inchangée malgré un taux de semis plus élevé. De plus, les interactions avec d'autres espèces végétales ou organismes du sol pourraient également jouer un rôle dans la capacité de l'alpiste roseau à coloniser et à prospérer au-delà du seuil de semis recommandé. Enfin, la plasticité phénotypique de l'alpiste roseau qui réfère à sa capacité à ajuster son développement et ses caractéristiques morphologiques en réponse aux conditions environnementales changeantes, pourrait aussi contribuer à son adaptation à différents taux de semis (Lavergne et Molofsky, 2004 ; Calsbeek et al., 2011). Cette plasticité phénotypique de l'alpiste roseau reflète sa résilience et son aptitude à prospérer dans des contextes changeants.

➤ **Sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau**

Les trois taux de semis ont influencé la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau à Baie-du-Febvre ($p=0,0384$; Figure 14BF), mais pas à Saint-Barthélemy ($p=0,5812$; Figure 14SB) au cours de la deuxième année après le semis. À Baie-du-Febvre, les résultats ont révélé que le taux de semis de 44 kg/ha a mené à la hauteur moyenne maximale la plus basse, avec une moyenne de 53 cm. En revanche, le taux de 11 kg/ha a généré la hauteur moyenne maximale la plus élevée, avec une moyenne estimée à 57 cm, tandis que le taux de 22 kg/ha a produit une hauteur intermédiaire, non significativement différente des deux autres, avec une moyenne estimée à 56 cm. En d'autres termes, l'alpiste a atteint une hauteur moyenne maximale supérieure de 4 cm avec le taux de semis 11 kg/ha et de 3 cm avec le taux 22 kg/ha par rapport au taux de semis de 44 kg/ha.

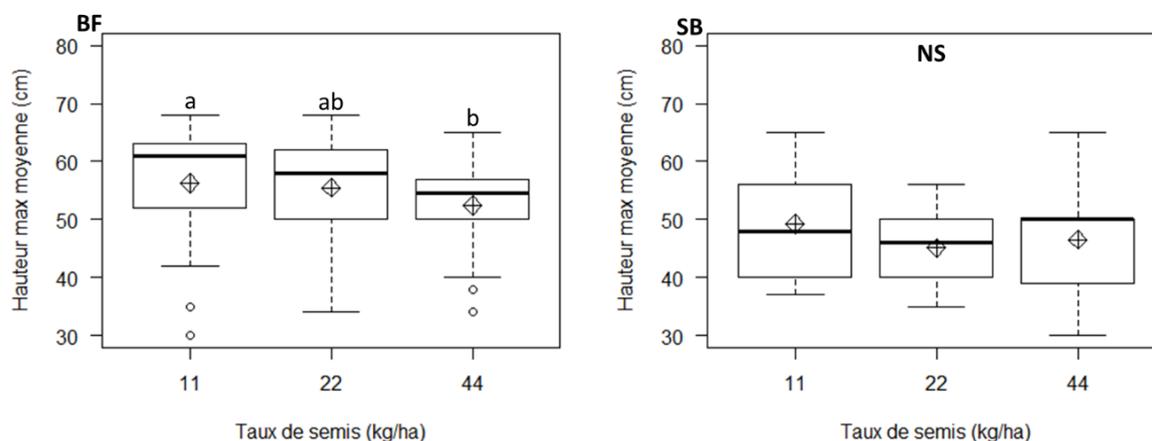


Figure 14.- Effet des différents taux de semis sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste avec la combinaison des plantes-abris à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey.

La variation de la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau en fonction des différents taux de semis à Baie-du-Febvre suggère l'existence du processus de compétition intraspécifique. Les individus d'alpiste roseau rivalisent pour l'accès aux ressources comme la lumière, l'eau et les nutriments, influençant ainsi leur croissance et leur hauteur moyenne maximale. Des taux de semis plus élevés peuvent intensifier la compétition, limitant ainsi la croissance individuelle et menant à des hauteurs moyennes maximales plus faibles, comme montré par le taux de semis de 44 kg/ha à Baie-du-Febvre. En revanche, un taux de semis plus faible offre aux jeunes plants d'alpiste davantage d'espace pour se développer, réduisant ainsi la compétition intraspécifique. Cette moindre compétition pourrait être la raison sous-jacente de la hauteur plus élevée observée avec un faible taux de semis de 11 kg/ha. Avec moins de concurrents pour les ressources disponibles, les jeunes plants pourraient allouer plus d'énergie à leur croissance en hauteur, favorisant ainsi un développement plus robuste. Les interactions avec d'autres espèces végétales présentes dans l'écosystème peuvent également contribuer aux variations observées. La compétition et la coexistence avec d'autres espèces modulent les effets des taux de semis sur la croissance de l'alpiste roseau, soulignant la complexité des interactions écologiques. Cette dynamique suggère une relation complexe entre le taux de semis, la compétition intraspécifique et la croissance en hauteur de l'alpiste roseau (Gómez-Aparicio, 2009 ; Verret et al., 2017).

Par ailleurs, l'absence de différences observées à Saint-Barthélemy pourrait être due aux conditions retrouvées à ce site. À ce dernier site, l'alpiste sauvage² envahissait l'aire d'étude. Cette présence d'alpiste peut constituer un facteur confondant significatif, rendant difficile l'interprétation selon laquelle le taux de semis n'influe pas

² Le terme "alpiste sauvage" se réfère à l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) qui pousse spontanément sur le site, sans intervention humaine comme le semis (Royer et Dickinson, 1999).

vraiment sur la hauteur de l'alpiste roseau. En effet, la compétition préalable avec l'alpiste sauvage peut avoir influencé la croissance de l'alpiste roseau, masquant ainsi tout effet potentiel des taux de semis sur sa hauteur. De plus, les conditions d'inondations persistantes à Saint-Barthélemy ont entraîné un semis un mois plus tard par rapport à Baie-du-Febvre. Cette différence temporelle dans le calendrier de semis pourrait aussi entraîner des répercussions significatives sur la croissance en hauteur de l'alpiste roseau au niveau de ce site. À titre d'exemple, les moyennes de hauteur pour Saint-Barthélemy se situent dans une plage plus restreinte (45 à 49 cm), comparativement à Baie-du-Febvre, où la plage de moyennes de hauteur est plus étendue (53 à 57 cm), suggérant une variabilité plus marquée des hauteurs mesurées à ce site. En définitive, les conditions de semis tardives peuvent influencer le développement initial des plantules, affectant ainsi leur croissance ultérieure. De ce fait, la dynamique temporelle distincte entre les deux sites souligne l'importance de prendre en considération les variations saisonnières dans la détermination de l'influence des taux de semis sur la hauteur de l'alpiste.

➤ **Sur la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau**

La variation des taux de semis d'alpiste roseau n'a pas mené à des différences significatives dans sa biomasse en poids sec, que ce soit à Baie-du-Febvre ($p=0,0993$) ou à Saint-Barthélemy ($p=0,9903$) durant la deuxième année après le semis. Ces résultats cohérents avec ceux observés pour l'effet des taux de semis sur le recouvrement de l'alpiste roseau suggèrent une stabilité dans la réponse de l'alpiste roseau à la variation des taux de semis. Cette stabilité pourrait s'expliquer par des mécanismes similaires évoqués précédemment concernant l'effet des taux de semis sur le recouvrement de l'alpiste roseau (Lavergne et Molofsky, 2004 ; Calsbeek et al., 2011).

➤ **Sur le recouvrement total des adventices**

L'impact du taux de semis sur le recouvrement des adventices a été significatif à Baie-du-Febvre ($p=0,0210$; Figure 15BF), mais pas à Saint-Barthélemy ($p=0,1190$; Figure 15SB) au cours de la deuxième année d'implantation. À Baie-du-Febvre, les moyennes de recouvrement des adventices estimées pour les taux de semis de 11, 22, et 44 kg/ha étaient respectivement de 44%, 44,5%, et 29,8%. Notamment, le taux de semis de 44 kg/ha a entraîné une diminution significative du recouvrement des adventices de 15% par rapport respectivement aux taux de semis de 11 kg/ha ou 22 kg/ha.

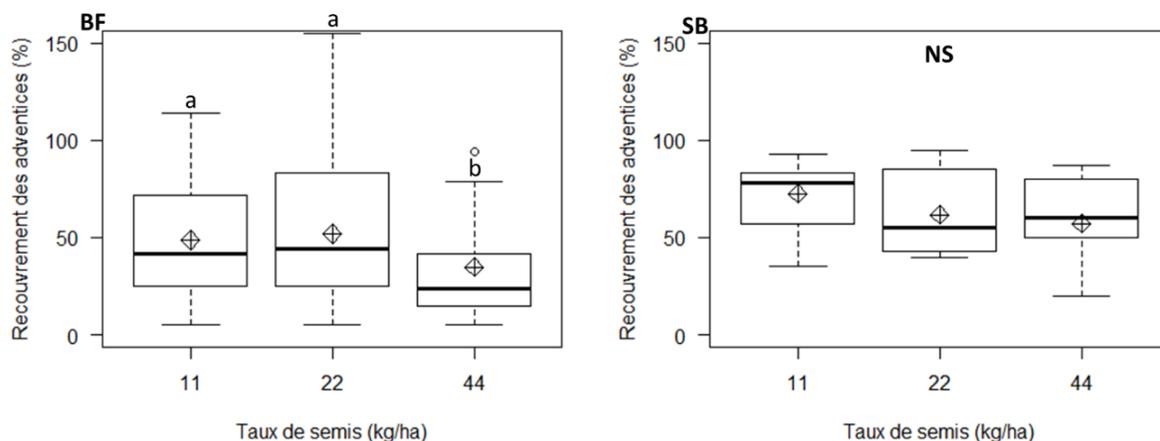


Figure 15.- Effet des différents taux de semis sur le recouvrement des adventices avec la combinaison des plantes-abris à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey

L'observation selon laquelle le taux de semis de 44 kg/ha a entraîné une réduction significative du recouvrement des adventices par rapport aux taux de semis moins élevés à Baie-du-Febvre suggère plusieurs mécanismes possibles. D'une part, à un taux de semis plus élevé, les adventices subissent la pression de l'alpiste par le mécanisme de la compétition interspécifique racinaire, comme indiqué par l'absence d'effet sur le recouvrement de l'alpiste. La densité plus élevée de plants d'alpiste roseau peut limiter l'accès aux ressources essentielles dans le sol pour les adventices, comme l'eau et les nutriments, réduisant ainsi leur capacité de croissance et de recouvrement (Gómez-Aparicio, 2009). Le semis à un taux de 44 kg/ha a conduit à une réduction du recouvrement des adventices, ce qui représente un avantage en termes de gestion des adventices pour les producteurs. Toutefois, il convient de nuancer ce résultat, en raison de l'absence d'effet du taux de semis sur le recouvrement de l'alpiste. Cela sous-entend que le recouvrement de l'alpiste peut être moins sensible aux variations du taux de semis, tandis que les adventices semblent être davantage influencées par des taux de semis plus élevés. Une réduction de 15% par rapport aux autres taux de semis n'est pas nécessairement considérable en soi, ce qui suggère que d'autres facteurs, comme la productivité globale et la compétitivité de l'alpiste, pourraient également jouer un rôle important dans la prise de décision concernant le taux de semis optimal (Vanasse et al., 2022).

En outre, l'absence d'effet significatif du taux de semis sur le recouvrement des adventices à Saint-Barthélemy peut être attribuée à plusieurs facteurs liés à l'historique du site. Tout d'abord, la période prolongée de friche à Saint-Barthélemy a pu favoriser la formation d'un réservoir de graines d'adventices dans le sol, créant ainsi une banque de graines significative. À ce stade, des espèces pérennes comme le *Plantago major* (plantain majeur) et l'*Agrostis gigantea* (l'agrostide blanche) ont commencé à s'établir avec un système racinaire très développé. Cette accumulation préalable de graines d'adventices dans le sol peut avoir réduit l'impact de la compétition

interspécifique entre les jeunes plants d'alpiste et les adventices, conduisant à une homogénéité dans le recouvrement des adventices. Cette homogénéité dans la composition des adventices pourrait mener à des recouvrements similaires entre les différents taux de semis d'alpiste. De plus, d'autres caractéristiques environnementales propres au site, comme la composition spécifique du sol et le régime hydrique, ont pu moduler l'effet du taux de semis sur la compétition interspécifique (Gómez-Aparicio, 2009 ; Verret et al., 2017).

➤ **Sur la biomasse en poids sec des adventices**

La variation des taux de semis (11, 22 et 44 kg/ha) d'alpiste roseau n'a pas entraîné de différences significatives dans la biomasse en poids sec des adventices, que ce soit à Baie-du-Febvre ($p=0,1416$) ou à Saint-Barthélemy ($p=0,3831$) au cours de la deuxième année après le semis. Ces résultats divergent de ceux observés pour l'effet du taux de semis sur le recouvrement des adventices.

Cependant, ces divergences peuvent être expliquées par une question de temporalité, étant donné que les données pour le recouvrement ont été collectées à l'été 2023, tandis que celles pour la biomasse ont été collectées à l'automne 2023. Cette disparité temporelle peut causer un retard dans la croissance des adventices à un taux de semis plus élevé, mais ces dernières finissent tout de même par occuper l'espace. La résilience de la communauté des adventices peut également être un facteur, car au début, avec la croissance de l'alpiste, les individus des adventices peuvent occuper moins d'espace, mais à mesure que le temps avance, ils peuvent proliférer. Il semble que les taux de semis élevés d'alpiste aient entravé quelque peu le développement des adventices au milieu de l'été, mais ce phénomène s'atténue à l'automne, permettant aux adventices de proliférer. Cette dynamique complexe entre le taux de semis d'alpiste, le recouvrement des adventices et leur biomasse souligne le rôle crucial de prendre en compte le moment des observations pour une compréhension approfondie de l'interaction entre ces composantes (Wortman et al., 2015).

3.1.3. Effet du travail du sol

Le travail du sol n'a exercé aucun impact significatif sur le recouvrement de l'alpiste ($p = 0,4107$), la hauteur moyenne maximale de l'alpiste ($p = 0,6996$), la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau ($p=0,9245$), de même que pour le recouvrement total des adventices ($p = 0,7006$) et la biomasse en poids sec des adventices ($p=0,8139$). Ces résultats suscitent des réflexions approfondies, surtout dans le contexte particulier de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. En effet, la mise en œuvre du faux semis dans une plaine inondable, reconnue pour une banque de graines d'adventices abondante, pourrait souligner la robustesse de cette banque de graines. Les adventices peuvent avoir une grande capacité à persister dans ces conditions, et une opération de faux semis, même superficielle, peut ne pas suffire à altérer significativement la composition de la banque de graines déjà très fournie dans ce milieu. Cette résilience de la banque de graines peut être une caractéristique clé des écosystèmes de plaines inondables, où les fluctuations du niveau d'eau peuvent jouer un rôle dans la dispersion et la stabilité des graines d'adventices. Cette constatation correspond aux travaux de plusieurs

chercheurs qui ont montré que le potentiel hydrique plus élevé peut augmenter la banque de graine dans le sol affectant l'efficacité du faux semis (Batlla et al., 2004 ; Travlos et al., 2020).

Les résultats rejettent l'hypothèse initiale stipulant que le faux semis réduirait la prolifération des adventices par rapport au semis traditionnel. Cette constatation suggère que dans ces conditions particulières, le faux semis n'a pas exercé l'effet attendu, soulignant la complexité des interactions entre les techniques culturales et les caractéristiques spécifiques de l'écosystème. Pour aboutir à des conclusions plus précises, des investigations plus approfondies pourraient être nécessaires. Par exemple, des essais avec différentes profondeurs de travail de sol pour les faux semis ou des approches différentes pourraient être envisagés afin de déterminer les conditions optimales pour l'efficacité du faux semis en contexte de plaines inondables.

3.2. Essai prairie

3.2.1. Effet des six mélanges sur le recouvrement des espèces semées

Les six mélanges commerciaux ont influencé le recouvrement des espèces semées tant à Baie-du-Febvre ($p < 0,0001$; Figure 16BF) qu'à Saint-Barthélemy ($p=0,0004$; Figure 16SB). À Baie-du-Febvre, les mélanges "AA22" et "AA22L" ont présenté des taux de recouvrement moyens des espèces semées significativement plus élevées, évalués respectivement à 58% et 57%. Ils forment ainsi un groupe distinct des autres mélanges "MICA," "Prairie_H," et "Indigo," qui ont affiché des taux de recouvrement moyens relativement plus bas (5%, 4%, et 2% respectivement). Le mélange "AA5L+" a montré une moyenne de recouvrement des espèces semées intermédiaire, évaluée à 19%. À Saint-Barthélemy, les mélanges "AA22L" et "AA5L+" ont enregistré des moyennes de recouvrement des espèces semées significativement plus élevées, estimées respectivement à 61% et 58%, formant un groupe distinct de "MICA" et "Indigo," qui ont montré des moyennes de recouvrement des espèces relativement plus basses (6% et 4% respectivement). Les mélanges "AA22" et "Prairie_H" ont présenté des moyennes de recouvrement des espèces semées intermédiaires, évaluées respectivement à 30% et 20%. Ces proportions (%) représentent le recouvrement total de toutes les espèces semées dans le mélange.

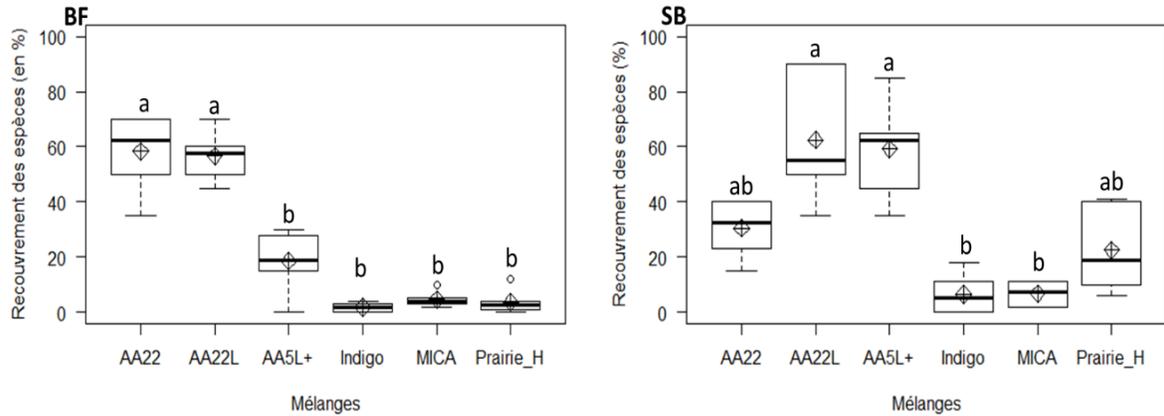


Figure 16.- Effet des six mélanges de semences herbacées sur le recouvrement des espèces semées à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey. La description des six mélanges est présentée dans les tableaux 1 et 2.

Ces résultats soulignent la diversité des réponses des mélanges, mettant en lumière des différences significatives dans le recouvrement des espèces. Certaines espèces des mélanges des semences herbacées n'ont pas pu germer et survivre. C'était le cas pour le calamagrostide du Canada, l'agrostide blanche, l'ivraie multiflore, l'agrostide scabre, le pâturin des marais, le jonc grêle, la fétuque des rocheuses, le carex vulpinoïde et le panic érigé. Ce qui a influencé les résultats observés. À Baie-du-Febvre, l'importance de l'alpiste roseau dans les mélanges "AA22" et "AA22L" est évidente. En revanche, le mélange "AA5L+" a montré une diminution du recouvrement, reflétant une densité moindre des graines d'alpiste dans le mélange, estimée à environ 5 kg/ha. La disparition du lotier dans certaines parcelles durant l'été peut également être notée, bien que son effet persiste globalement pour les deux traitements avec lotier (AA22L et AA5L+). Cependant, les mélanges "AA22L" et "AA5L+" ne semblaient pas avoir été influencés par le lotier, car la moyenne du premier était similaire à celle du mélange AA22. Il est à considérer que la richesse en espèces des mélanges, ou leur composition (notamment des espèces plus tardives ou plus cryptiques), pourrait également expliquer en partie ces résultats (Gómez-Aparicio, 2009).

À Saint-Barthélemy, une variabilité plus prononcée est observée, avec une prospérité apparente du lotier corniculé. Malgré une variation du taux de semis d'alpiste, les mélanges "AA22L" et "AA5L+" ont affiché des recouvrements similaires, soulignant ainsi la contribution significative du lotier corniculé au recouvrement dans ce site. La présence initiale d'alpistes sauvages a probablement amplifié cet effet sur le recouvrement des espèces. Dans les zones où l'alpiste roseau s'établit moins bien, le lotier corniculé semble jouer un rôle majeur dans le recouvrement.

Sur la base de ces résultats, l'inclusion de l'alpiste et du lotier corniculé dans les mélanges semble être une stratégie prometteuse pour l'établissement d'une prairie humide dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cependant, les performances relativement moins élevées des autres mélanges comme : Indigo, MICA et Prairie_H aux deux sites suggèrent la nécessité d'une analyse approfondie des caractéristiques spécifiques des espèces incluses dans ces mélanges. Il est possible que certaines espèces ne soient pas aussi bien adaptées aux conditions d'inondation du lac Saint-Pierre ou qu'elles nécessitent des conditions de sol particulières pour prospérer. Dans ce contexte, il est recommandé de privilégier les mélanges qui incluent de l'alpiste et du lotier corniculé pour favoriser l'établissement de prairies humides dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre.

En définitive, ces résultats suggèrent que la composition spécifique des mélanges, combinée aux conditions environnementales, peuvent influencer de manière significative la dynamique du recouvrement des espèces semées. Des analyses approfondies pour comprendre la croissance différentielle des espèces pérennes dans les mélanges pourraient fournir des informations supplémentaires pour affiner ces observations.

3.2.2. Effet des six mélanges sur le recouvrement des adventices

Les six mélanges ont influencé significativement le recouvrement des adventices à Baie-du-Febvre ($p = 0,0083$; Figure 17BF) et à Saint-Barthélemy ($p=0,0005$; Figure 17SB). À Baie-du-Febvre, le mélange "AA22L" s'est distingué en affichant un recouvrement moyen des adventices significativement plus faible, estimé à 42%, par rapport à "AA5L+," "Prairie_H," et "Indigo," qui ont présenté des taux de recouvrement des adventices relativement plus élevés, respectivement estimés à 141%, 127%, et 110%. Les mélanges "AA22" et "MICA" ont présenté des taux de recouvrement moyens des adventices intermédiaires, respectivement estimés à 103% et 68%. À Saint-Barthélemy, les mélanges "AA22L" et "AA5L+" ont montré des moyennes de recouvrement des adventices significativement plus faibles, respectivement estimées à 31% et 32%, formant un groupe distinct de "Prairie_H," "MICA," et "Indigo," qui ont montré des taux de recouvrement moyens des adventices plus élevés, estimés respectivement à 97%, 110%, et 115%. Le mélange "AA22" a présenté une moyenne de recouvrement intermédiaire par rapport aux autres, évaluée à 71%.

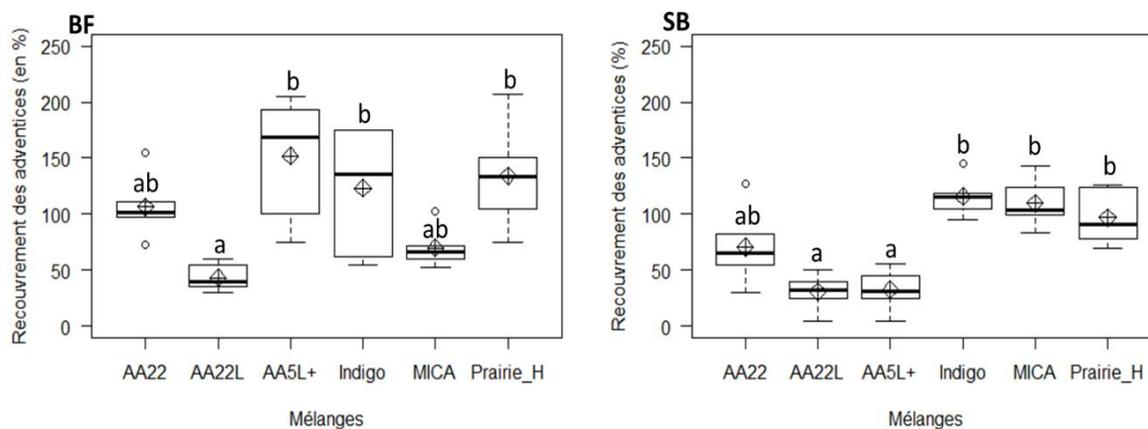


Figure 17.- Effet des six mélanges de semences herbacées sur le recouvrement des adventices à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey. La description des six mélanges est présentée dans les tableaux 1 et 2.

La performance des mélanges varie selon les sites de l'étude. À Baie-du-Febvre, les mélanges contenant de l'alpiste ont joué un rôle prépondérant dans la réduction de la prolifération des adventices. En revanche, à Saint-Barthélemy, ce sont les mélanges intégrant le lotier corniculé qui semblent le plus contribuer à la limitation des adventices. Cette différence observée pourrait être attribuée à l'adaptation remarquable de ces deux espèces aux conditions d'inondations et de sécheresse propres à la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Leur avantage compétitif dans la lutte contre les adventices peut résulter de leur capacité à rivaliser efficacement pour les ressources disponibles. Cette adaptation spécifique confère aux mélanges contenant de l'alpiste et du lotier corniculé une valeur ajoutée dans la gestion des prairies humides, en maximisant leur compétitivité contre les adventices en fonction des conditions environnementales locales.

Les mélanges dépourvus d'alpiste et du lotier corniculé, comme "Indigo", "MICA" et "Prairie_H," ont présenté une efficacité réduite dans la compétition avec les adventices. Cette performance moindre peut être attribuée soit à la mauvaise qualité des semences, soit à leur faible adaptation aux conditions spécifiques du littoral du lac Saint-Pierre, limitant ainsi leur capacité à restreindre la prolifération des adventices. De plus, cette performance est aussi liée à leur faible établissement et recouvrement. Il y a vraisemblablement une corrélation forte entre le recouvrement des espèces semées et celui des adventices. En l'absence d'une croissance vigoureuse des espèces composant ces mélanges, l'espace est libéré pour la croissance des adventices. Par conséquent, il serait judicieux de favoriser l'utilisation de mélanges intégrant l'alpiste et le lotier corniculé pour établir des prairies humides compétitives et adaptées aux conditions spécifiques de cette région (Tremblay et al., 2019).

3.3.Essai paillis

3.3.1. Effet des paillis sur le recouvrement des espèces semées

L'évaluation de l'effet des huit traitements de paillis a révélé des tendances significatives sur le recouvrement des espèces des mélanges de plaines inondables et de prairies humides à Baie-du-Febvre ($p=0,0496$) (tableau 3), tandis que cette influence n'était pas observée à Saint-Barthélemy ($p=0,6257$).

Tableau 3.- Effet des différents traitements de paillis sur le recouvrement des espèces semées à Baie-du-Febvre

| Traitement de paillis | Recouvrement moyen des espèces semées |
|---|---------------------------------------|
| Tourbe ($60 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) | 13 |
| Filet de jute | 10 |
| Groupe témoin | 9 |
| Paille ($66 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) | 7 |
| Tourbe ($30 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) | 6 |
| Paillis granulaire à base de sciure de bois | 5 |
| Paillis en fibre de coco | 4 |
| Paille ($33 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) | 3 |

Bien que des tendances significatives aient été observées à Baie-du-Febvre dans l'effet des huit traitements de paillis sur le recouvrement des espèces des mélanges de plaines inondables et de prairies humides, le test de Tukey n'a pas permis d'identifier de différences significatives entre les traitements spécifiques. Malgré ces tendances, les taux de recouvrement demeurent relativement faibles, atteignant seulement 13% avec le traitement de tourbe de densité $60 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$. Cette faible variation entre les différents paillis suggère que ces matériaux n'ont pas eu un impact significatif sur le recouvrement des espèces dans ces mélanges. Les résultats ont indiqué que les mélanges n'ont pas réussi à s'implanter, malgré les différentes applications de paillis. L'observation d'une faible réussite de l'établissement des mélanges soulève des questions sur la qualité des semences utilisées. Il est plausible que les graines aient été de mauvaise qualité ou que les conditions environnementales n'étaient pas idéales pour leur germination. Afin de mieux comprendre ces résultats, il serait pertinent de procéder à des tests de germination des semences au préalable, ce qui pourrait fournir des informations cruciales sur la qualité des semences et contribuer à interpréter les résultats observés.

Des études antérieures ont également mis en évidence les défis liés à l'implantation des mélanges de semences herbacées à l'aide des paillis. Par exemple, Halde et Entz (2016) ont étudié comment les différents types de paillis peuvent influencer la dynamique des communautés végétales au fil du temps, en montrant que le choix

du paillis est crucial pour le succès de l'implantation. Gaisler et al. (2013), en République tchèque, ont observé que le paillage réalisé au moins deux fois par an pouvait remplacer la gestion des coupes dans les prairies peu productives sans perte substantielle de richesse et de diversité des espèces végétales. En revanche, un paillage effectué uniquement en septembre affectait la composition des espèces de manière similaire à une absence de gestion. Mollard et al. (2014) ont enrichi cette discussion en démontrant que le paillis peut jouer un rôle crucial en modifiant les conditions du lit de semence, facilitant ainsi la levée et l'établissement des semis dans des environnements semi-arides en cours de remise en état. Ces observations renforcent l'idée que le choix du type de paillis et des quantités appliquées est essentiel pour atteindre les objectifs spécifiques de restauration ou de gestion des écosystèmes. Par exemple, Jean et al. (2019) ont révélé que des taux élevés de paillis de foin améliorent significativement la levée des semis d'*Elymus trachycaulus* et de *Linum lewisii*, tandis que des densités moindres de paille favorisent la levée d'*Astragalus canadensis*. Cette variabilité souligne la complexité des interactions entre le paillis, les conditions du sol et les besoins spécifiques des espèces végétales, illustrée par l'établissement neutre de *Bouteloua gracilis* avec les deux taux de paillis de foin. Ces résultats suggèrent que la fréquence et le moment de l'application du paillis sont aussi des facteurs cruciaux à considérer pour maximiser l'établissement et la diversité des espèces végétales.

3.3.2. Effet des paillis sur le recouvrement des adventices

À Baie-du-Febvre, les huit traitements de paillis n'ont pas eu d'impact notable sur le recouvrement des adventices ($p=0,4339$; Figure 18BF). En revanche, à Saint-Barthélemy, une tendance significative a été observée ($p=0,0185$; Figure 18SB). À ce dernier site, la paille de densité $66 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ a mené à un recouvrement moyen des adventices significativement plus faible, estimé à 27%. En comparaison, l'utilisation du filet de jute ainsi que le groupe témoin non semé ont conduit à des taux de recouvrement des adventices significativement plus élevés, estimés respectivement à 85% et 77%. Les autres traitements de paillis ont produit des recouvrements moyens intermédiaires des adventices, avec des estimations de 53% pour l'utilisation de la tourbe de densité $60 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$, 55% pour le paillis granulaire à base de sciure de bois, 63% en utilisant la tourbe $30 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ et 67% en utilisant le paillis en fibre de coco.

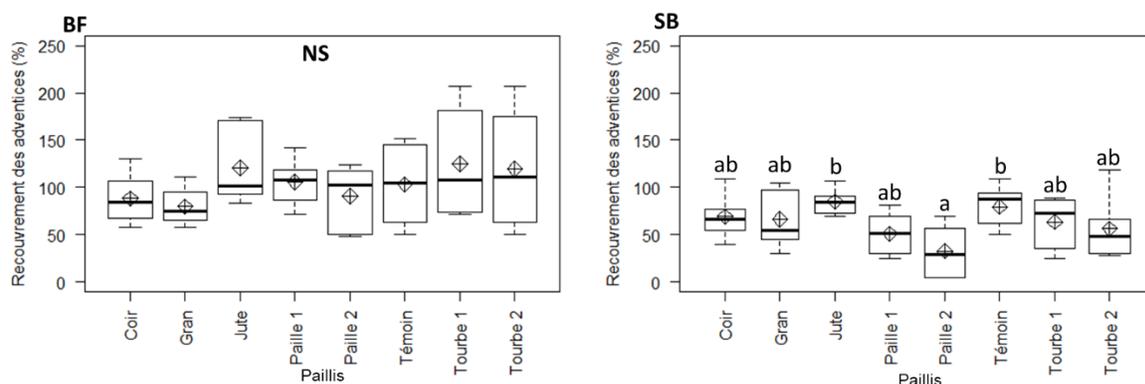


Figure 18.- Effet des paillis sur le recouvrement des adventices à chaque site (BF : Baie-du-Febvre ; SB : Saint-Barthélemy) au cours de la deuxième année après le semis. Les différentes lettres indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$) obtenues par un test de comparaison de Tukey.

Les résultats de l'effet des paillis sur le recouvrement des adventices ont indiqué une variation entre les deux sites. À Baie-du-Febvre, l'absence d'impact notable des huit traitements de paillis sur le recouvrement des adventices suggère que les adventices dans ce site sont moins sensibles ou réactives aux types de paillis utilisés. En revanche, à Saint-Barthélemy, la paille de densité $66 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ a particulièrement bien performé, entraînant un recouvrement moyen significativement plus faible des adventices en comparaison avec d'autres traitements. Cela pourrait indiquer une meilleure capacité de cette densité de paille à créer un microclimat défavorable aux adventices, limitant ainsi leur établissement. Les résultats mitigés des autres types de paillis suggèrent que l'efficacité varie en fonction de la composition, de la densité et d'autres caractéristiques spécifiques de chaque matériau de paillis. La paille de densité $66 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ se démarque comme un choix prometteur à Saint-Barthélemy, mais d'autres facteurs locaux pourraient également influencer ces résultats, comme la texture du sol, le régime hydrique et d'autres caractéristiques environnementales.

3.4. Essai rhizomes

L'évaluation de l'établissement de l'alpiste à partir des rhizomes à Saint-Barthélemy n'a révélé aucun effet significatif sur le recouvrement, que ce soit pour l'alpiste lui-même ou pour les adventices. Les différentes conditions testées, y compris les densités de rhizomes, l'incorporation de biomasse aérienne, les modes d'introduction des semences complémentaires et les densités de paillis, n'ont pas eu d'impact discernable sur le recouvrement de l'alpiste ou des adventices. Pour mieux comprendre ces résultats, nous avons effectué des vérifications dans les parcelles témoins afin de déterminer si l'alpiste sauvage agissait comme un facteur confondant dans cet essai. L'absence de différence significative dans la présence d'alpiste entre les parcelles témoins et celles soumises aux différentes conditions expérimentales renforce l'idée que l'alpiste sauvage

pourrait influencer les résultats. Ces observations suggèrent que l'influence de l'alpiste sauvage a probablement masqué tout effet potentiel des différentes conditions testées.

En fin de compte, nos résultats indiquent que l'essai rhizomes n'a pas permis d'améliorer significativement l'établissement de l'alpiste dans ces conditions spécifiques à Saint-Barthélemy. Cette interprétation souligne la nécessité de tenir compte des facteurs confondants, tels que la présence d'espèces sauvages, lors de l'évaluation de l'efficacité des différentes méthodes d'établissement de l'alpiste. Des approches plus ciblées et des expérimentations supplémentaires pour mieux comprendre les interactions entre les facteurs environnementaux et les techniques d'établissement de l'alpiste pourraient être nécessaires pour optimiser l'efficacité de ces méthodes dans des conditions spécifiques.

Conclusions

Cette étude qui avait pour but d'analyser les facteurs menant au succès d'implantation des bandes herbacées pérennes dans le littoral du lac Saint-Pierre a été réalisée en quatre essais sur deux sites durant deux années après le semis. Dans l'essai habitat, globalement, les plantes-abris ont un impact négatif sur le recouvrement de l'alpiste, la hauteur moyenne maximale, la biomasse en poids sec de l'alpiste et le recouvrement des adventices. Des recherches antérieures ont également montré des résultats similaires avec les mêmes espèces de plantes-abris utilisées dans notre étude. Par exemple, St-Pierre-Lepage (2023) a observé une baisse significative des rendements des fourrages pérennes lorsque l'avoine était utilisée comme plante-abri, et Coulman et al. (2019) ont trouvé des résultats similaires avec le ray-grass annuel au cours de la deuxième année. Toutefois, dans notre étude, cette incidence négative présente des nuances importantes en fonction des deux sites étudiés, en raison d'une disparité dans le calendrier de semis. À Saint-Barthélemy, un retard d'un mois a été enregistré dans le semis, en raison de la persistance d'inondations, permettant une fauche des plantes-abris exclusivement à Baie-du-Febvre. Cette variation dans le calendrier de semis a ainsi introduit une complexité supplémentaire dans l'interprétation des résultats, soulignant l'influence cruciale des conditions locales sur l'efficacité des pratiques d'implantation des bandes herbacées pérennes (MacLaren et al., 2023). À Baie-du-Febvre, contrairement à l'avoine et l'herbe du Soudan, le ray-grass annuel a refait des tiges après la fauche et compétitionnant avec l'alpiste durant la deuxième année après le semis. Cela a entraîné un recouvrement plus élevé de l'alpiste en utilisant l'avoine, contre un recouvrement plus faible lorsque le ray-grass annuel était utilisé. Quant à l'herbe du Soudan, elle s'est révélée particulièrement efficace à Baie-du-Febvre pour contrôler la croissance des adventices. À Saint-Barthélemy, l'impact des plantes-abris sur le recouvrement de l'alpiste a été observé avec l'avoine et le ray-grass annuel mais pas avec l'herbe du Soudan, qui ne s'était pas implantée sur ce site spécifique. Parallèlement, l'influence des plantes-abris sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste a été constatée à Baie-du-Febvre, mais pas à Saint-Barthélemy. La disparité observée pourrait être attribuable à la présence de l'alpiste sauvage en tant que facteur confondant à Saint-Barthélemy, masquant ainsi l'effet des plantes-abris sur la hauteur de l'alpiste. De plus, la biomasse de l'alpiste a été significativement modifiée par la présence des plantes-abris aux deux sites, avec des variations selon les types spécifiques de plantes utilisées. En outre, l'impact sur les adventices a été variable, mettant en évidence la nécessité d'une gestion adaptative visant à minimiser la compétition interspécifique avec l'alpiste.

Le taux de semis n'a montré aucune influence sur le recouvrement de l'alpiste roseau durant la deuxième année de semis (2023), bien que des variations aient été observées lors de la première année de semis (2022). À Baie-du-Febvre, le taux de semis recommandé de 11 kg/ha par le CRAAQ (2005) a été confirmé comme optimal, contrairement à des taux plus élevés qui n'offraient pas d'avantages supplémentaires en termes de

recouvrement. La compétition intraspécifique et les interactions avec d'autres espèces végétales ont été évoquées dans le mémoire et dans la littérature comme des facteurs influençant la croissance de l'alpiste roseau (Gómez-Aparicio, 2009). Par ailleurs, l'impact du taux de semis sur la hauteur moyenne maximale de l'alpiste roseau a été significatif à Baie-du-Febvre, mais non à Saint-Barthélemy. À Baie-du-Febvre, le taux de 44 kg/ha a entraîné une hauteur moyenne maximale inférieure par rapport au taux de 11 kg/ha. Ces résultats suggèrent des processus de compétition intraspécifique, où des taux plus élevés limitent la croissance individuelle. La variabilité entre les deux sites a été attribuée à des différences environnementales et à la présence d'espèces concurrentes comme l'alpiste sauvage à Saint-Barthélemy. Concernant la biomasse en poids sec de l'alpiste roseau, aucune différence significative n'a été observée entre les taux de semis, renforçant la stabilité des réponses de l'alpiste roseau à ces variations.

L'impact du travail du sol sur nos variables mesurées n'a pas été significatif. Cette observation soulève des questions sur l'efficacité du faux semis réalisé dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, suggérant la robustesse de la banque de graines d'adventices dans le sol. Les résultats incitent à explorer des avenues de recharge ou des ajustements des techniques de travail du sol pour une meilleure gestion des adventices dans ce type d'écosystème. Ces résultats rejettent notre hypothèse de départ stipulant que le faux semis allait diminuer la prolifération des adventices par rapport au semis traditionnel.

Concernant l'essai prairie, des variations significatives ont été observées à la fois à Baie-du-Febvre et à Saint-Barthélemy. À Baie-du-Febvre, les mélanges "AA22" et "AA22L" ont affiché une meilleure performance en termes de recouvrement des espèces et dans la compétition avec les adventices, mettant en évidence le rôle prépondérant de l'alpiste roseau dans ces compositions. À l'inverse, à Saint-Barthélemy, la variabilité observée met en lumière le rôle central du lotier corniculé dans certains mélanges dans le recouvrement des espèces et la compétition avec les adventices. Les mélanges dépourvus d'alpiste et de lotier corniculé ont montré une efficacité réduite, suggérant une adaptation limitée à ces conditions spécifiques. Ces résultats corroborent partiellement notre deuxième hypothèse initiale, qui postulait que les mélanges herbacés intégrant à la fois l'alpiste et l'avoine exhiberaient un recouvrement plus significatif des espèces propices à l'établissement d'une prairie humide. De plus, ces mélanges devraient présenter un recouvrement moindre des adventices en comparaison avec d'autres mélanges commerciaux. Ces observations renforcent la nécessité de considérer attentivement la composition des mélanges herbacés dans le contexte spécifique de chaque site, soulignant la nécessité d'adapter les choix en fonction des conditions locales pour maximiser l'établissement d'une prairie humide tout en minimisant la compétition avec les adventices (Curran et al., 1993 ; MacLaren et al., 2023).

Dans l'essai paillis, des tendances significatives ont été observées à Baie-du-Febvre, mais aucune influence notable ne fut décelée à Saint-Barthélemy concernant le recouvrement des espèces sous l'effet des différents

types de paillis. Cependant, malgré ces tendances prometteuses, les taux de recouvrement des espèces sont demeurés relativement très faibles, soulevant des interrogations quant à la qualité des semences des deux mélanges. En ce qui concerne l'effet des paillis sur le recouvrement des adventices, aucun impact notable n'est observé à Baie-du-Febvre. En revanche, à Saint-Barthélemy, la paille de densité $66 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ se distingue en limitant significativement le recouvrement des adventices. Ces résultats rejettent notre troisième hypothèse qui prévoyait une influence significative du paillis sur le recouvrement des espèces au sein des deux mélanges, par rapport au groupe témoin sans paillis. Cette influence devait se traduire par une diminution du recouvrement des adventices. Ces résultats soulignent le rôle de considérer la spécificité des conditions locales lors de l'application de paillis, et incitent d'approfondir les réflexions sur les caractéristiques des semences pour optimiser l'établissement des espèces et contrôler la compétition avec les adventices.

Quant à l'essai rhizomes réalisé exclusivement à Saint-Barthélemy, aucun effet significatif n'a été observé sur le recouvrement de l'alpiste ou des adventices. Cela souligne la complexité de l'écosystème, notamment en raison de la présence d'alpistes sauvages, un facteur confondant notable. Il devient donc essentiel de prendre en compte ces éléments perturbateurs dans l'interprétation des résultats. Ce constat rejette notre quatrième hypothèse, formulée en anticipant que l'utilisation des rhizomes pour l'implantation de l'alpiste roseau aurait le potentiel de générer un recouvrement de sol supérieur à celui obtenu par l'utilisation des graines. Ces résultats mettent en lumière la nécessité de réévaluer les stratégies d'implantation de l'alpiste roseau, en tenant compte des particularités locales et des facteurs environnementaux de chaque site d'étude.

En somme, les résultats de cette étude fournissent des informations précieuses aux praticiens et aux chercheurs, orientant ainsi les projets de restauration impliquant les pratiques de gestion des prairies d'alpiste et des bandes herbacées pérennes dans le littoral du lac Saint-Pierre. Ils soulignent la nécessité de prendre en compte les conditions spécifiques de chaque site pour maximiser l'efficacité des interventions.

Bibliographie

- Adams, C. R., & Galatowitsch, S. M. (2005). *Phalaris arundinacea* (reed canary grass): Rapid growth and growth pattern in conditions approximating newly restored wetlands. *Ecoscience*, 12(4), 569 – 573. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-4-569.1>
- Apfelbaum, S. I. & Sams, C. E. (1987). Écologie et contrôle de l'alpiste des roseaux (*Phalaris arundinacea* L.). *Natural Areas Journal*, 7(2), 69-74.
- Auclair, M. J., Gingras, D., Harris, J., & Jourdain, A. (1991). Synthèse et analyse des connaissances sur les aspects socio-économiques du lac Saint-Pierre: rapport technique, zone d'intérêt prioritaire no. 11.
- Barnaud, G., & Fustec, É. (2007). Conserver les zones humides : Pourquoi ? Comment ? Versailles : Éditions Quae. (Sciences en partage). ISBN: 9782759226337. <http://digital.casalini.it/9782759226337>
- Batlla, D., Kruk, B. C., & Benech-Arnold, R. L. (2004). Modelling changes in dormancy in weed soil seed banks: implications for the prediction of weed emergence. *Handbook of seed physiology. Applications to agriculture*. New York: Haworth Press Inc, 245-264.
- Bélanger, P., O. Lalonde, M.N. Thivierge & A. Vanasse. (2018). Sorgho sucré – Guide de production. Réseau des plantes bio-industrielles du Québec (RPBQ), Saint-Mathieu-deBeleuil, Qc. <https://www.agrireseau.net/documents/97518/sorgho-sucree-guide-de-production>
- Biggs, J., von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. In *Hydrobiologia*, 793(1), 3–39. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Björkman, T. & Shail, J. W. (2010). Cornell cover crop guide for sudangrass. Cornell University, Ithaca, NY. <http://www.hort.cornell.edu/bjorkman/lab/covercrops/pdf/sudangrass.pdf>
- Bonilla-Warford, C. M., & Zedler, J. B. (2002). Potential for using native plant species in stormwater wetlands. *Environmental Management*, 29(3), 385–394. <https://doi.org/10.1007/s00267-001-0032-0>
- Borman, M. M., Krueger, W. C., & Johnson, D. E. (1991). Effects of established perennial grasses on yields of associated annual weeds. *Journal of Range Management*, 44(4), 318-326.
- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M., & Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. *Revue de la littérature*. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475>
- Boyd, N. S., Brennan, E. B., Smith, R. F., & Yokota, R. (2009). Effect of seeding rate and arrangement on rye cover crop and weed growth. *Agronomy Journal*, 101(1), 47-51. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0059>
- Brodeur, P., Dumont, P., Magnan, P., Paquin, É., Paradis, Y., Vachon, N., & Mailhot, Y. (2022). Évaluation par simulation de la capacité du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre à soutenir une pêche durable. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1526>
- Buttler, A. (1992). Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetation*, 103, 113–124.
- Calsbeek, B., Lavergne, S., Patel, M., & Molofsky, J. (2011). Comparaison de l'architecture génétique et de la réponse potentielle à la sélection de populations envahissantes et indigènes d'alpiste des roseaux. *Evolutionary Applications*, 4(6), 726-735.
- Cardina, J., Regnier, E., & Harrison, K. (1991). Long-Term Tillage Effects on Seed Banks in Three Ohio Soils. *Weed Science*, 39(2), 186–194. <https://doi.org/10.1017/s0043174500071459>
- Cattin, M. F., Blandenier, G., Banašek-Richter, C., & Bersier, L. F. (2003). The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation*, 113(2), 179–188. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00297-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00297-5)
- Chalker-Scott, L. (2007). Impact of mulches on landscape plants and the environment—A review. *Journal of Environmental Horticulture*, 25(4), 239-249. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-25.4.239>
- Chauvel, B. B., Tschudy, C., & Munier-Jolain, N. (2009). Travail du sol et mauvaises herbes: Quels enjeux pour les techniques culturales sans labour dans le cadre d'une gestion intégrée ? *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 95(3), 1-12. <https://doi.org/10.4267/hal-02663016>

- Chon, S. U., & Kim, Y. M. (2004). Herbicidal potential and quantification of suspected allelochemicals from four grass crop extracts. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 190(2), 145-150. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2004.00088.x>
- Coulman, B., Kleinhout, A., & Biliget, B. (2019). Annual ryegrass and Festulolium as companion crops in the establishment of perennial forage crops. *Canadian Journal of Plant Science*, 99(5), 611-623. <https://doi.org/10.1139/cjps-2018-0238>
- Cowie, N. R., Sutherland, W. J., Dithlogo, M. K. M., & James, R. (1992). The effect of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, 29, 277–284. <https://doi.org/10.2307/2404496>
- CRAAQ. (2005). Les plantes fourragères (G. Bélanger, L. Couture, & G. Tremblay, Éd.s.). Québec, QC : Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- Curran, B. S., Kephart, K. D., & Twidwell, E. K. (1993). Oat companion crop management in alfalfa establishment. *Agronomy Journal*, 85(5), 998-1003.
- Dauphin, D., & Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, 140(1), 42–52. [En ligne] <https://doi.org/10.7202/1034097ar> (Consulté le 04 octobre 2022)
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J., & Serlet, L. (2011). Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85(3), 0–244. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.009>
- De Bertoldi, C., De Leo, M., Braca, A., & Ercoli, L. (2009). Bioassay-guided isolation of allelochemicals from *Avena sativa* L.: allelopathic potential of flavone C-glycosides. *Chemoecology*, 19, 169-176. <https://doi.org/10.1007/s00049-009-0019-5>
- de la Chenelière, V., Brodeur, P., & Mingelbier, M. (2014). Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste Canadien*, 138(2), 61-70. <https://doi.org/10.7202/1025070ar>
- Desgranges, J. L., & Jobin, B. (2003). Knowing, mapping and understanding St. Lawrence biodiversity, with special emphasis on bird assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88(1-3), 177-192. <https://doi.org/10.1023/A:1025564922626>
- Dethioux, M. (1986). Essais de bouturage de graminées sur les berges de deux cours d'eau belges. *Revue de l'agriculture*, 39(6), 1361-1366.
- Dial, H.L. (2013). Plant guide for sorghum (*Sorghum bicolor* L.). United States Department of Agriculture, Tucson, AZ. https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_sobi2.pdf
- Dickson, T. L., Wilsey, B. J., & Busby, R. R., et al. (2010). *Melilotus officinalis* (yellow sweetclover) causes large changes in community and ecosystem processes in both the presence and absence of a cover crop. *Biological Invasions*, 12(1), 65-76. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9430-7>
- Dulude, A.-M. (2017). La chasse et la pêche au lac saint-pierre. In 2017. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1384>
- Eveno, M. E., & Chabanne, A. (2001). Les effets allélopathiques de l'avoine (*Avena sativa*) sur différentes mauvaises herbes et plantes cultivées. ANPP. <https://www.doc-developpement-durable.org/file/Culture/Agriculture/Allelopathie/Effets%20allelopathiques%20de%20l-avoine.pdf>. Consulté le 18 février 2024.
- Fernando, M., & Shrestha, A. (2023). The potential of cover crops for weed management: A sole tool or component of an integrated weed management system? *Plants*, 12(4), 752. <https://doi.org/10.3390/plants12040752>
- Finot, V. L. (2014). Taxonomía del género *Phalaris* L. (Poaceae: Pooideae: Phalaridinae) en Chile. *Gayana Botánica*, 71(2), 246–258. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432014000200007>
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., Kaplan, J. O., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Minayeva, T., Hugelius, G., Joosten, H., Barthelmes, A., Prigent, C., Aires, F., Hoyt, A. M., Davidson, N., Finlayson, C. M., Lehner, B., ... McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281–286. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>
- FNA Editorial Committee. (2007). *Flora of North America north of Mexico. Volume 24: Poaceae (part 1)*. Oxford University Press.

- Foubert, A., Lecomte, F., Brodeur, P., Le Pichon, C., & Mingelbier, M. (2020). How intensive agricultural practices and flow regulation are threatening fish spawning habitats and their connectivity in the St. Lawrence River floodplain, Canada. *Landscape Ecology*, 35(5), 1229–1247. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00996-9>
- Freyman, S., & Bittman, S. (1990). Effect of companion crops on forage establishment in south coastal British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science*, 70(3), 777-784. <https://doi.org/10.4141/cjps90-095>
- Gaisler, J., Pavlů, V., Pavlů, L., & Hejzman, M. (2013). Long-term effects of different mulching and cutting regimes on plant species composition of *Festuca rubra* grassland. *Agriculture, ecosystems & environment*, 178, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.010>
- Galatowitsch, S. M., Anderson, N. O. & Ascher, P. D. (1999). Envahissement des plantes des milieux humides en Amérique du Nord tempérée. *Wetlands*, 19, 733-755.
- Galatowitsch, S. M., Whited, D. C., Lehtinen, R., Husveth, J., & Schik, K. (2000). The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environmental monitoring and assessment*, 60, 121-144.
- Genest, J., & Stepler, H. (1973). Effects of companion crops and their management on the undersown forage seedling environment. *Canadian Journal of Plant Science*, 53(2), 285-290.
- Gifford, A. L., Ferdy, J. B., & Molofsky, J. (2002). Genetic composition and morphological variation among populations of the invasive grass, *Phalaris arundinacea*. *Canadian Journal of Botany*, 80(7), 779-785. <https://doi.org/10.1139/b02-063>
- Godin, G. (1999). The propagation of tides up rivers with special considerations on the upper Saint Lawrence River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(3), 307-324.
- Gómez-Aparicio, L. (2009). The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97(6), 1202–1214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x>
- Graves, S., Piepho, H.-P., & Dorai-Raj, L. S. (2023). *multcompView: Visualizations of paired comparisons*. R package. [<https://cran.r-project.org/web/packages/lsmmeans/index.html>]
- Green, E. K., & Galatowitsch, S. M. (2001). Differences in wetland plant community establishment with additions of nitrate-N and invasive species (*Phalaris arundinacea* and *Typha × glauca*). *Canadian Journal of Botany*, 79(2), 170-178. <https://doi.org/10.1139/b00-157>
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (2014). *Changements climatiques 2014 : incidences, adaptation et vulnérabilité : résumés, foire aux questions et encarts thématiques : contribution du groupe de travail II au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Organisation météorologique mondiale.
- Güsewell, S., Buttler, A., & Klötzli, F. (1998). Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science*, 9, 861–872.
- Halde, C., & Entz, M. H. (2016). Plant species and mulch application rate affected decomposition of cover crop mulches used in organic rotational no-till systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 96(1), 59-71. <https://doi.org/10.1139/cjps-2015-0095>
- Heinsoo, K., Hein, K., Melts, I., Holm, B., & Ivask, M. (2011). Reed canary grass yield and fuel quality in Estonian farmers' fields. *biomass and bioenergy*, 35(1), 617-625. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.10.022>
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Hudon, C., Gagnon, P., Amyot, J. P., Létourneau, G., Jean, M., Plante, C., Rioux, D., & Deschênes, M. (2005). Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada). *Hydrobiologia*, 539(1), 205–224. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-4872-5>
- Huyghe, C. (2009). La multifonctionnalité des prairies en France II. Conciliation des fonctions de production et de préservation de l'environnement. *Cahiers Agricultures*, 18(1), 7–16. <https://doi.org/10.1684/agr.2009.0263>

- Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). (2024). Études pédologiques et informations sur les sols. <https://www.irda.qc.ca/fr/services/protection-ressources/sante-sols/information-sols/etudes-pedologiques/>. (Consulté le 6 juillet 2024)
- Jacques, D. (1986). Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre. - Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre, Denis Jacques Enr, - VI, 70 f. ; 6 réf., 69 p. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/261>
- Jefferson, R. G. (2005). The conservation management of upland hay meadows in Britain: a review. *Grass and Forage Science*, 60(4), 322-331. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2005.00489.x>
- Jensen, E. F., Casler, M. D., Farrar, K., Finnan, J. M., Lord, R., Palmborg, C., & Donnison, I. S. (2018). Reed canary grass: From production to end use. In E. Alexopoulou (Ed.), *Perennial grasses for bioenergy and bioproducts: Production, uses, sustainability and markets for giant reed, miscanthus, switchgrass, reed canary grass and bamboo* (pp. 153-173). Academic Press, Cambridge, MA.
- Jobin, B., & Brodeur, P. (2023). Changements de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950 à 2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels. *Le Naturaliste Canadien*, 147(2), 14. <https://doi.org/10.7202/1100079ar>
- Kandel, T. P., Elsgaard, L., Karki, S., & al. (2013). Biomass yield and greenhouse gas emissions from a drained fen peatland cultivated with reed canary grass under different harvest and fertilizer regimes. *BioEnergy Research*, 6(3), 883-895. <https://doi.org/10.1007/s12155-013-9316-5>
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press.
- Klebesadel, L., & Smith, D. (1959). Light and soil moisture beneath several companion crops as related to the establishment of alfalfa and red clover. *Botanical Gazette*, 39-46. <https://doi.org/10.1086/336040>
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J. P., & Grootjans, A. P. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation*, 140(3-4), 318-328.
- Kolos, A., & Banaszuk, P. (2013). Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering*, 55, 23–28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.008>
- Kukk, L., Roostalu, H., Suuster, E., Rossner, H., Shanskiy, M., & Astover, A. (2011). Reed canary grass biomass yield and energy use efficiency in Northern European pedoclimatic conditions. *Biomass and Bioenergy*, 35(10), 4407-4416. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.08.018>
- Kusvuran, A., Nazli, R. I., Tansi, V., Ozturk, H. H., & Budak, D. B. (2022). Evaluation of harvest time effects on the combustion quality of warm-and cool-season perennial grasses in two contrasting semi-arid environments. *Industrial Crops and Products*, 186, 115260. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115260>
- Labreuche, J., Métais, P., Vuillemin, F., Bonin, L., & Colbach, N. (2020). Le faux semis: identifier les clés du succès. *Innovations Agronomiques*, 81, 51-67. <https://doi.org/10.15454/e8zr-w568>
- Lachance, I. (1965). L'influence des doses de semis sur l'établissement, les rendements et la persistance de quatre graminées fourragères associées au mélange luzerne-trèfle rouge. *Canadian journal of plant science*, 45(1), 98-103.
- Langlois, C., Lapierre, L., Léveillé, M., Turgeon, P., & Ménard, C. (1992). Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de lac Saint-Pierre: rapport technique, zone d'intérêt prioritaire no. 11. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/342>
- Lanini, W. T., Orloff, S. B., Vargas, R. N., Orr, J. P., Marble, V. L., & Grattan, S. R. (1991). Oat Companion Crop Seeding Rate Effect on Alfalfa Establishment, Yield, and Weed Control. *Agronomy Journal*, 83(2), 330–333. <https://doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300020014x>
- Lavergne, S., & Molofsky, J. (2004). Reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biological model in the study of plant invasions. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(5), 415-429. <https://doi.org/10.1080/07352680490505934>
- Lavoie, C., Dufresne, C., & Delisle, F. (2005). The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Québec: a spatio-temporal perspective. *Ecoscience*, 12(3), 366-375. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-366.1>

- Leck, M.A. (2003). Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA. *Wetlands* 23(2): 310-343.
- Lenth, R. V. (2018). Visualization of paired comparisons with MultcompView. [<https://cran.r-project.org/web/packages/multcompView/index.html>]
- Lenth, R. V., et al. (2023). Estimated marginal means (Emmeans). Retrieved from [<https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/index.html>]
- Lepage, C., & Bordage, D. (2013). *État des populations de sauvagine du Québec, 2009*. Série de rapports techniques n° 525, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Québec, xiii + 250 p. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1182>
- Létourneau, G., & Jean, M. (1996). *Cartographie des marais, marécages et herbiers aquatiques le long du Saint-Laurent par télédétection aéroportée*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-61, 114 pages.
- Liu, S., Ma, Z., Zhang, Y., Chen, Z., Du, X., & Mu, Y. (2022). The Impact of Different Winter Cover Crops on Weed Suppression and Corn Yield under Different Tillage Systems. *Agronomy*, 12(5), 999. <https://www.mdpi.com/2073-4395/12/5/999>
- Löf, M., Dey, D. C., Navarro, R. M., & Jacobs, D. F. (2012). Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests*, 43, 825-848.
- Long, J. W., Quinn-Davidson, L., & Skinner, C. N. (2014). *Science synthesis to support socioecological resilience in the Sierra Nevada and southern Cascade Range* (Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-247). USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 723 pages. Albany, CA.
- MacLaren, C., Waswa, W., Aliyu, K. T., Claessens, L., Mead, A., Schöb, C., ... & Storkey, J. (2023). Predicting intercrop competition, facilitation, and productivity from simple functional traits. *Field Crops Research*, 297, 108926. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108926>
- Magnan, P., Paquin, É., Brodeur, P., Paradis, Y., Vachon, N., Dumont, P., & Mailhot, Y. (2022). *État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette–Saint-Pierre-les-Becquets en 2021*. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1525>
- Marten, G. C. (1973). Alkaloids in reed canarygrass. *Anti-quality components of forages*, 4, 15-31. <https://doi.org/10.2135/cssaspepub4.c2>
- Matteau, C., Seguin, P. & Baurhoo, S. B. (2015). Évaluation de l'herbe de Soudan (hybride Canadien) comme plante de compagnonnage pour l'établissement de la luzerne. Agriréseau. Journée d'information scientifique.
- Maurer, D. A., & Zedler, J. B. (2002). Differential invasion of a wetland grass explained by tests of nutrients and light availability on establishment and clonal growth. *Oecologia*, 131(2), 279–288. doi:10.1007/s00442-002-0886-8
- MDDEFP, (2013). Le lac Saint-Pierre un joyau à restaurer. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Québec. 28 p. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/421>
- MELCC. (2023). Base de données des zones à risque d'inondation (BDZI). MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, FAUNE ET PARCS. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, FAUNE ET PARCS. Base de données des zones à risque d'inondation (BDZI), [Jeu de données], dans Données Québec, 2018, <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/base-de-donnees-des-zones-inondables>
- Mendiburu, F. (2023). *agricolae: Statistical procedures for agricultural research*. [<https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/index.html>]
- Merigliano, M. F., & Lesica, P. (1998). The native status of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) in the inland northwest, USA. *Natural Areas Journal*, 18(3), 223-230.
- Meyer, D., Dimitriadou, E., Hornik, K., Weingessel, A., Leisch, F., & Chang, C.-C. (2023). *e1071: Misc functions of the department of statistics, probability theory group (formerly: E1071), TU Wien*. Retrieved from [<https://cran.r-project.org/web/packages/e1071/index.html>]

- Mollard, F. P., Naeth, M. A. et Cohen-Fernandez, A. (2014). Impacts du paillis sur l'établissement des semis des prairies : effets facilitateurs aux effets inhibiteurs. *Génie écologique*, 64(1), 377-384.
- Morin, J., & Côté, J. P. (2003). Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent. *Vertigo* 4(3). <http://journals.openedition.org/vertigo/3867> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.3867> (Consulté le 03 octobre 2022).
- Nicole, A., & Dauphin, D. (2018). *Inventaires d'oiseaux (été 2017) après restauration de trois cours d'eau et d'une parcelle agricole de la région du lac Saint-Pierre–Secteur de Baie-du-Febvre*. Ministère de l'Environnement et du Changement climatique du Canada; Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1418>
- OMAFRA, (2023). Cultures couvre-sol : [En ligne]. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des affaires rurales. URL http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/facts/cover_crops01/oats.htm (consulté le 20 juillet 2023)
- Otis, J. (2009). *L'engagement envers le développement durable des producteurs de tourisme de nature dans le contexte du programme de labellisation de la réserve de la biosphère du lac-Saint-Pierre* (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Trois-Rivières, 203 p. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/450>
- Patton, D. R., & Judd, B. A. (1970). The role of wet meadows as wildlife habitat in the Southwest. *Journal of Range Management*, 23(4), 272-275.
- Peeters, A., Beaufoy, G., Canals, R. M., De Vlieghe, A., Huyghe, C., Isselstein, J., ... & Van Den Pol-Van Dassel, A. (2014). Grassland term definitions and classifications adapted to the diversity of European grassland-based systems. In *25th EGF General Meeting on "EGF at 50: The Future of European Grasslands* (pp. 743-750).
- Pellerin, S., & Poulin, M. (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport pour le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 78 p.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & R Core Team. (2021). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models* (Version 3.1-153) [Computer software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>
- Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å., & Kätterer, T. (2015). Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional*, 4, 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.004>
- Putnam, A. R., & DeFrank, J. (1983). Use of phytotoxic plant residues for selective weed control. *Crop protection*, 2(2), 173-181. [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(83\)90042-X](https://doi.org/10.1016/0261-2194(83)90042-X)
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- Ramsar, (2001). Service d'information sur les Sites Ramsar. Le lac Saint-Pierre. [En ligne]. Convention de Ramsar sur les zones humides. URL <https://rsis.ramsar.org/fr/ris/949> (Consulté le 02 octobre 2022)
- Rice, J. S., & Pinkerton, B. W. (1993). Reed canarygrass survival under cyclic inundation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48(2), 132-135.
- Ripley, B. (2023). *MASS: Support functions and datasets for Venables and Ripley's MASS* (Version 7.3-58) [Computer software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>
- Rosenthal, G. (2003). Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agriculture, ecosystems & environment*, 98(1-3), 227-246. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00083-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00083-5)
- Rothero, E., Tatarenko, I., & Gowing, D. (2020). Recovering lost hay meadows: An overview of floodplain-meadow restoration projects in England and Wales. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125925. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125925>
- Rousson, A., Salgado, P. (Supervisor), & Grongnet, J. F. (Tutor). (2005). *Bilan des expérimentations fourragères avec des espèces tempérées au Nord du Vietnam* (Mémoire de 2e année, École Nationale

- Supérieure Agronomique de Rennes, année universitaire 2005-2006). Rennes, France. 30 pages + annexes (33 pages).
- Royer, F., & Dickinson, R. (1999). *Weeds of Canada and the Northern United States: A Guide for Identification*. University of Alberta Press
- Sacco, M. (2012). *L'archipel du lac Saint-Pierre et les îles de Verchères - Incursion dans les secrets du Saint-Laurent fluvial*. L'Escale Nautique. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/932>
- Salgado, P., Le Hoa Binh, Desquesnes, A., Tran Van Thu, Tran Thi Tra, Doan Thi Khang, & Vu Chi Cuong. (2005). *Essais sur la production de fourrages dans le village de Dong Cao (Vietnam) pendant la période hivernale (2004 – 2005)*. Rapport technique final de la convention MSEC, IRD. 30 pages.
- Sanderson, M. A., Wedin, D., & Tracy, B. (2009). Grassland: Definition, origins, extent, and future. In: W.F. Wedin and S.L. Fales, editors, *Grassland: Quietness and strength for a new American agriculture*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. p. 57–74. <https://doi.org/10.2134/2009.grassland.c4>
- Schauberger, P., et al. (2023). *openxls: A package for manipulating Excel files*. <https://cran.r-project.org/web/packages/openxls/index.html>
- Seguin, P. (2015). *Fourrages d'urgence: Quand en a-t-on besoin?* Université McGill. https://www.craag.qc.ca/documents/files/EPLF1501/seguin_ppt.pdf
- Seguin, P., Smedbol, É., & Gravel, V. (2022). Impact de la régie sur la productivité et la valeur nutritive de prairies d'alpiste roseau dans le littoral du lac Saint-Pierre. *Canadian Journal of Plant Science*, 102(6), 1196-1200. <https://doi.org/10.1139/cjps-2022-0113>
- Sheaffer, C. C., Peterson, P. R., Hall, M. H., & Stordahl, J. B. (1992). Drought effects on yield and quality of perennial grasses in the North Central United States. *Journal of production agriculture*, 5(4), 556-561. <https://doi.org/10.2134/jpa1996.0556>
- SIMONEAU, M., (2017). *Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76229-4 (PDF), 54 p. [En ligne]. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf> (consulté le 01 octobre 2022)
- Spangler, J. T. (2017). *An assessment of floating treatment wetlands for reducing nutrient loads from agricultural runoff in coastal Virginia* (Doctoral dissertation). Virginia Polytechnic Institute and State University.
- St-Pierre-Lepage, S., Seguin, P., Georlette, C., Halde, C., Tremblay, G. F., Martel, H., & Akpakouma, A. (2023). Use of six annual companion crops to establish alfalfa–timothy mixtures at different seeding dates. *Agronomy Journal*, 115(4), 1892–1910. <https://doi.org/10.1002/agj2.21348>
- Suter, D., Hirschi, H., Frick, R., & Aebi, P. (2012). Ray-grass anglais: 62 variétés ont dû faire leurs preuves. *Recherche Agronomique Suisse*, 3(9), 414-421.
- TCRLSP, (2017). *Fiche synthèse sur la cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre*. Table de Concertation Régionale du Lac Saint-Pierre, Comité ZIP du lac Saint-Pierre. 38 p.
- Temmink, R. J. M., Lamers, L. P. M., Angelini, C., Bouma, T. J., Fritz, C., van de Koppel, J., Lexmond, R., Rietkerk, M., Silliman, B. R., Joosten, H., & van der Heide, T. (2022). Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. *Science*, 376, Issue 6593. <https://doi.org/10.1126/science.abn1479>
- Thivierge, M. N., Angers, D. A., Chantigny, M. H., Seguin, P., & Vanasse, A. (2016). Root traits and carbon input in field-grown sweet pearl millet, sweet sorghum, and grain corn. *Agronomy Journal*, 108(1), 459-471. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0291>
- Travlos, I., Gazoulis, I., Kanatas, P., Tsekoura, A., Zannopoulos, S., & Papastylianou, P. (2020). Key factors affecting weed seeds' germination, weed emergence, and their possible role for the efficacy of false seedbed technique as weed management practice. *Frontiers in Agronomy*, 2, 1. <https://doi.org/10.3389/fagro.2020.00001>
- Tremblay, M., Proulx, R., Ruiz, J., Séguin, P., & Vanasse, A. (2019). *Programmation de recherche. Édition 2019*. Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université McGill, Trois-Rivières.

- Uellendahl, H., Wang, G., Møller, H. B., Jørgensen, U., Skiadas, I. V., Gavala, H. N., & Ahring, B. K. (2008). Bilan énergétique et analyse coûts-avantages de la production de biogaz à partir de cultures énergétiques pérennes prétraitées par oxydation humide. *Science et technologie de l'eau*, 58(9), 1841-1847.
- UNESCO (2000). *Lake Saint-Pierre, World Biosphere Reserve*. Man and the Biosphere Programme (MAB). <https://www.unesco.org/en/mab/lac-saint-pierre> (Consulté le 09 juillet 2024)
- Valipour, M., Krasilnikof, J., Yannopoulos, S., Kumar, R., Deng, J., Roccaro, P., Mays, L., Grismer, M. E., & Angelakis, A. N. (2020). The evolution of agricultural drainage from the earliest times to the present. In *Sustainability*, 12. MDPI. <https://doi.org/10.3390/SU12010416>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., & Tóthmérész, B. (2012). Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows?. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207(4), 303-309. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Vanasse, A., Thibaudeau, S., & Weill, A. (2022). *Guide des cultures de couverture en grandes cultures*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec. 204 p.
- VASCAN (2024). *Ray-grass italien*. <https://data.canadensys.net/vascan/name/ray-grass%20italien> (Consulté le 06 juillet 2024)
- Verret, V., Gardarin, A., Pelzer, E., Médiène, S., Makowski, D., & Valantin-Morison, M. (2017). Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. *Field Crops Research*, 204, 158–168. doi:10.1016/j.fcr.2017.01.010
- Wang, X., He, Y., Zhang, C., Tian, Y., ang, Lei, X., Li, D., Bai, S., Deng, X., & Lin, H. (2021). Physiological and transcriptional responses of *Phalaris arundinacea* under waterlogging conditions. *Journal of Plant Physiology*, 261. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2021.153428>
- Weilhoefer, C. L., Williams, D., Nguyen, I., Jakstis, K., & Fischer, C. (2017). The effects of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) on wetland habitat and arthropod community composition in an urban freshwater wetland. *Wetlands Ecology and Management*, 25(2), 159–175. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9507-x>
- Weill, A. et V. Roy-Fortin. (2014). Évaluation du système racinaire de quatre mélanges d'engrais verts pour réduire la compaction. CÉTAB, Victoriaville, Qc. <https://www.agrireseau.net/documents/90891/rapport-final-evaluation-du-systeme-racinairede-quatre-melanges-d-engrais-verts-pour-reduire-la-compaction>
- Wortman, S. E., Davis, A. S., & Lindquist, J. L. (2015). Cover Crop Mixtures: Effects on Weed Suppression, Yield, and Soil Moisture. *Agronomy Journal*, 107(6), 2513-2520. doi: 10.2134/agronj15.0135.
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2004). Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(5), 431–452. <https://doi.org/10.1080/07352680490514673>
- Zhou, Z. C., & Shanguan, Z. P. (2007). The effects of ryegrass roots and shoots on loess erosion under simulated rainfall. *Catena*, 70(3), 350-355.

Annexe : Analyses de variance des variables de l'essai habitat à chaque site de l'étude : Baie-du-Febvre (BF) et Saint-Barthélemy (SB)

| Site | Variable | Modèle | df1 | df2 | F-ratio | P-Value |
|-----------------------------|--|---|----------|-----------|---------------|-------------------|
| BF | Recouvrement de l'alpiste roseau | Travail du sol | 1 | 2 | 1,064 | 0.4107 |
| | | Plante-abri | 2 | 32 | 92,510 | < .0001 |
| | | Taux de semis | 2 | 32 | 0,598 | 0.5561 |
| | | Travail sol : plante-abri | 2 | 32 | 0,066 | 0.9366 |
| | | Travail sol : taux de semis | 2 | 32 | 0,104 | 0.9019 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 1,225 | 0.3199 |
| | | Travail sol : plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 0,180 | 0.9473 |
| | Hauteur maximale moyenne de l'alpiste roseau | Travail du sol | 1 | 2 | 0,198 | 0.6996 |
| | | Plante-abri | 2 | 32 | 40,683 | < .0001 |
| | | Taux de semis | 2 | 32 | 3,616 | 0.0384 |
| | | Travail sol: plante-abri | 2 | 32 | 0,982 | 0.3857 |
| | | Travail sol : taux de semis | 2 | 32 | 0,843 | 0.4396 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 1,904 | 0.1339 |
| | | Travail sol : plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 0,831 | 0.5153 |
| | Biomasse en poids sec de l'alpiste roseau | Travail du sol | 1 | 32 | 0,011 | 0.9245 |
| | | Plante-abri | 2 | 32 | 79,462 | <.0001 |
| | | Taux de semis | 2 | 32 | 2,484 | 0.0993 |
| | | Travail sol: plante-abri | 2 | 32 | 0,880 | 0.4246 |
| | | Travail sol : taux de semis | 2 | 32 | 0,039 | 0.9622 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 2 | 32 | 1,867 | 0.1404 |
| | | Travail sol : plante-abri : taux de semis | 2 | 32 | 0,350 | 0.8423 |
| | Recouvrement total des adventices | Travail du sol | 1 | 2 | 0,197 | 0.7006 |
| | | Plante-abri | 2 | 32 | 21,107 | < .0001 |
| | | Taux de semis | 2 | 32 | 4,370 | 0.0210 |
| Travail sol: plante-abri | | 2 | 32 | 0,146 | 0.8647 | |
| Travail sol : taux de semis | | 2 | 32 | 0,472 | 0.6277 | |
| Plante-abri : taux de semis | | 4 | 32 | 0,541 | 0.7070 | |

| Site | Variable | Modèle | df1 | df2 | F-ratio | P-Value |
|-----------|--|---|----------|-----------|---------------|-------------------|
| | | Travail sol : plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 0,065 | 0,9918 |
| | Biomasse en poids sec des adventices | Travail du sol | 1 | 2 | 0,072 | 0,8139 |
| | | Plante-abri | 2 | 32 | 25,626 | <0,0001 |
| | | Taux de semis | 2 | 32 | 2,079 | 0,1416 |
| | | Travail sol: plante-abri | 2 | 32 | 0,436 | 0,6503 |
| | | Travail sol : taux de semis | 2 | 32 | 3,758 | 0,0342 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 0,534 | 0,7116 |
| | | Travail sol : plante-abri : taux de semis | 4 | 32 | 0,312 | 0,8681 |
| SB | Recouvrement de l'alpiste roseau | Plante-abri | 2 | 16 | 7,161 | 0,005 |
| | | Taux de semis | 2 | 16 | 3,067 | 0,0745 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 16 | 1,609 | 0,2203 |
| | Hauteur maximale moyenne de l'alpiste roseau | Plante-abri | 2 | 16 | 2,386 | 0,1239 |
| | | Taux de semis | 2 | 16 | 0,561 | 0,5812 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 16 | 0,865 | 0,5059 |
| | Biomasse en poids sec de l'alpiste roseau | Plante-abri | 2 | 16 | 3,967 | 0,0399 |
| | | Taux de semis | 2 | 16 | 0,010 | 0,9903 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 16 | 1,664 | 0,2074 |
| | Recouvrement total des adventices | Plante-abri | 2 | 16 | 7,438 | 0,0052 |
| | | Taux de semis | 2 | 16 | 2,438 | 0,1190 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 16 | 0,187 | 0,9418 |
| | Biomasse en poids sec des adventices | Plante-abri | 2 | 16 | 3,576 | 0,0520 |
| | | Taux de semis | 2 | 16 | 1,019 | 0,3831 |
| | | Plante-abri : taux de semis | 4 | 16 | 0,925 | 0,4740 |

***Note** : Les analyses ont été effectuées séparément pour chaque site (Baie-du-Febvre [BF] et Saint-Barthélemy [SB]). L'expérimentation sur le travail du sol a été réalisée uniquement à BF. Une transformation de Box-Cox a été appliquée sur le recouvrement des adventices à BF ($\lambda = 0,5$), la biomasse des adventices à SB ($\lambda = 0,5$), et la biomasse des adventices à BF ($\lambda = 0,5$) pour assurer la normalité. Les résultats significatifs ($p \leq 0,05$) sont en gras.