Évaluation de cultures de couverture de pleine saison dans les champs agricoles inondés au lac Saint-Pierre

Mémoire

Colline Chih

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

Québec, Canada

© Colline Chih, 2021

Évaluation de cultures de couverture de pleine saison dans les champs agricoles inondés au lac Saint-Pierre

Mémoire

Colline Chih

Sous la direction de :

Caroline Halde, directrice de recherche
Anne Vanasse, codirectrice de recherche

Résumé

La perchaude est un poisson qui pond ses œufs sur les végétaux submergés dans le littoral du lac Saint-Pierre lors de la crue printanière. Cependant, les pratiques agricoles actuelles sur le littoral laissent souvent un sol nu à l'automne, ce qui cause la diminution des habitats de ponte des poissons. Ainsi, l'objectif de cette étude est d'évaluer des cultures de couverture (CC) de pleine saison qui pourraient servir de substrats potentiels pour la ponte des poissons au printemps et qui seraient compétitives envers les adventices. Un dispositif en tiroir systématique avec quatre blocs a été implanté à quatre années-sites. En parcelles principales, six traitements de CC ont été étudiés : le ray-grass vivace (*Lolium perenne* L.), le seigle d'automne (*Secale cereale* L.), un mélange de seigle d'automne et de trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.), un mélange de seigle d'automne et de vesce velue (*Vicia villosa* Roth), un mélange d'avoine (*Avena sativa* L.), vesce velue et lin (*Linum usitatissimum* L.), et le témoin sans CC. Le facteur testé en sous-parcelle était le désherbage ou non des parcelles. Le mélange d'avoine, vesce velue et lin a produit le plus de biomasse aérienne (2,5 à 4,9 Mg ha^{-1}) tout en réduisant l'incidence des adventices de 33 à 82 % en comparaison avec le témoin non désherbé. Il est également le seul traitement pour lequel une partie de la biomasse aérienne est restée érigée après la crue à chaque année-site. Ainsi, ce type de CC pourrait constituer un substrat potentiel pour la ponte des perchaudes au printemps mais ce serait à confirmer par des mesures fauniques faites au printemps durant l'inondation. Avec un coût d'implantation peu élevé, le mélange avoine, vesce velue et lin est avantageux à la fois pour les agriculteurs et pour l'environnement.

Abstract

The yellow perch is a fish that lays its eggs on submerged vegetation along the shoreline of Lake Saint Pierre during the spring flooding. However, current agricultural practices on the floodplain are often leaving bare soil in the fall, which causes a decrease in spawning habitats. Thus, the objective of this study was to identify summer cover crops adapted to the Lake Saint Pierre floodplains that suppress weeds, while having selected desirable characteristics (plant biomass, height, soil cover) to potentially be a habitat for fish spawning during a flood event. A split-block design with four blocks was set at four site-years. In main plots, six cover crop (CC) treatments were studied: perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.), fall rye (*Secale cereale* L.), a mixture of fall rye and red clover (*Trifolium pratense* L.), a mixture of fall rye and hairy vetch (*Vicia villosa* Roth), oat (*Avena sativa* L.), a mixture of hairy vetch, and flax (*Linum usitatissimum* L.), and a control without a CC. Each main plot was divided into two subplots: hand-weeded and non-weeded. The mixture of oat, hairy vetch, and flax produced the greatest aboveground biomass (2.5 to 4.9 Mg ha^{-1}) and reduced the weed incidence by 33 to 82% compared to the non-weeded control (depending on the sites). It is also the only treatment for which some aboveground biomass remained erect after flooding in each site year. Therefore, this mixture of CC could constitute a potential substrate for yellow perch spawning in the spring although wildlife measurements should be made in this same season during a flood event to confirm this hypothesis. With a low establishment cost, the mixture of oat, hairy vetch, and flax mixture was favorable for both farmers and environment.

Table des matières

Résumé ii
Abstract iii
Table des matières iv
Liste des figures vii
Liste des tableaux viii
Listes des abréviations ix
Remerciements x
Avant-propos xi
Introduction 1
Chapitre 1 : Revue de littérature 2
1.1. Le lac Saint-Pierre 2
1.1.1. Contexte géographique, historique et socio-économique 2
1.1.2. Hydrologie 3
1.1.3. Importance du littoral pour les poissons 4
1.2. Impacts de l'agriculture sur le lac Saint-Pierre 6
1.2.1. Impacts sur la qualité de l'eau 6
1.2.1.1. Nutriments et matières en suspension 6
1.2.1.2. Pesticides 8
1.2.2. Impacts sur la biodiversité 9
1.2.2.1. Perte des habitats de ponte des poissons 9
1.2.2.1. Impacts du changement de la qualité de l'eau sur la végétation aquatique 9
1.2.3. Impacts économiques 10
1.3. Les cultures de couverture de pleine saison 11
1.3.1. Définitions 11
1.3.2. Services écosystémiques des cultures de couverture de pleine saison 12
1.3.2.1. Répression des adventices 12
1.3.2.2. Santé des sols et amélioration de la qualité de l'eau 13
1.3.2.3. Biodiversité 15
1.3.2.4. Effets sur le rendement des cultures subséquentes 16
1.3.3. Particularités de différentes espèces de cultures de couverture 19
1.3.3.1. Seigle d'automne 19
1.3.3.2. Ray-grass vivace 20
1.3.3.3. Avoine 20
1.3.3.4. Trèfle rouge 21
1.3.3.5. Vesce velue 22

1.3.3.6. Lin commun 23
Chapitre 2 : Hypothèses et objectifs de recherche 25
Chapitre 3 : Cultures de couverture de pleine saison sur les plaines agricoles inondables du lac Saint-Pierre, Québec, Canada 26
Résumé 26
Highlights 27
Abstract 27
Keywords 28
3.1. Introduction 28
3.2. Materials and Methods 30
3.2.1. Study sites 30
3.2.2. Experimental design 30
3.2.3. Soil sampling and analysis 31
3.2.4. Plant sampling and analysis 31
3.2.5. Economic analysis 32
3.2.6. Statistical analyses 32
3.3. Results and Discussion 33
3.3.1. Cover crop performance 33
3.3.1.1. Aboveground biomass and soil cover 34
3.3.1.2. Competition with weeds 36
3.3.1.3. Resistance to flooding and substrate for fish 36
3.3.2. Nitrogen dynamics into the soil-plant continuum 38
3.3.2.1. Nitrogen and carbon in the biomass 38
3.3.2.2. Effects of flooding on soil nitrogen 39
3.3.3. Cover crop benefits and economics 41
3.4. Conclusions 41
Acknowledgements 42
References 43
Tables 47
Figures 52
Supplemental Tables 55
Supplemental Figures 58
Conclusion 61
Bibliographie 64

Annexe A : Plan du champ à Saint-Barthélemy en 2019. 74
Annexe B : Plan du champ à Baie-du-Febvre en 2019..... 75
Annexe C : Plan du champ à Saint-Barthélemy en 2020. 76
Annexe D : Plan du champ à Baie-du-Febvre en 2020. 77

Liste des figures

Fig. 3.1 Total aboveground biomass detailed by cover crop species and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Within each site, different capital letters indicate significant difference between total biomasses, while different lower-case letters in the green portion indicate significant difference between weeds and different lower-case letters in bold, next to vertical lines, indicate significant difference between the total amount of cover crops, at $P \leq 0.05$.52

Fig. 3.2 Total aboveground biomass in non-weeded plots detailed by cover crop biomass and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore). Values are averaged for the two years (2019 and 2020). Different capital letters indicate significant difference between total biomass, while different lower-case letters indicate significant difference between weeds at $P \leq 0.05$.....53

Fig. 3.3 Soil total mineral nitrogen content (ammonium content in yellow and nitrate content in orange) for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) with spring and fall sampling. Values are averaged for weeded and non-weeded plots and for the two years (2019 and 2020). Different letters indicate significant difference within each seasonal sampling, at $P \leq 0.05$. 54

Fig. S3.1 Robel pole height for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplain (its north shore and south shore), over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different letters indicate significant difference between means, within each site, at $P \leq 0.05$. 59

Fig. S3.2 Ground cover detailed by cover crops and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different capital letters indicate significant difference between percentages of bare ground, while different lower-case letters in the green portion indicate significant difference between weeds and different lower-case letters in bold, next to vertical lines, indicate significant difference between the total biomass of cover crops, within each site, at $P \leq 0.05$..... **Error! Bookmark not defined.**

Liste des tableaux

Table 3.1 Soil properties, dates of sampling aboveground biomass, and flood characteristics at the two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (north shore and south shore), for two years (2019 and 2020). 47

Table 3.2 Cover crop species and cultivars, seed companies, thousand-kernel weights, seeding rates of pure cover crop species, and proportions of seeds in mixtures as used in 2019 and 2020 to seed cover crops on the Lake Saint Pierre floodplains. 48

Table 3.3 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two types of weeding (weeded and non-weeded), two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore), two years (2019 and 2020), and their interactions[2], on aboveground biomass and soil cover characteristics in the fall and in the following spring after flooding. 49

Table 3.4 Fall aboveground biomass and spring residue characteristics for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = fall mixture of rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplain (its north shore and south shore) for two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different letters indicate significant difference between means at $P \leq 0.05$ within a column for each site separately. 50

Table 3.5 Costs of tillage, in seeding operations and of seeds for the cover crop treatments on average at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore). 51

Table S3.1 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (north shore and south shore), two years (2019 and 2020), and their interactions, for all the non-weeded plots of aboveground biomass characteristics in the fall. ..... **Error! Bookmark not defined.**

Table S3.2 Aboveground biomass characteristics in the fall, in non-weeded plots for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) for two years (2019 and 2020). Within each column, different letters indicate significant difference between means, within each site, at $P \leq 0.05$. 55

Table S3.3 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two types of weeding (weeded and non-weeded), two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore), two years (2019 and 2020), two seasons (fall and spring [after water receded]), and their interactions[2], on soil mineral nitrogen content. 56

Listes des abréviations

CC	Cultures de couverture/Cover crops
PR	Perennial ryegrass
FR	Fall rye
FR+RC	Fall rye and red clover mixture
FR+HV	Fall rye and hairy vetch mixture
O+HV+F	Oat, hairy vetch, and flax mixture
N	Nitrogen
C	Carbon

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier ma directrice, Dre Caroline Halde, pour m'avoir permis de réaliser ce projet de recherche passionnant. Merci pour m'avoir guidée tout au long de ma maîtrise avec beaucoup de bienveillance, d'écoute et de confiance. J'espère être capable dans ma future carrière de gérer avec autant de sérénité et d'efficacité les imprévus comme tu l'as fait pour ce projet de recherche (changements de protocole au cours de la saison, restrictions sanitaires à cause de la COVID-19, etc.). Je suis heureuse de t'avoir eu comme directrice. Je voudrais également exprimer toute ma reconnaissance envers ma co-directrice, Dre Anne Vanasse. Merci pour ton aide et ta grande expérience. Je suis honorée d'être ta dernière étudiante graduée et je te souhaite une belle retraite. Grâce à vous deux et à vos nombreux conseils avisés, j'ai pu apprendre et développer de nouvelles compétences en recherche. Vous m'inspirez à devenir une agronome qui pourra mieux faire le lien entre la recherche et les champs agricoles.

J'aimerais ensuite remercier toute l'équipe du laboratoire d'agroécologie. Merci à Héloïse Henry, professionnelle de recherche, pour toute ton aide sur mes essais et leur planification. Merci aussi aux auxiliaires de recherche : Florence Vachon-Laberge, Aurélie Demers, Solèmne Skorupinski, Paul Mottier, Kassandra Pelletier, Michaël Brière, Gabrielle Crevier et toutes les autres personnes qui ont participé aux journées terrain. Je n'aurais pas pu imaginer une meilleure compagnie pendant les journées de désherbage et pendant les longues heures de route qui mènent à mes sites. Merci à vous toutes et tous ! Je souhaite également remercier Dre Annie Brégard, pour les nombreuses relectures et révisions de mon mémoire, avant le dépôt initial. Tes corrections et tes conseils m'ont permis d'améliorer mes compétences en rédaction scientifique. Je t'en suis très reconnaissante ! Merci aussi à Francis Gagnon, pour avoir semer mes essais dans la bonne humeur. J'aimerais également remercier Dr. Gilbert Cabana, professeur à l'Université du Québec de Trois-Rivières, et son équipe qui m'ont permis d'avoir des données après la crue, au printemps 2020.

Je suis très reconnaissante aussi envers toute ma famille, qui a toujours cru en moi et qui m'a toujours encouragé à repousser mes limites. Je ne serai pas ici sans vous. Merci de tout cœur.

Avant-propos

Le projet de recherche de ce mémoire a été réalisé dans le cadre du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. Ce pôle a été 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) avec la collaboration du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Il a pour objectif de proposer une stratégie d'intervention dans la zone littorale qui favorise la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration des milieux prioritaires. Pour répondre à cet objectif, de nombreux projets de recherche ont été réalisés par l'Université Laval, l'Université du Québec de Trois-Rivières et par l'Université McGill. Le projet de recherche présenté dans ce mémoire est l'un des projets de recherche mené par l'Université Laval.

Ce mémoire comporte trois chapitres. Le premier chapitre correspond à la revue de littérature qui présente le lac Saint-Pierre et les impacts de l'agriculture sur l'écosystème du lac. Les bénéfices des cultures de couverture et les caractéristiques des espèces utilisées dans le chapitre trois y sont également présentés. À la suite de la revue de littérature, le deuxième chapitre formule les objectifs et les hypothèses du projet de recherche. Le dernier chapitre est un article scientifique rédigé en anglais avec pour titre : « *Summer cover crops in flooded agricultural lands of Lake Saint Pierre, Quebec, Canada* ». Il sera soumis à la revue *Agriculture, Ecosystems & Environment* après le dépôt final de ce mémoire. L'auteure principale de cet article est Colline Chih. Elle a participé aux semis des essais, aux échantillonnages au champ et à la préparation des échantillons pour analyse en laboratoire. Elle a également réalisé l'analyse statistique des données et l'interprétation des résultats avec l'aide des coauteures de cet article qui sont les Dres Caroline Halde et Anne Vanasse.

Introduction

Situé entre Québec et Montréal, le lac Saint-Pierre est un élargissement du fleuve Saint-Laurent. À la fonte des neiges, ses rives sont inondées. Ainsi, il possède la plus grande plaine inondable du Québec. Cette plaine délimite la frontière entre les écosystèmes aquatiques et terrestres et elle est caractérisée par une grande diversité de milieux humides. Ces différents écosystèmes favorisent l'établissement de nombreuses espèces. En effet, le lac Saint-Pierre abrite 70 % des espèces de poissons d'eau douce et 72 % des espèces d'oiseaux du Québec (Langlois et al., 1992). Toutefois, cette biodiversité est menacée (MDDEFP, 2013). La situation est précaire pour les perchaudes dont la population est vieillissante et a du mal à se renouveler malgré l'instauration d'un moratoire sur la pêche commerciale et sportive depuis 2012 (Magnan et al., 2017; MFFP, 2021). La principale cause de cette diminution de la population correspond à la détérioration des habitats de ponte (de la Chenelière et al., 2014). En effet, les perchaudes pondent leurs œufs sur les résidus des végétaux présents dans les plaines inondées lors de la crue printanière (Mingelbier et al., 2005). Or, la pratique agricole actuelle dans le littoral laisse le sol à nu de l'automne jusqu'au printemps. Cette conséquence de l'agriculture nuit au développement des poissons qui ont besoin de la plaine pour se reproduire et se nourrir au printemps (Foubert et al., 2020).

Pour pouvoir restaurer des habitats de ponte tout en préservant l'agriculture sur le littoral, l'implantation de cultures de couverture de pleine saison dans les champs agricoles pourrait être l'une des solutions. Ces cultures permettent de protéger les sols hors saison puisque leurs résidus restent au sol et ne sont pas récoltés, de contrôler la présence d'adventices pendant la saison de croissance, mais également d'apporter des éléments nutritifs aux sols (Blanco-Canqui et al., 2015). Dans la zone littorale du lac Saint-Pierre, lorsque les champs restent inondés tout le printemps et qu'il n'est pas possible d'y semer une culture commerciale comme le maïs-grain (*Zea mays* L.) ou le soya (*Glycine max* [L.] Merr.), des cultures de couverture (CC) de pleine saison peuvent être semées en été. Par conséquent, l'objectif de ce projet est d'évaluer des CC de pleine saison adaptées aux plaines inondables du lac Saint-Pierre, qui suppriment les adventices, tout en ayant des caractéristiques favorables pour potentiellement être un habitat de fraie des poissons lors de la crue.

Chapitre 1 : Revue de littérature

1.1. Le lac Saint-Pierre

1.1.1. Contexte géographique, historique et socio-économique

Le lac Saint-Pierre est situé entre Québec et Montréal, dans la province de Québec, au Canada. Il s'agit d'un élargissement du fleuve Saint-Laurent qui s'étend sur environ 500 km^2. En amont, il est constitué d'un grand réseau d'îles appelé l'archipel de Sorel. C'est un lac peu profond, avec en moyenne 2,7 m de profondeur, à l'exception du chenal de navigation creusé en son centre qui atteint 11,3 m de profondeur (Mailhot et al., 2015; MDDEFP, 2013).

Ce lac est d'une importance capitale pour la protection de l'environnement et de la faune au Québec puisqu'il abrite 70 % des espèces de poissons d'eau douce et 72 % des espèces d'oiseaux de la province (Langlois et al., 1992). Il a été nommé Réserve nationale de la biosphère par l'UNESCO en 2000 et Zone humide d'importance internationale par la Convention de Ramsar en 1998 (Ramsar, 2001; UNESCO, 2000).

Parmi les nombreuses espèces animales aquatiques au lac Saint-Pierre, il y en a eu une qui a su se démarquer des autres : la perchaude (*Perca flavescens*). En effet, ce poisson est d'une grande importance socio-économique pour la région. Son exploitation intensive a débuté dans les années 1970, par la pêche sportive et commerciale. Elle devient l'espèce préférée et la plus récoltée des pêcheurs sportifs en 1985 et en 1986. Ainsi, en 1987, les débarquements de la perchaude ont atteint les 280 Mg en une année, avec 210 Mg pour la pêche commerciale et 70 Mg pour la pêche sportive (Mailhot et al., 1987). En conséquence d'une demande de plus en plus forte, la population de perchaude entame un long déclin. Ainsi, aux alentours des années 2000, de nombreuses mesures de gestion ont été instaurées pour une pêche plus durable, telles que la réduction de la saison de pêche et de la limite de prises (Magnan et al., 2017). Cela n'a néanmoins pas été suffisant pour rétablir les stocks de perchaude. Par conséquent, un moratoire sur la pêche commerciale et sportive a été instauré en 2012 (MFFP, 2021). En 2016, le taux de mortalité annuel de la perchaude était similaire à ceux mesurés dans les autres lacs du fleuve Saint-Laurent, où la pêche est pratiquée (Magnan et al., 2017). Le moratoire a été prolongé jusqu'en 2022 (MFFP, 2021). Les chercheurs ont observé que la population de perchaude est vieillissante et a du mal à se

renouveler, malgré l'absence de la pêche. En effet, la croissance des jeunes perchaudes lors de leur première année de vie demeure faible depuis 15 ans. Ce retard de croissance compromet leur survie hivernale puisque leurs réserves énergétiques sont faibles. Ainsi, en 2016, la moitié de la population était composée de perchaudes avec un âge supérieur ou égal à quatre ans (Magnan et al., 2017).

En parallèle du déclin des perchaudes, un changement important de l'occupation des territoires agricoles et naturels a été observé. Sur le littoral du lac Saint-Pierre, la superficie cultivée a été réduite de 2 138 ha sur le littoral entre 1964 et 2014, soit une diminution de 29 %. En effet, en 1964, 7 402 ha étaient cultivés, alors qu'en 2014, la superficie cultivée était d'environ 5 264 ha. Malgré cette diminution, entre les années 1964 et 2014, on observe une importante conversion des cultures cultivées dans les champs agricoles. En effet, en 1964, les cultures pérennes dominaient le paysage (27,7 % du littoral) alors que les cultures annuelles étaient peu présentes (4,4 % du littoral). En 2014, il y avait quatre fois plus de cultures annuelles et 10 fois moins de cultures pérennes (Dauphin et Jobin, 2016; TCRLSP, 2017).

1.1.2. Hydrologie

La fonte des neiges est à l'origine de la crue printanière du lac Saint-Pierre. Le territoire inondé en moyenne une fois tous les deux ans correspond au littoral. Ce territoire est aussi appelé zone de récurrence 0-2 ans (MDDEFP, 2013). Lors de l'inondation au printemps, environ 28 061 ha sont inondés sur la zone de récurrence de 0-2 ans du lac Saint-Pierre (TCRLSP, 2017). Il s'agit de la plus grande plaine inondable du Québec. Le littoral du lac Saint-Pierre possède donc une grande diversité de milieux humides, bénéfiques pour la faune et la flore (MDDEFP, 2013).

Ces milieux humides jouent un rôle important lors de la crue. En effet, ils permettent de ralentir la vitesse de l'eau lors des crues et de la stocker. Ils agissent comme un milieu tampon qui permet de réduire l'intensité des crues (Bullock et Acreman, 2003). De plus, les milieux humides riverains agissent comme des pièges à nutriments. Ils permettent donc d'améliorer la qualité de l'eau des rivières et du lac. C'est pourquoi il est primordial de les conserver et de les restaurer au besoin. En effet, différentes mesures autour du monde ont

révélé qu'il était nécessaire qu'au moins 2 à 7 % des terres d'un bassin versant soit des milieux humides pour avoir une amélioration significative de la qualité de l'eau (Verhoeven et al., 2006). Toutefois, dans les zones très agricoles comme le littoral du lac Saint-Pierre, il faudra veiller à ce que les concentrations en nutriments ne dépassent pas les seuils critiques, au risque de voir l'effet inverse se produire tels que la libération de nutriments et l'émission de gaz à effet de serre (Verhoeven et al., 2006).

1.1.3. Importance du littoral pour les poissons

Au printemps, à la fonte des neiges, les rivières et le fleuve se gorgent d'eau et se déversent dans le lac. La vitesse du courant et la turbidité y sont élevées. Le niveau du lac monte et inonde ses rives. Dans les zones inondées, la profondeur de l'eau est plus faible que dans le lac. Par conséquent, l'eau s'y réchauffe plus rapidement. En s'éloignant des embouchures des rivières, l'eau de la plaine inondable est généralement caractérisée par une faible turbidité et peu de courant (Farly et al., 2019). Ces conditions sont idéales pour la ponte de plusieurs espèces de poissons, dont la perchaude, et pour le développement de nombreux invertébrés. Le lac Saint-Pierre abrite 79 espèces de poissons dont plus de la moitié profitent des nombreux milieux humides de la plaine inondable pour se nourrir et se reproduire au printemps (MDDEFP, 2013; Langlois et al., 1992). La perchaude est l'espèce de poissons la plus étudiée dans les zones littorales à cause de son intérêt commercial.

Les perchaudes pondent dans des endroits chauds, avec peu de courant et une faible profondeur (Brown et al., 2009). Selon la classification de Balon (1975), les perchaudes sont phytolithophiles. Elles déposent leurs œufs sur des végétaux submergés si disponibles, ou sur d'autres substrats submergés tels que du gravier, des roches, ou même des grosses branches. La plaine inondable est donc le lieu privilégié pour la ponte de la perchaude. Le rapport de Mingelbier et al. (2005) portant sur les habitats de reproduction de la perchaude au lac Saint-Pierre a démontré que les perchaudes pondaient uniquement sur des substrats végétatifs. Ainsi, cette étude indique que les perchaudes déposaient leurs œufs lorsque le sol est complètement recouvert de végétation avec une couverture par des tiges verticales de 0 à 80 %. En revanche, les perchaudes évitent de pondre dans les zones où la densité de la végétation est très élevée (i.e., le sol est complètement recouvert de végétation avec une couverture

supérieure à 80 % par des tiges verticales) ou très faible voire inexistante (i.e., absence de végétation ou présence de végétation mais le sol est à découvert).

Mingelbier et al. (2005) ont aussi mesuré l'architecture de la végétation. Ils ont classé la végétation selon quatre types d'architecture : 1) tapis végétal; 2) tapis dominant avec présence de tiges verticales submergées; 3) tiges verticales submergées dominantes avec présence d'un tapis; et 4) tiges verticales flottantes ou émergentes. Dans ce cas-ci, les perchaudes ont pondu dans toutes les zones de tous les types d'architecture, sauf dans celles qui présentaient des tiges verticales flottantes ou émergentes (Mingelbier et al., 2005). Une autre étude a révélé que les perchaudes pondaient principalement dans des couverts entre 20 et 50 % de végétation (Krieger et al., 1983). Par conséquent, les perchaudes semblent éviter de pondre dans les substrats ayant une végétation très dense. D'après Mingelbier et al. (2005), la forte densité de la végétation pourrait ralentir le réchauffement de l'eau au printemps. C'est pourquoi les perchaudes éviteraient de pondre dans les zones avec une végétation abondante.

Parmi les substrats sans végétation, une étude conduite au lac Michigan aux États-Unis a évalué que les perchaudes préféraient pondre dans les substrats composés de galets, plutôt que dans ceux composés de gravier, de sable, d'argile ou de limon (Robillard et Marsden, 2001). La perchaude produit une masse d'œufs gélatineuse spiralée semi-flottante dont une partie adhère au substrat (Brown et al., 2009). Il semblerait que ce soit la raison pour laquelle les perchaudes évitent systématiquement de pondre dans des substrats sans végétation, roches, branches d'arbres ou autres débris submergés puisque l'adhésion de la masse d'œufs y est difficile voire impossible.

La plaine inondable fournit aussi les conditions de vie idéales pour les invertébrés qui vont pouvoir pleinement s'y développer et constituer une source de nourriture pour les poissons. Par exemple, la densité du zooplancton est deux fois plus élevée dans la zone d'inondation de récurrence 0-2 ans que dans le lac. Ainsi, au printemps, la plaine inondable fournit plus de 50 % de l'alimentation de sept espèces de poisson. Pour la perchaude, les invertébrés de la plaine inondable contribue à plus de 70 % de son alimentation (Farly et al., 2019). La diète des larves et des jeunes perchaudes est principalement composée de zooplancton (Brown et al., 2009). Par conséquent, la plaine inondable est nécessaire pour la

survie de plusieurs espèces de poissons, dont la perchaude. Elle fournit un lieu de ponte et une source de nourriture importante au printemps.

1.2. Impacts de l'agriculture sur le lac Saint-Pierre

1.2.1. Impacts sur la qualité de l'eau

1.2.1.1. Nutriments et matières en suspension

Les concentrations en nutriments et en matières en suspension sont deux facteurs déterminants pour la qualité de l'eau. En effet, les nutriments en excès (azote et phosphore) causent l'eutrophisation des milieux aquatiques. Ce phénomène accélère le développement d'algues qui consomment l'oxygène du milieu en grande quantité. Ainsi, l'oxygène se raréfie et devient limitant pour les autres organismes aquatiques (Richardson et Jorgensen, 1996; Smith, 1998). Par ailleurs, les particules en suspension de matière organique ou inorganique causent la turbidité de l'eau. Quand la concentration en matières en suspension est élevée, cela peut réduire la pénétration de la lumière, modifier la température, relâcher des contaminants (pesticides, métaux lourds) et des nutriments dans l'eau, causer des lésions sur les organismes aquatiques (abrasions) et consommer l'oxygène lors de leur décomposition. Ainsi, les particules en suspension peuvent nuire au bon fonctionnement de l'écosystème aquatique (Bilotta et Brazier, 2008).

L'agriculture est une source de nutriments et de matières en suspension dans les cours d'eau. En effet, lorsque la fertilisation excède les besoins de la culture, une partie des nutriments vont être lessivés vers les cours d'eau (Carpenter et al., 1998). De plus, les sols agricoles sont plus sensibles à l'érosion hydrique. Dans un bassin versant agricole situé aux États-Unis, Lamba et al. (2015) a rapporté que la proportion de matières en suspension dans l'eau d'origine agricole variait entre 45 et 97 %. Les sols agricoles sont souvent travaillés au printemps : il n'y a donc aucune protection sur le sol à ce moment-là. Ainsi, la proportion de matières en suspension d'origine agricole est dominante lors de cette période. Puisque le sol n'est pas protégé par une culture, ses particules sont exposées à la pluie. Elles sont alors plus susceptibles d'être entraînées par le ruissellement et de se retrouver dans les cours d'eau. Au fur et à mesure que le recouvrement des cultures augmente, la proportion de matières en

suspension d'origine agricole diminue (Lamba et al., 2015).

La source principale du fleuve Saint-Laurent est le lac Ontario. Entre Montréal et le lac Saint-Pierre, cinq larges tributaires drainent environ 50 % des terres cultivées au Québec et se jettent dans le Saint-Laurent. Les eaux usées traitées de nombreuses municipalités sont aussi déversées dans le fleuve. Cette eau du fleuve Saint-Laurent provenant du lac Ontario constitue 73 % du débit du lac Saint-Pierre en moyenne. Elle représente donc la principale source de nutriments du lac Saint-Pierre. Cette masse d'eau se situe principalement au centre du lac, plus précisément dans son chenal de navigation. Il s'agit de la zone la plus profonde, avec le courant le plus élevé. Par conséquent, même si l'eau provenant du lac Ontario apporte une grande quantité de nutriments dans le lac, ses concentrations en nutriments et en matières en suspension restent faibles dans le chenal de navigation. Ainsi, le centre du lac est l'endroit où la qualité de l'eau du lac Saint-Pierre est la meilleure (Hudon et Carignan, 2008).

Les zones proches de la rive sud et de la rive nord du lac Saint-Pierre sont peu profondes, avec un faible courant. Dans ces zones, une eau de mauvaise qualité provient des tributaires de ces deux rives, principalement au printemps (avril-mai) et en septembre, quand le débit total des tributaires est élevé. La fonte des neiges et la crue se déroulent en avril et en mai, tandis que le mois de septembre est très pluvieux. Au cours de ces deux périodes, plus de la moitié de la superficie du lac dépasse le critère provincial de la qualité de l'eau ayant pour but de protéger la vie aquatique puisque la concentration en phosphore total est supérieure à 30 $\mu g\ L^{-1}$ (MELCC, 2021a). La zone de la rive nord possède la plus grande concentration en matières en suspension et en phosphore (Hudon et Carignan, 2008). Le lessivage des terres situées à proximité des rivières qui se déversent dans le lac et sur les rives semble donc contribuer à la pollution du lac Saint-Pierre.

L'intensification de l'agriculture sur le littoral et en amont du lac Saint-Pierre impacte la qualité de l'eau du lac. En effet, tel que mentionné précédemment, des cultures annuelles (principalement du maïs-grain et du soya) cultivées de façon conventionnelle ont graduellement remplacé les cultures pérennes (prairies) cultivées autrefois. Les cultures annuelles laissent le sol sans résidus ancrés dans le sol à l'automne (TCRLSP, 2017). Ainsi, lors de la crue au printemps, les particules et les nutriments du sol sont facilement transportés

par l'eau. Cela a pour conséquence l'augmentation de la concentration en matières en suspension et en nutriments dans le lac. De plus, au cours de la saison, le sol des cultures annuelles est plus sensible au lessivage et à l'érosion lors de fortes pluies que celui des prairies (Sood et Ritter, 2010). Les prairies assurent un couvert végétal dense durant toute l'année, à l'inverse des cultures annuelles. Ce couvert végétal permet de réduire l'impact des gouttes d'eau de pluie sur le sol. Par conséquent, il offre une protection contre le ruissellement et contre le lessivage (Zhao et al., 2014).

1.2.1.2. Pesticides

Une concentration élevée de certains pesticides dans les cours d'eau est nuisible pour les écosystèmes aquatiques (Giroux, 2018; Trudeau et al., 2011). Le critère de vie aquatique chronique de chacun des pesticides indique sa dangerosité dans les cours d'eau. Ce critère correspond à la concentration maximale d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie (MELCC, 2021b).

Au lac Saint-Pierre, une étude réalisée entre 2013 à 2016 a détecté plusieurs herbicides dans l'eau du lac Saint-Pierre : l'atrazine, le métolachlore et le glyphosate (Giroux, 2018). Pendant cette période, la concentration de l'atrazine dans l'eau a occasionnellement dépassé le critère de vie aquatique chronique. Au printemps, des résidus d'herbicides ont été détectés dans l'eau présente dans des sites de reproduction de la perchaude sur la plaine inondable. Durant la période de 2013 à 2016, des insecticides de la famille des néonicotinoïdes (la clothianidine et le thiaméthoxane) ont dépassé le critère de vie aquatique chronique dans 10 à 55 % des échantillons d'eau (Giroux, 2018). L'action combinée des ultraviolets et du thiaméthoxame augmentent la mortalité des larves des perchaudes d'au moins 400 % par rapport au témoin avec thiaméthoxame mais sans ultraviolets (Paquet-Walsh et al., 2019). La présence des insecticides de la famille des néonicotinoïdes au printemps n'avait pas été analysée, mais il est probable qu'ils jouent un rôle dans la mortalité des larves de perchaude (Giroux, 2018). Par conséquent, les pesticides, et particulièrement les néonicotinoïdes, peuvent être l'un des facteurs qui limite le renouvellement de la population de perchaudes.

1.2.2. Impacts sur la biodiversité

1.2.2.1. Perte des habitats de ponte des poissons

Entre 1964 et 2014, sur la zone de récurrence 0-2 ans du lac Saint-Pierre, 4 078 ha d'habitats fauniques (3 559 ha de cultures pérennes et 519 ha de milieux naturels) ont été convertis en milieux urbains (203 ha) et en cultures annuelles (3 875 ha). Les cultures annuelles ont un couvert végétal quasi inexistant lors de la crue printanière ce qui rend ces champs inutilisables pour répondre aux besoins de fraie de plusieurs espèces (TCRLSP, 2017) alors que ces champs devraient constituer une zone de fraie et de nourriture pour plusieurs espèces de poissons.

Une autre étude confirme que l'agriculture, telle qu'elle est pratiquée, réduit les habitats de ponte de la perchaude et leur connectivité (Foubert et al., 2020). Elle estime que 2 446 ha d'habitats potentiels pour la ponte et 1 188 ha d'habitats potentiels pour l'alevinage ont été perdus à cause de l'expansion des cultures annuelles entre 1965 et 2014 sur la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cette étude rapporte également que les activités anthropiques (agriculture, régulation du débit des crues par les barrages) favorisent la perte de la connectivité et l'assèchement plus rapide de ces zones. Ainsi, les aires de reproduction et d'alevinage disponibles sont diminuées. La durée de la crue et la surface inondée sont d'autres facteurs qui influencent de façon importante la disponibilité des habitats chaque année (Foubert et al., 2020).

1.2.2.1. Impacts du changement de la qualité de l'eau sur la végétation aquatique

Les macrophytes sont des végétaux aquatiques submergés, émergés ou flottants, visibles à l'œil nu (Srivastava et al., 2008). Ils constituent une source de nourriture pour les poissons, tout comme le zooplancton, et un abri contre les prédateurs. Ils sont présents dans les zones peu profondes du lac. Ainsi, ils jouent un rôle important dans la préservation des populations de poissons (Killgore et al., 1993).

Cependant, depuis 2002, on observe une diminution de la population des macrophytes dans le lac Saint-Pierre. Ils disparaissent au profit des cyanobactéries. Ce changement serait lié aux fortes charges en nutriments provenant des tributaires en zones agricoles. Les

macrophytes profitent de la haute teneur en azote dans les zones proches de ces tributaires pour pouvoir se développer et proliférer abondamment. En prélevant beaucoup d'azote, ils causent un déficit en nitrate dans les eaux qui s'écoulent en aval de ces zones. Ces eaux pauvres en nitrate sont propices au développement des cyanobactéries, des bactéries fixatrices d'azote (de la Chenelière et al., 2014; Vis et al., 2008). Certaines espèces de cyanobactéries produisent des toxines qui nuisent à la vie aquatique et qui peuvent porter atteinte à la santé de l'homme si elles sont ingérées dans l'eau potable (Quiblier et al., 2013). Ainsi, il faut porter attention à leur concentration et à leur évolution dans le lac Saint-Pierre.

1.2.3. Impacts économiques

Le moratoire sur la pêche à la perchaude a entraîné des conséquences financières pour la région. L'Association des Pêcheurs du lac Saint-Pierre évalue les pertes économiques et touristiques à près de 80 millions de dollars pour la région à cause du moratoire entre 2012 et 2020 (Gagnon, 2020).

Certaines crues peuvent aussi entraîner des pertes économiques importantes pour les producteurs agricoles. En effet, certaines années, la crue dure de nombreuses semaines au printemps et elle peut même dépasser les dates maximales de semis pour l'assurance-récolte de la Financière agricole pour les cultures du maïs-grain et du soya. Dans ces cas-ci, une majorité de producteurs décident de ne pas semer d'autres cultures de courte saison (ex. : céréales de printemps) et laissent plutôt leur champ en jachère enherbée. Ils peuvent aussi tenter de semer une variété hâtive de maïs-grain ou soya, mais le rendement peut être faible et ils ne seront pas assurés en cas de pertes. Lors de ces fortes crues, les cultures pérennes, comme les plantes fourragères, peuvent être aussi affectées. En effet, leurs racines peuvent être asphyxiées par l'eau ce qui cause la mortalité de la plante et une perte de rendement. En 2019, plus de 2 500 ha de terres ont subi des dommages liés aux inondations. La Financière agricole a versé aux producteurs agricoles des indemnités de près d'un million de dollars (Mercier, 2019).

1.3. Les cultures de couverture de pleine saison

1.3.1. Définitions

Les CC sont des cultures qui assurent la protection et l'amélioration du sol entre les périodes de production agricole normale (SSSA, 2008). Ce sont des cultures qui ne sont pas récoltées ou vendues et qui couvrent le sol.

Il existe trois types d'utilisation des CC (Jobin et Douville, 2000) :

- Les CC en dérobée : elles sont semées avant ou après une culture de rente. Par exemple, au Québec, les céréales ou les petits pois de conserverie (*Pisum sativum* L.) se récoltent tôt dans la saison, vers juillet-août. Ainsi, juste après la récolte, des CC peuvent être implantées. Elles auront le temps de se développer avant l'arrivée de l'hiver et de la neige.

- Les CC en intercalaire : elles sont semées sous la culture de rente. Par exemple, elles sont semées entre les rangs de maïs ou entre les rangs de soya. Après la récolte de la culture de rente, les CC sont toujours présentes sur le sol, assurant un couvert végétal durant l'hiver.

- Les CC de pleine saison : elles sont semées en remplacement de la culture de rente, pendant toute la saison. Elles sont généralement utilisées l'année précédant une culture à haute valeur économique (légumes, fruits).

Sur les terres agricoles de la zone littorale du lac Saint-Pierre, ces CC sont encore peu utilisées. Alors que des CC en intercalaire pourraient être semées chaque année dans le maïs-grain et le soya, les deux cultures annuelles les plus ensemencées dans cette zone, des CC de pleine saison pourraient être semées lors des années où la crue dure très longtemps et qu'il n'est pas possible de semer du maïs-grain ou du soya. En effet, la crue peut parfois durer jusqu'au mois de juin. Si les producteurs sèment du maïs ou du soya lors de ces années, ils ne seront pas indemnisés par la Financière Agricole, car il y a de fortes chances pour que leurs cultures n'arrivent pas à maturité à la fin de la saison. Habituellement, lors des années de fortes crues, certains producteurs laissent donc leurs champs en jachère, où les adventices

couvrent le sol, et doivent être par la suite contrôlées par travail de sol ou avec des herbicides. L'implantation de CC en remplacement des jachères pourrait apporter de nombreux services écosystémiques.

1.3.2. Services écosystémiques des cultures de couverture de pleine saison

1.3.2.1. Répression des adventices

Les adventices sont des plantes indésirables qui poussent spontanément dans les champs agricoles. Elles entrent en compétition avec la culture de rente pour l'eau, la lumière et les nutriments et elles peuvent abriter des ravageurs indésirables ou des maladies qui se transmettent à la culture de rente. Par conséquent, elles nuisent au rendement de l'espèce cultivée (Holzer et Numata, 1982). Les adventices peuvent également diminuer les bénéfices des CC. Par exemple, la fixation de l'azote atmosphérique des CC légumineuses est limitée lorsque les adventices graminées portent atteinte à leur développement (Baraibar et al., 2021).

Les CC entrent en compétition avec les adventices pour l'eau, la lumière et les nutriments, pour déterminer qui colonisera en premier le milieu. Certaines espèces de CC sont même capables d'émettre des molécules qui inhibent la croissance des autres espèces autour d'elles : ce mécanisme est appelé l'allélopathie. L'issue de cette compétition dépend aussi des pratiques agricoles et des agroécosystèmes (Blanco-Canqui et al., 2015).

Les pratiques agricoles influencent fortement l'efficacité des CC à réprimer les adventices. Par exemple, les CC en dérobée permettent de mieux contrôler les adventices avec un travail du sol conventionnel, plutôt qu'avec un travail de sol réduit (Adeux et al., 2021). De plus, d'après la méta-analyse de Osipitan et al. (2019), l'efficacité des CC varie selon l'espèce, la saison de plantation (automne ou printemps), la date et le taux de semis, la période entre la destruction des CC et le semis de la culture de rente, le type de travail du sol et l'intégration des autres moyens de lutte contre les adventices. En général, les graminées contrôlent mieux les populations d'adventices que les espèces à feuilles larges. De plus, l'augmentation du taux de semis des CC permet de réduire la pression des adventices et les CC performent mieux dans les systèmes avec un travail du sol réduit que dans les systèmes

en semis direct. Les CC semées en automne étaient plus efficaces contre les adventices que les CC semées au printemps.

Semer un mélange d'espèces de CC ne serait pas toujours plus efficace contre les adventices par rapport à une seule espèce de CC. En effet, l'étude de Smith et al. (2020) démontre que les mélanges de 6 et 14 espèces contrôlent aussi bien les adventices que les monocultures de CC les plus compétitives en pleine saison. La revue de littérature de Lavergne et al. (2021) confirme l'étude précédente en démontrant que les mélanges d'espèces de CC en dérobée ne sont pas plus efficaces que les monocultures de CC, peu importe le service écosystémique donné. En revanche, l'efficacité de répression des adventices est corrélée avec la quantité de biomasse produite par les CC (Smith et al., 2020).

En conclusion, avec une bonne gestion des pratiques agricoles, les CC sont capables de réprimer les adventices. Cependant, il faut aussi considérer que les adventices peuvent compléter certains services écosystémiques des CC comme la réduction de l'érosion des sols et des nutriments ou l'augmentation de la biodiversité (Baraibar et al., 2021).

1.3.2.2. Santé des sols et amélioration de la qualité de l'eau

- Structure du sol

Le passage répété de la machinerie et le labour peuvent conduire à une compaction du sol. L'oxygène devient limitant dans le sol et la croissance des racines est limitée. Cela peut mener à une réduction du rendement des cultures (Batey, 2009). Pour résoudre ce problème, l'une des solutions pourrait être l'implantation de CC.

En effet, les racines des CC peuvent jouer un certain rôle dans le décompactage du sol (Blanco-Canqui et al., 2015; Fageria et al., 2005). Une étude réalisée aux États-Unis a évalué les effets de trois CC plantées en hiver sur les racines du maïs semé au printemps suivant, dans un sol très compacté. Les traitements étaient les suivants : le radis fourrager (*Raphanus sativus* var. *longipinnatus* Bailey), le colza (*Brassica napus* L.), le seigle (*Secale cereale* L.) et le sol nu. Le radis fourrager et le colza ont des racines tubéreuses tandis que le seigle possède des racines fasciculées. Les auteurs ont découvert que le maïs avait des racines

plus profondes lorsqu'il était précédé du radis fourrager et du colza. En effet, après la destruction des CC, la décomposition des racines de ces deux espèces laisse des trous dans le sol. Cela permet à l'air de circuler et aux racines de maïs de descendre plus profondément. Le seigle a permis de conserver l'eau de surface grâce à ses résidus qui recouvrent le sol. Par conséquent, le rendement du maïs dans les parcelles avec CC était plus élevé que le témoin. Ainsi, les effets du décompactage des sols par les CC diffèrent selon le type de racine : celles avec un plus gros diamètre sont généralement capables de mieux pénétrer les sols compactés que celles avec un faible diamètre (Chen et Weil, 2011).

Les CC vont aussi permettre de diminuer les risques de compaction en améliorant l'agrégation des particules de sol et en augmentant la concentration en carbone organique (Blanco-Canqui et al., 2011; Blanco-Canqui et al., 2015; Fageria et al., 2005). L'étude de Blanco-Canqui et al. (2011) a récolté pendant 15 ans des données sur les effets des CC sur le sol. Tout d'abord, les auteurs ont étudié la vesce velue (*Vicia villosa* Roth) et le témoin sans CC pendant cinq ans. La vesce velue était semée en septembre puis détruite en mai. Les années suivantes, la vesce velue a été remplacée par deux nouveaux traitements de CC : le chanvre (*Crotalaria juncea* L.) et le soya tardif. Ces CC étaient semées en juillet et détruites en septembre ou en octobre. Les résidus des CC restaient dans le champ et la technique du semis direct est employée. L'étude a révélé que la taille moyenne des agrégats était 1,8 fois plus élevée dans les parcelles avec CC que sans CC à une profondeur de 0-7,5 cm. De plus, la concentration en carbone organique du sol était 1,25 fois plus élevée dans les parcelles avec CC que sans CC à une profondeur de 0-7,5 cm. Par conséquent, sur le long terme, les CC améliorent la structure du sol et limitent les risques de compaction du sol.

- Érosion et lessivage

En améliorant la structure du sol, les CC permettent à l'eau de mieux s'infiltrer, ce qui réduit le ruissellement en surface. Grâce à leur apport en matière organique, elles favorisent aussi la rétention de l'eau et des nutriments dans le sol. De plus, grâce à leurs feuilles, elles protègent les agrégats du sol de l'impact des gouttes de pluie tout en réduisant la vitesse du vent au niveau du sol. Ainsi, elles diminuent l'érosion aérienne et hydrique et

donc la perte de sédiments et de nutriments dans les cours d'eau (Blanco-Canqui et al., 2015; Fageria et al., 2005).

Une étude réalisée aux États-Unis, proche de Washington, a modélisé l'impact de plusieurs pratiques de gestion bénéfique sur la qualité de l'eau d'un bassin versant (Sood et Ritter, 2010). Les auteurs ont découvert que l'implantation de CC en hiver dans tous les champs du bassin versant pourrait réduire la quantité d'azote total d'environ 25 % et celle du phosphore total d'environ 27 % dans l'eau des rivières. En effet, les CC permettent de diminuer le lessivage des nutriments en les stockant dans leurs tissus (Sood et Ritter, 2010). Une méta-analyse sur les CC d'hiver confirme l'étude précédente : elle démontre que les CC non-légumineuses sont capables de réduire significativement le lessivage des nitrates en moyenne de 56 % comparé à un sol nu en hiver (Thapa et al., 2018). En revanche, les CC légumineuses peuvent augmenter le risque du lessivage des nitrates si, après leur destruction, ils ne sont pas capturés par une autre CC ou par une culture de rente. Les mélanges entre des espèces légumineuses et non-légumineuses ont eu une efficacité similaire à celle des non-légumineuses. La capacité des CC non-légumineuses à réduire le lessivage des nitrates dépend de leur date de plantation, de la biomasse aérienne et des précipitations (Thapa et al., 2018).

Par conséquent, les CC sont capables de diminuer l'érosion et le lessivage des nutriments et d'améliorer la structure des sols. Ainsi, elles protègent les cours d'eau et améliorent la santé des terres agricoles. En revanche, sur la zone inondable du lac Saint-Pierre, il est possible que les effets bénéfiques des CC sur la santé des sols soient atténués voire annulés selon l'intensité de la crue printanière.

1.3.2.3. Biodiversité

Au lac Saint-Pierre, pour rétablir les habitats fauniques des poissons au printemps, il est souhaitable d'avoir un couvert végétal de forte densité atteignant au moins 30 cm de hauteur au moment du gel mortel sur le littoral (TCRLSP, 2017). Les CC de pleine saison sont semées en été sur le littoral et elles ne sont pas récoltées. Ainsi, un couvert végétal est présent à l'automne. Ce couvert pourrait potentiellement constituer un habitat pour les

poissons lors de la crue au printemps. Ainsi, l'implantation de CC pourrait jouer un rôle dans la préservation des populations de poissons au lac Saint-Pierre.

Les CC favorisent aussi l'augmentation de la biodiversité des insectes dans les champs (Blanco-Canqui et al., 2015). En effet, ce sont des abris et une source de nourriture pour les insectes. Les espèces de CC en floraison peuvent également attirer les insectes pollinisateurs. En effet, l'étude de Bryan et al. (2021) a démontré que les CC qui possèdent une floraison présente tout au long de la saison sont celles qui attirent une plus grande diversité et abondance d'abeilles.

Les CC ont aussi un impact sur la vie du sol (Blanco-Canqui et al., 2015; Fageria et al., 2005). D'après la méta-analyse de Kim et al. (2020), les CC ont significativement augmenté l'abondance des micro-organismes du sol de 27 %, leur activité de 22 % et leur diversité de 2,5 %, comparé à un sol nu. Toutefois, les effets des CC sur les micro-organismes varient selon les pratiques agricoles telles que la méthode de destruction des CC ou le type de travail de sol (Kim et al., 2020).

Certaines espèces de CC peuvent aussi être utilisées pour lutter contre les ravageurs en brisant leur cycle de vie, en abritant des insectes auxiliaires nuisibles aux ravageurs ou en émettant des biocides (Fageria et al., 2005). Par exemple, les plants de certaines espèces de la famille des Brassicacées sont connues pour réduire fortement les populations de nématodes. En effet, elles produisent dans leurs feuilles des glucosinolates. Ces molécules peuvent tuer entre 56,2 et 95,2 % d'une espèce de nématodes parasites des plantes (*Pratylenchus neglectus*) exposés dans le sol (Potter et al., 1998). Une autre étude a démontré que le sarrasin (*Fagopyrum esculentum* Moench) et le tournesol (*Helianthus annuus* L.), semés comme CC en intercalaire dans les vignes (*Vitis vinifera* L.), abritent des araignées, des coccinelles et autres insectes prédateurs. Ces insectes réduisent les populations de thrips et de cicadelles qui ravagent les vignes (Nicholls et al., 2000).

1.3.2.4. Effets sur le rendement des cultures subséquentes

Les CC de pleine saison apportent de nombreux bénéfices sur le sol et sur l'écosystème, et ceux-ci peuvent influencer le rendement de la culture de rente qui est semée

la saison suivante. Une expérience réalisée en Turquie révèle que des CC semées en été ont un effet positif ou neutre sur le rendement de la laitue (*Lactuca sativa* L.) plantée et récoltée en automne, en régie biologique (Isik et al., 2009). Les CC étaient incorporées dans le sol avant la plantation de la laitue. La vesce velue, l'herbe du Soudan (*Sorghum vulgare* Pers. var. *sudanensis* [Piper] Hitchc.) et le sorgho (*Sorghum bicolor* [L.] Moench) ont augmenté significativement le rendement de la laitue, par rapport à un sol nu. La vesce velue, l'herbe du Soudan et le sorgo sont les trois espèces qui ont produit le plus de biomasse et qui ont le plus réprimé les adventices, y compris après leur destruction. En ayant moins de compétition avec les adventices, la laitue a pu produire un meilleur rendement. La vesce velue était la CC la plus performante, avec une augmentation de 57 % du rendement de la laitue par rapport au témoin (Isik et al., 2009). En plus de réprimer les adventices, la vesce velue est une légumineuse qui fixe l'azote de l'air. En se décomposant, la vesce velue augmente la quantité d'azote dans le sol. Elle peut combler les besoins en azote pour la croissance de la culture suivante (Clark, 2007). En revanche, le pois et l'amarante (*Amaranthus cruentus* L.) n'ont eu aucun effet sur le rendement de la laitue (Isik et al., 2009). La méta-analyse de Daryanto et al. (2018) réalisée sur des études principalement situées aux États-Unis et en Europe confirme que les CC ont un effet positif sur les cultures de rente. En effet, elle rapporte que les CC de pleine saison et en dérobée augmentent les rendements de la culture suivante d'environ 15 %.

Dans les Grandes Plaines situées en Amérique du Nord, les CC de pleine saison peuvent être utilisées dans les rotations des cultures. Cette région est caractérisée par un climat semi-aride. Habituellement, les agriculteurs effectuent la rotation suivante : blé de printemps (*Triticum aestivum* L.) – jachère, sur de nombreuses années. Après la récolte du blé, les résidus sont laissés dans le champ : ils vont retenir la neige en hiver. La fonte des neiges au printemps permet d'augmenter la réserve en eau du sol. L'été suivant, en moyenne quatre à cinq passages de travail de sol sont effectués. Par conséquent, le sol est à nu pendant une année complète : c'est la jachère d'été. Cela permet de contrôler les adventices, de favoriser la minéralisation de l'azote du sol et de limiter l'évaporation de l'eau du sol par capillarité. L'intégration de la jachère dans la rotation des cultures permet d'augmenter les rendements de blé de 61 % par rapport à une culture de blé répétée chaque année. Cependant, la jachère soulève de nombreux problèmes. En effet, le sol étant à nu, il est soumis à l'érosion

hydrique et éolienne, favorisant le lessivage des nutriments. De plus, les nombreux travaux de sol accélèrent la décomposition de la matière organique du sol (Black et al., 1974). C'est pourquoi, l'utilisation de CC de pleine saison est étudiée pour remplacer cette jachère.

Les CC apportent de nombreux bénéfices, particulièrement sur la santé des sols. Une étude réalisée dans la région des Grandes Plaines pendant cinq ans démontre que les CC y réduisent l'érosion hydrique et éolienne, augmentent le carbone organique du sol et améliorent la structure du sol (Blanco-Canqui et al., 2013). Toutefois, en raison du climat semi-aride, ces bénéfices ne sont plus visibles neuf mois après la destruction des CC (Blanco-Canqui et al., 2013). Une autre expérience a étudié les effets des CC sur la quantité d'eau stockée dans le sol et sur le rendement du blé d'automne. La rotation des cultures était la suivante : millet commun (*Panicum miliaceum* L.) – CC ou jachère – blé d'automne. Il s'agit d'un système en semis direct dont la moitié des parcelles étaient irriguées. Les CC ont été semées en avril et détruites avec un herbicide à la fin du mois de septembre. Quatre espèces de CC en monoculture : le lin (*Linum usitatissimum* L.), l'avoine (*Avena sativa* L.), le pois et le canola (*Brassica napus* L.) et un mélange de 10 espèces de CC ont été étudiées. Le rendement en blé était de 3 à 40 % plus faible lorsqu'il était précédé des CC que lorsqu'il était précédé de la jachère, mais cette diminution du rendement n'était pas significative. Cependant, une tendance a été observée : en moyenne la diminution du rendement était de 10 %. Il n'y avait pas eu de différence entre le mélange de CC et les CC en monoculture. Le rendement du blé était hautement corrélé avec la quantité d'eau dans le sol. En été, les CC prélèvent de l'eau du sol et la libère dans l'atmosphère par évapotranspiration. Après la destruction des CC, si l'eau perdue n'est pas remplacée par des précipitations ou par de l'irrigation, les agriculteurs doivent s'attendre à une baisse du rendement du blé (Nielsen et al., 2016). Les études sur les CC dans les Grandes Plaines doivent se poursuivre pour voir leur impact sur le rendement du blé sur le long terme. De plus, d'autres solutions ou alternatives sont mises en place pour réduire les effets néfastes des jachères : diversification des cultures, haies brise-vent, semis direct, cultures de plantes fourragères vivaces, etc. (AAC, 2016).

En conclusion, les CC de pleine saison ont un effet positif ou neutre sur le rendement des cultures de rente. Grâce à leur capacité à fixer l'azote atmosphérique grâce à une

symbiose avec des bactéries, les légumineuses sont à privilégier pour augmenter la productivité de la culture suivante.

1.3.3. Particularités de différentes espèces de cultures de couverture

1.3.3.1. Seigle d'automne

Le seigle d'automne est une annuelle d'hiver faisant partie de la famille des graminées. Il a besoin d'être vernalisé, c'est-à-dire qu'il doit subir une période avec des températures froides pour passer du stade végétatif au stade reproductif (Schlegel, 2014). Il s'agit d'une céréale d'automne très rustique : elle peut survivre aux hivers québécois. Son taux de survie à l'hiver varie en fonction du cultivar, du taux et de la profondeur du semis, de la structure de sol et de la période de semis (Chouinard et Ruel, 2014). Il est recommandé de le semer tôt à l'automne, avant le 1er octobre. La première année, la plante développe des feuilles et des talles ainsi que son système racinaire. La deuxième année, dès la sortie de l'hiver, le seigle d'automne pousse et entame son épiaison (Schlegel, 2014). Il peut être détruit par travail de sol ou application d'herbicide au printemps, fauché pour laisser un paillis sur le sol ou récolté pour sa paille et ses grains (Robert, 2017).

Le seigle d'automne est une espèce de CC d'hiver populaire. En effet, elle assure un couvert végétal à l'automne et au printemps, ce qui limite les risques d'érosion (Robert, 2017). Lorsque le seigle est implanté en automne, après une culture de maïs, il permet de réduire de 48 % la concentration en nitrates dans les eaux de drainage (Kaspar et al., 2012). Ainsi, le seigle d'automne réduit le lessivage de l'azote.

Le seigle produit des benzoxazinoides, des composés allélopathiques qui aident à lutter contre les adventices. Ces composés peuvent être soit sécrétés par les racines du seigle vivant, soit relâchés lors de la décomposition des résidus de la plante (Schulz et al., 2013). Ainsi, le seigle d'automne, cultivé comme CC d'hiver, est capable de réduire la biomasse des adventices de 95 à 98 % par rapport à un témoin enherbé (Hayden et al., 2012). Une autre étude démontre que le paillis de seigle a permis de diminuer de 61 % les adventices de la famille des graminées et de 96 % les adventices à feuilles larges (Gavazzi et al., 2010).

1.3.3.2. Ray-grass vivace

Tout comme le seigle d'automne, le ray-grass vivace (*Lolium perenne* L.) fait partie de la famille des graminées. C'est une plante pérenne, couramment utilisée dans les prairies et dans les gazons. Grâce à son système racinaire dense et fibreux, le ray-grass limite l'érosion et améliore les propriétés du sol (Zhou et Shangguan, 2007). En effet, le ray-grass vivace semé comme CC intercalaire dans une céréale de printemps a permis d'augmenter les stocks en carbone organique du sol en Suède (Poeplau et al., 2015). Cette étude, effectuée sur un site expérimental de longue durée et en conditions relativement nordiques, démontre que le ray-grass a produit une biomasse aérienne importante en automne d'environ 0,55 à 1,05 Mg ha^{-1} an^{-1}.

Toutefois, le ray-grass vivace a de la difficulté à lutter contre les adventices annuelles, car il a une croissance lente au printemps (Borman et al., 1991). En revanche, après son établissement, il est compétitif envers les adventices. Il pousse de 30 à 90 cm par année pendant trois ou quatre ans et tolère les sols très humides (OMAFRA, 2021a).

Yu et al. (2012) ont étudié le stress induit par les inondations sur 99 variétés de ray-grass (cultivées et sauvages). Une simulation de l'inondation a été réalisée en serre, où chaque plant était complètement submergé dans un bac en plastique pendant sept jours. L'inondation a provoqué une diminution de l'élongation des feuilles et donc de la production de la biomasse. La décoloration et la sénescence hâtive des feuilles submergées étaient aussi des symptômes observés. Une grande réserve de carbohydrates et la capacité d'entrer en dormance lors de l'inondation sont deux facteurs qui jouent un rôle dans la survie du ray-grass. Des différences ont été observées entre les nombreuses variétés. Celles qui avaient une croissance rapide avec une couleur maintenue lorsqu'elles étaient submergées sont les variétés les plus performantes contre les inondations (Yu et al., 2012).

1.3.3.3. Avoine

L'avoine est une graminée annuelle d'été, cultivée pour l'alimentation humaine (graines) et animale (graines, fourrages). Lorsqu'elle est en épiaison, elle peut atteindre une hauteur de 1,3 m. Il est nécessaire de la cultiver dans un sol humide pour avoir une croissance

optimale. En effet, elle tolère des conditions plus humides que d'autres graminées. Elle possède aussi un système racinaire fasciculé, mais il n'est pas aussi vigoureux que celui du seigle. Contrairement au seigle d'automne, l'avoine est détruite par le gel (OMAFRA, 2021b).

L'avoine peut être utilisée comme CC pour lutter contre le lessivage des nutriments. Une étude a montré que son utilisation peut réduire la concentration en azote dans l'eau de drainage de 26 % lorsqu'elle est semée en dérobée à l'automne, comparativement à un témoin de sol nu (Kaspar et al., 2012).

L'avoine est aussi reconnue pour produire des substances allélopathiques contre les adventices. Les molécules allélopathiques émises lors de la dégradation de l'avoine permettent d'inhiber la germination et la croissance des racines des adventices (De Bertoldi et al., 2009). Des extraits de la biomasse aérienne de l'avoine ont permis de réduire significativement la croissance des racines de luzerne (*Medicago sativa* L.) et de deux adventices : l'échinochloa pied-de-coq (*Echinochloa crus-galli* Beauv. var. *oryzicola* Ohwi.) et l'éclipte blanche (*Eclipta prostrata* L.) dans une expérience en plat de Pétri (Chon et Kim, 2004). Au champ, l'incorporation de l'avoine dans le sol a permis de réduire significativement de 68 % la biomasse totale des adventices par rapport à un témoin sans avoine (De Bertoldi et al., 2009).

1.3.3.4. Trèfle rouge

Le trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.) est une légumineuse vivace. Il possède des tiges dressées et ramifiées qui atteignent de 40 à 75 cm de hauteur. Il peut vivre de trois à cinq ans. Au Québec, le trèfle rouge est cultivé comme plante fourragère, bien qu'il pourrait aussi être cultivé pour ses sommités fleuries destinées à un usage médical (Pelletier et al., 2004). En tant que CC, il possède plusieurs avantages.

Tout d'abord, il est capable de fixer l'azote de l'air pour le retransmettre dans le sol, grâce à une symbiose avec les bactéries *Rhizobium leguminosarum*. Lors de sa première année d'implantation, le trèfle rouge inoculé est capable de fixer 0,26 à 1,43 g N $plant^{-1}$, ce

qui correspond à plus de 92 % de leur contenu en azote total. La quantité d'azote fixée varie selon les cultivars de trèfle rouge (Thilakarathna et al., 2016).

Ensuite, il est capable de tolérer des crues. Une expérience en serre démontre que le trèfle rouge est capable de survivre à une inondation de 15 jours (Heinrichs, 1970). En plein champ, la tolérance du trèfle rouge à une crue printanière varie entre 7 et 14 jours (McKenzie, 1951). La température joue un rôle majeur dans la survie du trèfle rouge. En effet, au printemps, si les températures de l'air sont basses, le trèfle rouge reste en dormance et requiert moins d'oxygène pour vivre. Ainsi, il est capable de résister à une longue crue. À l'inverse, si les températures de l'air sont élevées, le trèfle rouge sort de sa dormance et débute sa croissance. Dans ce cas-ci, sa tolérance à la crue est limitée par son besoin élevé en oxygène (McKenzie, 1951).

Finalement, le trèfle rouge est efficace pour lutter contre les adventices dans certaines conditions. Dans un champ peu fertile ensemencé avec une adventice (la moutarde brune), le trèfle rouge a permis de réduire significativement de 56 % la biomasse en adventices par rapport au témoin sans CC (Ross et al., 2001). En revanche, dans un site très fertile, la moutarde brune s'est très bien développée et le trèfle rouge n'a pas réussi à la contrôler. Ainsi, la compétitivité du trèfle rouge semble liée à la disponibilité de l'azote dans le sol. Sa capacité à fixer l'azote de l'air lui donne un avantage considérable dans les sols peu fertiles (Ross et al., 2001).

1.3.3.5. Vesce velue

La vesce velue est une légumineuse annuelle hivernale. Elle possède de longues tiges et des vrilles à l'extrémité de ses feuilles qui peuvent s'accrocher à de nombreux supports. Ainsi, quand elle est cultivée en monoculture, elle peut atteindre une hauteur de 30 à 50 cm. En revanche, lorsqu'elle est cultivée avec une céréale, elle peut atteindre une hauteur de 90 à 120 cm. Malgré sa racine pivotante, la majorité de son système racinaire reste proche de la surface, à moins de 20 cm de profondeur. La vesce velue est capable de survivre aux conditions hivernales du Québec (OMAFRA, 2021c), mais son taux de survie reste variable selon les saisons et régions.

La vesce velue est une CC populaire car elle offre une bonne couverture du sol sur une longue période. De plus, elle est très compétitive face aux adventices. Par exemple, dans une étude conduite en Turquie, la vesce velue semée en mai a produit une biomasse de 2,21 Mg ha^{-1} et a permis de réduire la quantité d'adventices de 90,3 % par rapport à un sol nu en septembre, la première année. L'année suivante, grâce à des conditions climatiques favorables, sa biomasse a augmenté de 15 % environ et elle a réprimé 88 % des adventices (Isik et al., 2009). D'après le ministère de l'Agriculture de l'Alimentation et des affaires rurales de l'Ontario, la vesce velue fournit une biomasse de 2,2 à 5,6 Mg ha^{-1} (OMAFRA, 2021c). Un projet de recherche de l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, réalisé au Québec, démontre que la vesce velue possède une biomasse moyenne de 3,15 Mg ha^{-1} et a fixé en moyenne 0,083 Mg ha^{-1} d'azote (N'Dayegamiye et al., 2014). Par conséquent, grâce à sa biomasse, la vesce velue permet de bien contrôler les adventices et elle contribue à enrichir le sol en azote.

1.3.3.6. Lin commun

Le lin commun est une plante annuelle appartement à la famille des linacées. Il est cultivé pour ses graines (consommation humaine ou animale) et/ou pour sa fibre textile. C'est une plante de climat tempéré et humide. Elle peut atteindre une hauteur de 50 à 60 cm et possède un système racinaire superficiel. La floraison commence environ 60 jours après le semis et dure trois semaines. C'est une culture qui se développe de plus en plus au Québec, car elle s'intègre bien dans les rotations de culture et elle possède de nombreux marchés. De plus, il s'agit d'une culture peu exigeante en nutriments (Lavoie et al., 2006).

Quelques études ont essayé de déterminer son potentiel en tant que CC. Dans la région semi-aride des Grandes Plaines des États-Unis, des CC (dont le lin) ont été testées pour déterminer la relation entre leur production de biomasse et leur utilisation en eau. Les CC ont été semées début avril et détruites à la mi-juin. Sans irrigation, le lin a produit de 1,63 à 3,04 Mg ha^{-1} de biomasse. Avec irrigation, sa biomasse était de 2,86 à 5,21 Mg ha^{-1} (Nielsen et al., 2015). En Italie, le lin a aussi été utilisé comme engrais vert précédant une culture de tomates. Il a été semé en automne puis broyé et incorporé dans le sol au printemps suivant. La biomasse produite par le lin était de 10,16 Mg ha^{-1} avec un rapport C/N de 30 (Lenzi et

al., 2009). Lorsque les matières biologiques ont un rapport C/N supérieur à 25, il y a un plus grand risque que les micro-organismes du sol utilisent et donc immobilisent l'azote du sol pour pouvoir dégrader les matières biologiques (Weil et Brady, 2017). Ainsi, l'azote capturé par les micro-organismes n'est alors pas disponible pour la culture (Weil and Brady, 2017). Dans l'étude réalisée en Italie, le lin a un rapport C/N supérieur à 25. Toutefois, dans l'étude présentée, il n'a pas eu d'effet sur le rendement de la tomate (Lenzi et al., 2009).

Le lin est autogame : il n'a pas besoin de pollinisateurs pour se reproduire. Ainsi, avec ou sans pollinisateurs, le lin produit le même rendement en graines. Cependant, ses fleurs violettes et blanches attirent les insectes qui viennent se nourrir du nectar et du pollen des fleurs. Des abeilles, bourdons et d'autres espèces de la famille des Lépidoptères ont été observées en train de butiner leurs fleurs (Williams et al., 1991).

Chapitre 2 : Hypothèses et objectifs de recherche

La revue de littérature révèle que les CC ont le potentiel d'apporter de nombreux services écosystémiques autant pour l'agriculture tels que l'amélioration de la qualité des sols et la répression des adventices, que pour l'environnement du lac Saint-Pierre comme la restauration des habitats de ponte des poissons et la réduction du lessivage des nutriments. Aucune étude ne s'est intéressée aux bénéfices de CC dans les champs agricoles situés sur le littoral. Ainsi, dans le cadre de cette étude des terres agricoles du littoral du lac Saint-Pierre, les hypothèses sont les suivantes :

1. L'utilisation de mélanges multi-espèces de CC de pleine saison permet d'obtenir un recouvrement du sol et une biomasse aérienne plus élevés à l'automne, tout en réprimant efficacement les adventices, en comparaison avec des espèces pures de CC;
2. Certaines CC de pleine saison sont plus favorables à former un substrat au printemps pour la ponte des poissons;
3. Les traitements sans légumineuses permettent de réduire le contenu en azote du sol davantage que les mélanges avec légumineuses;
4. Les mélanges avec légumineuses produisent de la biomasse avec un contenu en azote plus élevé que les traitements sans légumineuses et enrichissent potentiellement le sol pour la culture suivante;
5. Certaines CC de pleine saison apportent plus d'avantages agronomiques et économiques que d'autres.

Pour vérifier ces hypothèses, l'objectif général du projet est d'évaluer des CC de pleine saison adaptées aux plaines inondables du lac Saint-Pierre, qui suppriment les adventices, tout en ayant des caractéristiques favorables pour être potentiellement un habitat de fraie des poissons lors de la crue. Les objectifs spécifiques sont :

1. Identifier des CC avec une biomasse élevée à l'automne qui résistent aux crues printanières ;
2. Évaluer la compétitivité des CC face aux adventices ;
3. Évaluer les effets des CC sur l'azote minéral dans le sol et dans les plantes ;
4. Déterminer les coûts économiques des CC testées.

Chapitre 3 : Cultures de couverture de pleine saison sur les plaines agricoles inondables du lac Saint-Pierre, Québec, Canada

Colline Chih, Anne Vanasse et Caroline Halde*

Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Département de phytologie, Pavillon Paul-Comtois, Université Laval, 2425 rue de l'agriculture, Québec (QC) G1V 0A6 Canada

*Auteur correspondant

Adresse courriel : caroline.halde@fsaa.ulaval.ca (C. Halde)

Résumé

Au lac Saint-Pierre, les champs agricoles sur le littoral sont inondés chaque printemps. Il est important de rétablir un couvert végétal sur ces champs pour contrôler les adventices tout en générant une biomasse importante pour restaurer les habitats fauniques nécessaires au printemps lors de la crue. Dans cette étude de quatre années-sites, six traitements de cultures de couverture (CC) de pleine saison ont été évalués : deux CC en monoculture, trois mélanges de CC et un témoin sans CC. La présence ou l'absence d'adventices a été évalué. Le mélange d'avoine, vesce velue et lin a produit la plus grande biomasse aérienne (2,5 à 4,9 Mg ha^{-1}) et a réduit l'incidence des adventices de 33 à 82 % (selon les sites) en comparaison avec le témoin sans CC non désherbé. Davantage de mesures sont nécessaires pour valider si ce mélange constitue un habitat adapté à la faune du lac Saint-Pierre.

Summer cover crops in flooded agricultural lands of Lake Saint Pierre, Quebec, Canada

Colline Chih, Anne Vanasse, and Caroline Halde*

Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Département de phytologie, Paul-Comtois Building, Université Laval, 2425 rue de l'Agriculture, Québec (QC) G1V 0A6 Canada

*Corresponding author.
Email address: caroline.halde@fsaa.ulaval.ca (C. Halde)

Highlights

- Mixture of oat, hairy vetch, and flax had the highest aboveground biomass in the fall.
- Only flax stems were still standing at each site and year after water receded.
- Summer cover crops reduced weed biomass, except perennial ryegrass.
- Leguminous cover crops did not increase soil mineral nitrogen content the following spring.

Abstract

In lake Saint Pierre (Quebec, Canada), fields on the floodplain are flooded yearly. It is important to establish a plant cover on these fields to control weeds while having a high biomass to restore wildlife habitats essential during the flooding in the spring. In this study of four years-sites, six cover crops treatments were studied: two in monoculture, three mixtures, and a control without a cover crop. Each main plot was divided into two subplots: hand-weeded and non-weeded. The mixture of oat, hairy vetch, and flax produced the greatest aboveground biomass (2.5 to 4.9 Mg ha^{-1}) and reduced weed incidence by 33 to 82% compared to the non-weeded control (depending on the sites). However, more measurements should be made in the spring during the flooding to confirm if this mixture is a habitat adapted to lake Saint Pierre wildlife.

Keywords

Floodplain, substrate spawning, weed competition, nitrogen dynamics

3.1. Introduction

Flooded plains are rich but fragile ecosystems. Located in Quebec, Canada, Lake Saint Pierre has the largest floodplain of the province: about 28,061 ha is flooded in a 2-year flood recurrence scenario (MDDEFP, 2013; TCRLSP, 2017). This fluvial lake of the Saint-Lawrence River has a wide diversity of wetlands (MDDEFP, 2013; TCRLSP, 2017). Lake Saint Pierre shelters about 70% of fish species in Quebec (Langlois et al., 1992). In the spring, a floodplain provides ideal conditions for wildlife development since its water is shallower and warmer than in a lake. Zooplankton abundance is twice as great in the floodplain than in the lake, making the first one a major food source for fishes in the spring (Farly et al., 2019). The floodplain also provides habitats for fish spawning, such as that of the yellow perch (*Perca flavescens*). In Lake Saint Pierre, yellow perch is of economic interest in the region, and it has been heavily fished since 1970. While the demand was increasingly high, its population dropped (Magnan et al., 2017; Mailhot et al., 1987). A moratorium on yellow perch fishing has been implemented by the government of Quebec in 2012, and then extended up to 2022 (MFFP, 2021). Even with this temporary prohibition on fishing, its population is aging and has difficulties to renew (Magnan et al., 2017). Between 1965 and 2014, the yellow perch losts 2,446 ha for spawning and 1,188 ha for nursery habitats in floodplains. This is partly due to anthropic activities (mainly intensive agriculture and flow regulation) reducing the availability of fish habitats and their connectivity (Foubert et al., 2020). Yellow perch requires submerged vegetation for spawning in the spring (Mingelbier et al., 2005). Moreover, poor water quality decreases macrophyte population and increases that of cyanobacteria in the lake, negatively affecting fish development, since macrophytes are a food source and a shelter (de la Chenelière et al., 2014; Killgore et al., 1993; Vis et al., 2008).

Changes in farming practices on agricultural lands in the floodplain is one of the causes yellow perch population declines (de la Chenelière et al., 2014; TCRLSP, 2017). From 1964 to 2014, an important change in crop species has been observed. In 2014, there were four times more cultivated areas in annual crops (corn [*Zea mays* L.] and soybean [*Glycine*

max (L.) Merr.]) as well as ten times less in perennial crops (forages and pastures) than in 1964. In 2014, about 5,264 ha in the floodplain were cultivated, almost exclusively in annual crops (TCRLSP, 2017). This agricultural intensification leads to bare ground in the fall, not providing any plant for fish to spawn during a flood event in the following spring.

Agriculture on the flooded plains of Lake Saint Pierre has other impacts on the environment. First, it reduces water quality of the lake. In the spring, more than half of it exceeded the provincial threshold for water quality (total phosphorus concentration of 30 μg L^{-1}) that aims to protect aquatic life (Hudon and Carignan, 2008; MELCC, 2021). The water near its north shore had the highest concentrations of phosphorus and suspended particulate matter (Hudon and Carignan, 2008). Tributaries of Lake Saint Pierre drain a large agricultural land (MDDEFP, 2013). In the spring, nutrients and sediments from agricultural fields located on the floodplain and near tributaries are driven by snow melting to the rivers and to the lake (Hudon and Carignan, 2008). Pesticides can also be found in Lake Saint Pierre. In water sampled near the lake shore in 2014 and in 2015, concentration of two neonicotinoids, clothianidin and thiamethoxam, exceeded the aquatic life threshold (chronic toxicity) in 10 to 55% of water samples (Giroux, 2018).

On agricultural lands, a habitat with a soil covered by plants during flooding could be provided by perennial crops (such as forages and pastures), winter cereals, crop residues, or summer cover crops. Cover crops can mitigate negative environmental impacts of agriculture by providing ecosystem services (Blanco-Canqui et al., 2015; Fageria et al., 2005). For example, they can trap nutrients. A meta-analysis showed that non-leguminous cover crops can decrease nitrate leaching by 56% overwinter, compared to bare ground (Thapa et al., 2018). They can also enhance the yield of subsequent cash crops by suppressing weeds and providing nitrogen (Blanco-Canqui et al., 2015; Marcillo and Miguez, 2017). In a study conducted by Ross et al. (2009), six clover species (*Trifolium* spp.) seeded in the spring and terminated in the fall significantly increased barley (*Hordeum vulgare* L.) yield cultivated the following year on low fertility soil. An increase in cover crop biomass can decrease that of weeds, regardless of the number of cover crop species (Smith et al., 2020; Lavergne et al., 2021a). Fall rye (*Secale cereale* L.), cultivated as a winter cover crop, was able to reduce annual weed biomass by 95 to 98% compared to a control without a cover crop (Hayden et

al., 2012). Weed suppression by cover crops depends on their species and on farming practices such as tillage system, seeding rate, and seeding date (Blanco-Canqui et al., 2015; Osipitan et al., 2019). Consequently, all these cover crop benefits can enhance agroecosystems.

In Lake Saint Pierre, when the spring flooding last until late June or July, it is not possible to seed corn and it is risky to seed soybean after water receded because these crops may not reach maturity in such a short growing season and crop yield will likely be reduced. Therefore, in those years, soils of these unseeded fields are traditionally left bare. Establishing summer cover crops instead of leaving them bare could provide various ecosystems services. No study yet has tested the use of summer cover crops in the Lake Saint Pierre floodplains. The objective of the project was to identify summer cover crops adapted to these floodplains that suppress weeds, while having selected desirable characteristics (plant biomass, height, soil cover) to potentially be a habitat for fish spawning during a flood event.

3.2. Materials and Methods

3.2.1. Study sites

A two-year field experiment was conducted twice (2019/2020 and 2020/2021) at each of the two sites (north and south shores) in the littoral zone of Lake Saint Pierre, QC, Canada. The north site was located at Saint-Barthélemy (46°09′27.6″N 73°05′05.0″W), and the south site at Baie-du-Febvre (46°08′58.9″N 72°42′07.9″W). These sites were conventionally managed fields within a 0–2-year flood-risk zone (TCRLSP, 2017). The north site had a clay loam soil texture as the wetlands soil series while the south site had a clay soil texture as the Saint Pierre clay soil series (Table 3.1).

3.2.2. Experimental design

At each site, the experimental design was a split-block design, with four blocks. Main plots were the cover crop treatments, with six of them being tested: perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.; PR), fall rye (FR), a mixture of fall rye and red clover (*Trifolium pratense* L.; FR+RC), a mixture of fall rye and hairy vetch (*Vicia villosa* Roth; FR+HV), a

mixture of oat (*Avena sativa* L.), hairy vetch, and flax (*Linum usitatissimum* L.; O+HV+F), and bare soil control without a cover crop (0CC) (Table 3.2). Each main plot was divided into two subplots: hand-weeded and non-weeded. Each subplot was 6 m long by 5 m wide. Cover crops were seeded on 4 July 2019 and on 4 June 2020 at the south shore, while on 25 July 2019 and on 9 June 2020 at the north shore (Table 3.1), using a Wintersteiger plot seeder (Wintersteiger Inc., Ried im Innkreis, Austria), at a 0.15 m row spacing. The hand-weeded subplots were weeded once during the growing season, except for those at the North shore site in 2020–2021, which were weeded twice.

3.2.3. Soil sampling and analysis

Soil mineral N (NO_3 and NH_4) content was measured in the fall and then again in the following spring after water receded. Soil (0-15 cm) collected using a Dutch Auger at two randomly chosen spots in each experimental unit was pooled into a composite sample. Soil samples were air-dried, then sieved at 2 mm. Ammonium and nitrate were extracted from soils with a 2N KCl solution and analyzed by colorimetry using a FIA QuickChem 8500 Serie 2 FIA System (Lachat Instruments, Milwaukee, WI, USA; Maynard et al., 2006). Phosphorus and potassium were extracted with the Mehlich 3 technique and analyzed with an inductively coupled plasma emission spectroscopy (CPVQ, 1999). Organic matter and pH were determined following the methods described in CPVQ (1999).

3.2.4. Plant sampling and analysis

The phenological stage of each cover crop species was determined by using the BBCH-scale (Lancashire et al., 1991). This measurement was performed in the fall, before the first killing frost in winter (Table 3.1).

Two measurements of the Robel pole height were made in each experimental unit, in the fall prior to the killing frost. This method combines vegetation height and obstruction in the same measuring. An observer position his eyes at a height of 1 m whereas another observer is placed 4 m apart. This latter observer takes down a pen along a scale in the vegetation until the first observer does not see the pen anymore. The measure on the scale at which the pen is not visible is the Robel pole height (Robel et al. 1970).

Bare soil and plant cover were estimated in the fall prior to the winter kill, and in the spring, after water receded (Table 3.1). It was done twice in each experimental unit, following a pre-assigned arrangement. Soil cover in each quadrat (0.5 m × 0.5 m) was visually determined using the cover scale of Büchi et al. (2016) to the nearest 5%, which is based on a computer-aided calibration allowing for a more precise measure (Gallegos Torell and Glimskar 2009). Bare soil, soil cover by each cover crop species, and weeds were estimated in this order.

Aboveground plant biomass was measured in the fall, prior to the winter kill and in the following spring, after water receded (Table 3.1). In each quadrat, plant biomass was cut at 3 cm aboveground. In the fall, the aboveground plant biomass from each quadrat was sorted by individual cover crop species and weeds. In the following spring, retrieved plant biomass included flood sediments and was covered by soil; hence it was rinsed with water using a 1 mm sieve prior to drying. For both sampling dates, the sorted aboveground plant biomass was dried at 50°C for three days and weighed separately. Biomass from a same quadrat (cover crops and weeds) was then pooled and ground using a 2 mm sieve with a Wiley® mill (model 4; Thomas Scientific, Swedesboro, NJ, USA). Nitrogen and carbon concentrations were analyzed with a TruMAC CNS machine (LECO CNS-1000; LECO Corp., St. Joseph, MI, USA). The nitrogen content in aboveground plant biomass was calculated by multiplying its nitrogen concentration by its aboveground plant biomass.

3.2.5. Economic analysis

Costs for establishing a cover crop were determined by using economic references of Quebec Reference Centre for Agriculture and Agri-food. Cost of cover crop seeds is the average cost of 2020 in Quebec (CRAAQ, 2020). The inoculants were included in the seed cost for legume species. Operation cost was an average of the total contract work (CRAAQ, 2018). Total cost was a sum of tillage, seeding and seed costs.

3.2.6. Statistical analyses

Data were analyzed with the MIXED procedure in SAS® OnDemand for Academics (SAS®/STAT, 2021; SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). The homogeneity of variance and the normality of residuals were verified graphically with the UNIVARIATE procedure. The

ANOVA was performed using the year, site, cover crop treatments, and weeding as fixed factors and blocks as a random factor on these variables: plant biomass, cover and height, their carbon and nitrogen concentration and content, and soil mineral nitrogen concentration and content. Since PR cover crop did not establish well on the north site in 2020, we decided not to hand-weed the PR treatment. The non-weeded plots of this treatment were kept but they were similar to non-weeded 0CC. Thus, the weeded PR treatment at this site-year was considered as a missing value in the analysis. Since the dataset was unbalanced, means of four-way interaction cannot be estimated and compared; therefore, we supposed that there was none. To discuss competition with weeds, only no-weeded plots are presented (section 3.3.1.2). On the south site in 2020, heavy rains in the summer caused flooding in block 4, negatively affecting cover crop growth. Thus, data collected in this block was not included in the analysis. Spring biomass and cover on the south site were contaminated in 2020 by corn residue from other fields. Consequently, all plots with corn residue superior to 5% were not considered in the statistical analysis of biomass and cover. Since weeded 0CC plots had no aboveground plant biomass, the 0CC treatment was excluded from the ANOVA of plant carbon and nitrogen concentrations and contents. Thus, two ANOVA tests were performed. The non-weeded 0CC plots had been compared only with all non-weeded cover crop plots whereas weeded (Table 3.3.) and non-weeded cover crops were without the 0CC treatment (Table S3.1). All statistical tests were done with an α value of 0.05 to determine significance. When significant main effects or interactions were significant at $P \leq 0.05$, means were compared using an ANOVA-protected Tukey's range test.

3.3. Results and Discussion

3.3.1. Cover crop performance

Table 3.3 presents the analysis of variance for measurements of aboveground biomass and soil cover made in the fall and spring. The interaction between the cover crop, site, and year was significant for all the variables, justifying our choice to present this three-way interaction in section 3.3.1.1 (Table 3.4; Fig 3.1). The mean of weeded plots and non-weeded plots is used to discuss the values on different cover crop treatments. Thus, weeds biomass will be not discussed in this section. In section 3.3.1.2, the interaction between the cover crops, weeding, and site was chosen to explain the competition with weeds. Only the non-

weeded plots are illustrated in Fig. 3.2 and discussed in this section.

3.3.1.1. Aboveground biomass and soil cover

Since the average of weeded and non-weeded plots are presented, it was expected that the control treatment without a cover crop (0CC) led to lower total aboveground biomass than other treatments at all sites and years, with a few exceptions described below (Fig. 3.1).

At the north shore in 2019, O+HV+F total biomass was greater than those of PR and 0CC, but not significantly different from those of FR, FR+RC, and FR+HV (Fig. 3.1). The biomass consisting only of cover crop species was the greatest using O+HV+F, with a large proportion of oat (57%), only few hairy vetch (2%), and some flax (28%). At the time of sampling, oat and flax were not mature. Cover crop biomass for FR, FR+RC, and FR+HV treatments was similar and almost exclusively composed of fall rye, due to a very poor growth of red clover and hairy vetch, the latter having developed as little as with O+HV+F treatment. PR treatment had the lowest cover crop biomass. At the north shore in 2020, O+HV+F total biomass was greater than that of other treatments except for PR and FR+HV. However, cover crop biomass represented 56% for O+HV+F while more than 50% of the total biomass for other cover crops at that site and that year was constituted of weeds, as discussed in section 3.3.1.2. Cover crops developed the most in O+HV+F, similarly than in 2019. Cover crop biomass for FR+HV was superior to FR+RC and FR. In 2020, while fall rye and red clover developed similarly than in 2019, hairy vetch and flax reached higher proportions of cover crop biomass. The difference in biomass between 2019 and 2020 is explained by the fact that at the north shore in spring 2019, the flood had lasted until July, hence the summer cover crop treatments had been seeded later than in other sites and years, and therefore the growing season was shortened (Table 3.1). Moreover, legumes did not develop much at this site.

At the south shore during the two years, the mixture of O+HV+F led to greater total biomass than other treatments, except for FR+RC in 2019 and PR in 2020. FR+RC and FR+HV treatments had higher total biomass than 0CC, PR, and FR treatments (Fig. 3.1). O+HV+F also produced a greater cover crop biomass than other treatments. The proportion of each three species from this mixture was fairly equal, and similar between 2019 and 2020.

FR+RC and FR+HV treatments also had a higher cover crop biomass compared to FR and PR. However, their biomass composition varied between these two years. Red clover and hairy vetch grew well each year while fall rye was more abundant in 2020. For FR treatment, fall rye also yielded more during 2020 than 2019 (Fig. 3.1). Thus, legumes developed well at this site in both years.

We can therefore conclude that the mixture of O+HV+F led almost always to significantly the highest total biomass and cover crop biomass at every site-year (the latter ranging from 2.5 Mg ha^{-1} to 4.9 Mg ha^{-1} versus 0 Mg ha^{-1} to 2.6 Mg ha^{-1} on average, for other cover crops). This treatment also had the highest Robel pole heights, varying from 48.1 cm and 76.4 cm versus 4.1 cm to 48.5 cm on average, for other cover crops at every site and year (Fig. S3.1). At the time of the fall sampling, the perennial ryegrass and fall rye were still in their tillering stage whereas oat, hairy vetch, and flax had reached their full maturity which promotes a great amount of biomass (Isik et al., 2009; Muzangwa et al., 2012; Nielsen et al., 2015). Interestingly, since hairy vetch has tendrils which hang to other plants (Henson and Schotch, 1968), the mixture of O+HV+F provided a dense and tall aboveground vegetation at all site-years.

At the north shore in 2019, although the O+HV+F treatment had a greater biomass, it did not lead to the least bare ground cover (Fig. S3.2). Indeed, its bare ground cover was similar to that of 0CC and PR, whereas treatments with fall rye had the least bare ground cover. Moreover, O+HV+F had a cover crop cover similar to that of PR, FR+RC and FR+HV but lower than FR. At the north shore in 2020, all cover crop treatment had the same bare ground cover. However, O+HV+F and FR+HV had a higher cover crop cover than other treatments. At the south shore during the two years, the lowest bare ground cover and the highest cover crop cover were obtained by the cover crop mixture, except the bare ground cover of PR treatment had that was equal to the mixture treatments in 2020, because of its great weed cover (Fig. S3.2; data not shown). Covers in FR+RC and FR+HV were largely dominated by red clover and hairy vetch (data not shown). Therefore, total biomass and ground cover were greatly influenced by the type of cover crops and the weed infestation associated with each other. Total biomass and ground cover can vary depending on the cover crop treatment, year, site, and weeding (Clark, 2007).

When considering the biomass, the percentage of ground cover, and the Robel pole height, O+HV+F treatment is consequently of greatest interest. Hence growing a mixture of oat, hairy vetch, and flax resulted in an interesting cover crop choice in the fall, in anticipation of the spring flooding and the needs of the yellow perch (Mingelbier et al., 2005).

3.3.1.2. Competition with weeds

The effects of cover crop treatment, weeding, year, site, and their interactions on weeds are presented in Table 3.3. For a more precise analysis of the competition of cover crop species had with weeds, aboveground biomass measured in the non-weeded plots are specifically shown in Fig. 3.2. In these plots, regardless of the year, all cover crop treatments had lower weed biomass than 0CC and PR, except for FR+RC at the north shore, having one similar for all treatments (Fig. 3.2). This indicates that PR did not compete well with weeds. This result corroborates with a study from Borman et al. (1991) who found that perennial ryegrass was one of the least competitive perennial grasses against annual weeds. Conversely, the FR, FR+HV, and O+HV+F treatments, reduced weeds by 34% on average at the north shore and, with FR+RC, by 70% on average at the south shore, compared to 0CC (Fig. 3.2). At the North shore, all cover crops did not compete well with weeds because this site was infested by a perennial weed species: the marsh hedge-nettle (*Stachys palustris* L.). This species can reproduce by its seeds and its belowground rhizome. It is a wetland plant that can propagate in agricultural fields. O+HV+F repressed this weed efficiently by quickly producing a high biomass. Indeed, the efficiency of cover crops to control weeds increases with their biomass (Smith et al., 2020). In contrast, FR reduced weed biomass while having a low cover crop biomass. Treatments with FR can control weeds because fall rye has allelopathic properties in its living roots (Schulz et al., 2013).

3.3.1.3. Resistance to flooding and substrate for fish

In the following spring, cover crops and weeds could no longer be differentiated in the biomass collected after water receded. The effects of flooding were very different among years because of the marked differences between floods. Overall, in 2020, it was longer with an average of 46 days for flooding at both sites; whereas in 2021, it was shorter with an

average of 32 days for flooding at both sites (Table 3.1). Therefore, results are presented per year (Table 3.4).

In spring 2020 at the north shore for the most flooded site-year, O+HV+F had more residues after water receded (1.22 Mg ha^{-1}) than other treatments (a mean value of 0.15 Mg ha^{-1}). Only flax stems were still standing while almost all other biomass had been washed away. It could be because flax has high fiber concentration in its stems (Goudenhooft et al., 2019). In the same year at the south shore, O+HV+F had higher residue of biomass (1.99 Mg ha^{-1}) than FR and 0CC but similar to other treatments. In spring 2021 at the north and south shores, O+HV+F also had a higher biomass after water receded (a mean value of 2.34 Mg ha^{-1}) than other treatments except PR and FR+HV at both sites. The conclusions from these results are similar to the total biomass for each treatment measured in fall 2020. Even during the longer flooding in 2020 and the shorter flooding in 2021, O+HV+F and FR+HV are both standing out of other treatments, same as for the total biomass measured in fall 2019 and 2020.

The residue biomass is not the only factor to be observed after receding water. The cover provided by the residues must also be considered (Table 3.4). In spring 2020, conclusions drawn for both sites are overall similar to those for the residue quantities. In spring 2021, all treatments are similar with a few exceptions (residues covered on average 75% at the north shore and 60% at the south shore). In Lake Saint Pierre, yellow perch prefers to spawn when the ground is covered by plants with fewer than 80% vertical stems cover. They avoid areas with none or low vegetation cover and areas with high stem density (Mingelbier et al., 2005). It is quite possible that the coverage of cover crop treatments was even greater during the flood than after the water receded. However, depth, water temperature, and flow also influence fish spawning on the flooded plains of Lake Saint Pierre (Brown et al., 2009). Therefore, it is difficult to determine which treatment is the most adapted to be a habitat for fish spawning during it. The mixture of O+HV+F seems promising but more measurements during the flood are required.

3.3.2. Nitrogen dynamics into the soil-plant continuum

3.3.2.1. Nitrogen and carbon in the biomass

The cover crop treatment, year, and site interaction on the carbon and nitrogen contents and concentrations in the fall biomass are presented in Table 3.4. At the north shore in 2019, the O+HV+F treatment had a lower nitrogen concentration than other cover crop treatments. In 2020, it was lower than FR+HV, but similar to others (Table 3.4). However, its high aboveground biomass compensated for its low nitrogen concentration, to yield a nitrogen content similar to those in all other treatments at the north shore (mean values of 0.06 Mg ha^{-1} in 2019 and 0.05 Mg ha^{-1} in 2020). The proportion of legume biomass in leguminous treatments was very low (on average 5% in 2019 and 10% in 2020) at this site compared to weeds and other cover crops species (Fig. 3.1). At the south shore in 2019, aboveground biomass in PR, FR, and O+HV+F had the lowest nitrogen concentration compared to that of FR+RC and FR+HV. In 2020, it was the same conclusions as in 2019 except that FR was also similar to FR+HV. The nitrogen content of leguminous treatments was on average 50% higher than other cover crop treatments for both years (Table 3.4). They were always above the treatments with non-leguminous cover crops, with the exception of 2020 in which nitrogen content in PR was similar to that of FR+HV. Leguminous grew well at the south shore: the proportion of their biomass in leguminous treatments was on average 59% in 2019, and 45% in 2020. Since leguminous species fix atmospheric nitrogen into the soil via a symbiotic association with Rhizobium bacteria, treatments with leguminous are more likely to have a higher nitrogen concentration and content (Blanco-Canqui et al., 2015). The cover crop treatment, year, and site interaction on the carbon and nitrogen contents and concentrations of the fall biomass, in non-weeded plots only, are presented in Table S3.2. In these non-weeded plots, at the north shore in both years, the nitrogen content in aboveground biomass in 0CC was not different from that of all cover crop treatments. At the south shore, during the two years, the nitrogen content in aboveground biomass in 0CC was similar to that calculated in PR and FR, and lower if compared to FR+RC, FR+HV, and O+HV+F, except in 2020 where it was similar to that of FR+HV (Table S3.2).

As anticipated, the carbon content patterns were overall similar to those of the total biomass, showing greater carbon content as a result of greater total biomass (Fig. 3.1; Table

3.4). Carbon concentration was ranging from 0.42 g C kg^{-1} to 0.46 g C kg^{-1} across sites and years (data not shown).

When the carbon to nitrogen ratio (C/N) is lower than 25:1, nitrogen is released during the biomass decomposition and its mineralization. However, when this ratio is higher than 25:1, soil nitrogen is immobilized by microorganisms to decompose cover crop biomass (Weil and Brady, 2017). In non-weeded plots, 0CC and PR always had the highest C/N ratio, ranging from 39:1 to 47:0, except at the north shore in 2019 (Table S.3.2). Indeed, PR had the same weed amount as 0CC (Fig. 3.1). Moreover, weeds were mostly from the grass family and did not fix nitrogen. Therefore, this type of species has a low nitrogen concentration, especially in fall biomass, and it requires soil nitrogen to be decomposed (Weil and Brady, 2017). At the north shore in 2019, all treatments had similar low C/N ratio (average of 14:1). Late planting in 2019 at the north shore resulted in earlier stages of maturity for cover crops and weeds, with less carbon in biomass and consequently a lower C/N ratio (Table 3.1; Table 3.4). O+HV+F had a C/N ratio ranging from 19:1 to 34:1, depending on the growth of the legume in the mixture (Table 3.4). Oat and flax are both annual species which had reached their maturity (ripening stage) and therefore their tissues were particularly rich in carbon. Lenzi et al. (2009) have reported a C/N ratio of 30:1 for flax. Overall, FR+RC and FR+HV treatments had low C/N ratios among all, varying from 12:1 to 28:1 (Table 3.4). Indeed, high proportion of leguminous species in these treatments increased nitrogen concentration and decreased their C/N ratio. These mixtures with a leguminous species are supposed to provide nitrogen to the soil during their decomposition (Weil and Brady, 2017).

3.3.2.2. Effects of flooding on soil nitrogen

The site and year interaction was significant for all variables tested, and thus presented in Table S3.3 and Fig. S3.3. Results are presented by years due to the marked difference between flood events (Table 3.1). In fall 2019, soils at the north and south shores had a similar mineral nitrogen content with the same proportions of nitrate and ammonium. In the following spring, soils at the south shore had less ammonium content than the north shore, also resulting in lower total nitrogen content (Fig. S3.3). The spring flood in 2020 was longer at the north shore than at the south shore (Table 3.1). In fall 2020, soils at the south

shore had more total nitrogen content than the north shore because these had less ammonium content. We drew the same conclusion for spring 2021, except that soils at the north shore had also fewer nitrate content than the south shore. The 2021 spring flooding was shorter and did not seem to affect the soil mineral nitrogen content (Table 3.1).

The cover crop and site interaction is also presented in Fig. 3.3 to illustrate the effect of each treatment on soil nitrogen content. This figure shows the average of both years. Therefore, the results are presented by sites. In the fall, cover crops had similar soil total nitrogen content, on average, 17 kg N ha^{-1} for the north shore and 19 kg N ha^{-1} for the south shore. Soil ammonium content at both sites was also very similar between all treatments. In the spring at the north shore, despite a low nitrogen content of aboveground biomass, FR+HV treatment had more soil total mineral nitrogen (32 kg N ha^{-1}) and ammonium content than other treatments (a mean value of 19 kg N ha^{-1}), except for O+HV+F (Table 3.4; Fig. 3.3). At the south shore, the total mineral nitrogen content in soils was similar between all treatments, with a mean of 21 kg N ha^{-1}. However, PR treatment had less ammonium content than other treatments except FR. The high nitrogen content of leguminous treatment at the south shore did not make a difference in soil nitrogen.

Floods have many effects on soil nitrogen cycling. First, they can bring sediments on top of the soil which contribute to increasing soil nitrogen content (Shrestha et al., 2014). Moreover, cover crops and weeds provide organic matters that enhance soil nitrogen in the spring by its decomposition (Weil and Brady, 2017). Indeed, there was a slight increase in soil total nitrogen between fall and spring, although there was no statistical evidence to confirm it. Second, soil nitrogen can be leached into the lake while the water stagnates and when the water receded. The flood may also have mixed the nitrogen in the soil, due to the displacement of sediments. It creates as well an anaerobic environment which is suitable for denitrification (Baldwin and Mitchell, 2000; Weil and Brady, 2017). Moreover, aboveground plant biomass that is not well rooted into the soil can be washed away when water receded. Thus, nitrogen in this biomass can be lost in the atmosphere or in the lake. It could be one of the reasons why leguminous cover crops had no impact on soil mineral nitrogen. To conclude, nitrogen dynamics is complex and greatly altered by flood.

3.3.3. Cover crop benefits and economics

The costs associated with establishing each of the tested cover crop treatments, in terms of tillage, seeding, and seed costs, were compared among cover crop treatments (Table 3.5). PR was the cheapest cover crop treatment, but, according to our results, this species was not able to control weeds and it did not produce high biomass (Fig. 3.1; Fig. 3.2). As for FR treatment, it had a great capacity to control weeds (Fig. 3.2). Moreover, if it survives the winter and the flood event, it could be harvested the following year (although it was not the case at the four site-years). However, it had lower biomass than the non-weeded control (Fig. 3.2). This could compromise its potential to be a habitat for fish spawning in the spring. Red clover in FR+RC and hairy vetch in FR+HV did not perform well at the north shore. In contrast, these species produced high biomass and were efficient to suppress weeds at the south shore (Fig. 3.1). However, these two treatments were both the most expensive among cover crops mixtures to seed (Table 3.5). O+HV+F treatment was the second cheapest to seed among all treatments (Table 3.5). Overall, it was producing the greatest biomass with sufficient weed suppression (Fig. 3.1; Fig. 3.2). It was also one of the treatments with the most residues biomass after receding water in the spring. Moreover, it was the only treatment that still had biomass standing after the water receded, thanks to flax stems (Table 3.4). Consequently, the O+HV+F treatment was the most agronomically and economically advantageous despite the risk of fixed nitrogen being leached out, as with other CC containing a legume. In addition, oat and flax reached maturity and potentially produced a high number of seeds. It will be necessary to test if these seeds become volunteer weeds the following year before confirming the benefits of this cover crop mixture. The flax has also a high C/N ratio, which requires a longer time to decompose (Halde and Entz, 2016), possibly making it harder to perform soil tillage the following spring.

3.4. Conclusions

The objective was to identify which summer cover crops would be adapted to the Lake Saint Pierre floodplains that suppress weeds, while having characteristics (plant biomass, height, soil cover) to potentially be a habitat for fish spawning during the flood event. This study showed that these cover crops selected can control weeds while providing biomass that has the potential be a habitat for fish spawning during the spring flooding. In

addition, there was no difference in soil nitrogen content (0-15 cm) between cover crop species in the fall and little difference in the following spring after the flood event. Nitrogen dynamics is complex and greatly altered by flood; thus, it is difficult to predict nitrogen losses into the lake. Consequently, leguminous cover crops must be used with cautious in the floodplain.

Overall, O+HV+F treatment produced the highest biomass while suppressing weeds efficiently. It had high residue biomass in the spring and flax stems were still standing after water receded. FR+HV and FR+RC treatments also had a great fall biomass and spring residue but only at the south shore. In contrast, FR had a low fall biomass and spring residue while controlling weeds with efficiency, especially at the south shore. PR treatment did not do it efficiently though, due to its low biomass, resulting in weed biomass similar to that of the non-weeded 0CC. Therefore, O+HV+F treatment was the one with the most desirable characteristics to potentially be a habitat for fish spawning as a flood occurred. However, more measurements during it are needed to confirm this hypothesis. Moreover, oat and flax produced seeds that could turn into weeds the following year and flax stems could be a problem during the spring tillage. In contrast, FR treatment can suppress weeds without producing seeds. Other cover crops species, in pure stand and mixtures, should be tested to identify a wide range of cover crops adapted to lake Saint Pierre floodplains. In conclusion, cover crops have an important role to reduce the impacts of agriculture on aquatic ecosystems while being useful for farmers. More studies on summer cover crops in the flooded plains of Lake Saint Pierre are needed to measure their impacts on fish spawning.

Acknowledgements

This project was funded by the government of Quebec, through the *Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre*. It was also supported by Mitacs, as part of the Mitacs research training scholarships. We would also like to acknowledge the contribution of Florence Vachon-Laberge, Aurélie Demers, Solèmne Skorupinski, Paul Mottier, Kassandra Pelletier, Michaël Brière, Gabrielle Crevier, Renée-Frédérique Duchesneau, Francis Gagnon, Héloïse Henry, Annie Brégard, and Dominique Fournier.

References

Baldwin, D.S., Mitchell, A.M., 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. Regul. Rivers Res. Manag. 16, 457–467. https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<457::aid-rrr597>3.0.co;2-b

Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., 2015. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. Agron. J. 107, 2449–2474. https://doi.org/10.2134/agronj15.0086

Borman, M.M., Krueger, W.C., Johnson, D.E., 1991. Effects of established perennial grasses on yields of associated annual weeds. J. Range Manag. 44, 318–326.

Brown, T.G., Runciman, B., Bradford, M.J., Pollard, S., 2009. A biological synopsis of yellow perch, Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences 2883.

Büchi, L., Mouly, P., Amossé, C., Bally, C., Wendling, M., Charles, R., 2016. Méthode non destructive d'estimation de la biomasse de couverts végétaux. Rech. Agron. Suisse 7, 136–143.

Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). 1999. Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux. ADGEX 533. Québec, Canada. 104 p.

Clark, A. (Ed.), 2007. Managing cover crops profitably, 3rd ed. ed. Sustainable Agriculture Network, Beltsville MD, USA.

CRAAQ, 2020. Grains de semences, in: Références Économiques En Agriculture. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 3.

CRAAQ, 2018. Machinerie, in: Références Économiques En Agriculture. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 25.

Darbyshire, S.J., Francis, A., Mulligan, G.A., Graham, G.L., 2014. The biology of Canadian weeds. 153. *Stachys palustris* L. Can. J. Plant Sci. 94, 709–722. https://doi.org/10.4141/CJPS2013-300

de la Chenelière, V., Brodeur, P., Mingelbier, M., 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. Le Nat. Can. 138, 50–61. https://doi.org/10.7202/1025070ar

Fageria, N.K., Baligar, V.C., Bailey, B.A., 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 36, 2733–2757. https://doi.org/10.1080/00103620500303939

Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A., Cabana, G., 2019. Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river. Ecosystems 22, 1823–1837. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00374-w

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. Landsc. Ecol. 9, 1229–1247. https://doi.org/10.1007/s10980-020-00996-9

Gallegos Torell, A., Glimskar, A., 2009. Computer-aided calibration for visual estimation of vegetation Cover. J. Veg. Sci. 20, 973–983.

Giroux, I., 2018. État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques. Québec. 44 p.

Goudenhooft, C., Bourmaud, A., Baley, C., 2019. Flax (Linum usitatissimum L.) fibers for composite reinforcement: Exploring the link between plant growth, cell walls development, and fiber properties. Front. Plant Sci. 10, 1–23. https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00411

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. Can. J. Plant Sci. 96, 59–71. https://doi.org/10.1139/cjps-2015-0095

Hayden, Z.D., Brainard, D.C., Henshaw, B., Ngouajio, M., 2012. Winter annual weed suppression in rye – vetch cover crop mixtures winter annual. Weed Technol. 26, 818–825. https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00084.1

Henson, P.R., Schotch, H.A., 1968. Vetch culture and uses, Farmers'Bu. ed. United States Department of Agriculture, Washington DC, USA.

Hudon, C., Carignan, R., 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 1165–1180. https://doi.org/10.1139/F08-069

Isik, D., Kaya, E., Ngouajio, M., Mennan, H., 2009. Summer cover crops for weed management and yield improvement in organic lettuce (*Lactuca sativa*) production. Phytoparasitica 37, 193–203. https://doi.org/10.1007/s12600-009-0021-z

Killgore, K.J., Dibble, E.D., Hoover, J.J., 1993. Relationships between fish and aquatic plants: a plan of study. U.S. Army Corps of Engineers, Miscellaneous Paper A-93-1. Vicksburg, Mississippi.

Lancashire, P.D., Bleiholder, H., van den Boom, T., Langeluddeke, P., Stauss, R., Weber, E., Witzenberger, A., 1991. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. Ann. Appl. Biol. 119, 561–601.

Langlois, C., Lapierre, L., Léveillé, M., Turgeon, P., Ménard, C., 1992. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Pierre : rapport technique, zone d'intrérêt prioritaire no. 11. Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection. Environnement Canada.

Lavergne, S., Vanasse, A., Thivierge, M., Halde, C., 2021a. Using fall-seeded cover crop mixtures to enhance agroecosystem services : A review. Agrosystems, Geosci. Environ. 4, 1–18. https://doi.org/10.1002/agg2.20161

Lavergne, S., Vanasse, A., Thivierge, M.N., Halde, C., 2021b. Nitrogen content of pea-based cover crop mixtures and subsequent organic corn yield. Agron. J. 113, 3532–3547. https://doi.org/10.1002/agj2.20727

Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., Mailhot, Y., 2017. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 50 p.

Mailhot, Y., Axelsen, Y.F., Dumont, P., Fournier, H., Lamoureux, P., Pomerleau, C., Portelance, B., 1987. Avis scientifique sur le statut de la population de la perchaude au lac Saint-Pierre. Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Plan de gestion de la pêche. Comité scientifique conjoint. Avis scientifique 87/3. 26 p.

Marcillo, G.S., Miguez, F.E., 2017. Corn yield response to winter cover crops : An updated meta-analysis. J. Soil Water Conserv. 72, 226–239. https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.226

Maynard, D.G., Kalra, Y.P., Crumbaugh, J.A., 2006. Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen, in: Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press, Boca Raton, USA, pp. 97–106.

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.

MELCC, 2021. Critères de qualité de l'eau de surface : phosphore total [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. URL https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0393 (30 September 2021).

MFFP, 2021. Prolongation de 5 ans du moratoire sur la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre [Online]. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. URL https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/peche/prolongation-moratoire-perchaude/ (8 September 2021).

Mingelbier, M., Brodeur, P., Morin, J., 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent et évaluation des critères de régularisation du Système lac Ontario - Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. Québec. 156 p.

Muzangwa, L., Chiduza, C., Muchaonyerwa, P., 2012. Biomass production, weed suppression, nitrogen and phosphorus uptake in white oat (*Avena sativa* L.) and grazing

vetch (*Vicia dasycarpa* L.) cover crop bicultures under an irrigated no-till system. South African J. Plant Soil 29, 135–141. https://doi.org/10.1080/02571862.2012.741719

Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Holman, J.D., 2015. Cover crop biomass production and water use in the central great plains. Agron. J. 107, 2047–2058. https://doi.org/10.2134/agronj15.0186

Osipitan, O.A., Dille, J.A., Assefa, Y., Radicetti, E., Ayeni, A., Knezevic, S.Z., 2019. Impact of cover crop management on level of weed suppression : a meta-analysis. Crop Sci. 59, 833–842. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0589

Robel, R.J., Briggs, J.N., Dayton, A.D., Hulbert, L.C., 1970. Relationships between visual obstruction measurements and weight of grassland. J. Range Manag. 23, 295–297.

Ross, S.M., King, J.R., Izaurralde, R.C., O'Donovan, J.T., 2009. The green manure value of seven clover species grown as annual crops on low and high fertility temperate soils. Can. J. Plant Sci. 89, 465–476. https://doi.org/10.4141/CJPS08173

Schulz, M., Marocco, A., Tabaglio, V., Macias, F.A., Molinillo, J.M., 2013. Benzoxazinoids in rye allelopathy - from discovery to application in sustainable weed control and organic farming. J. Chem. Ecol. 39, 154–174. https://doi.org/10.1007/s10886-013-0235-x

Shrestha, J., Niklaus, P.A., Pasquale, N., Huber, B., Barnard, R.L., Frossard, E., Schleppi, P., Tockner, K., Luster, J., 2014. Flood pulses control soil nitrogen cycling in a dynamic river floodplain. Geoderma 228–229, 14–24. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.018

Smith, R.G., Warren, N.D., Cordeau, S., 2020. Are cover crop mixtures better at suppressing weeds than cover crop monocultures ? Weed Sci. 68, 186–194. https://doi.org/10.1017/wsc.2020.12

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.

Thapa, R., Mirsky, S.B., Tully, K.L., 2018. Cover crops reduce nitrate leaching in agroecosystems: a global meta-analysis. J. Environ. Qual. 47, 1400–1411. https://doi.org/10.2134/jeq2018.03.0107

Vis, C., Cattaneo, A., Hudon, C., 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. J. Phycol. 44, 38–44. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x

Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. The nature and properties of soils, 15th edition. ed. Person Education, Essex, England.

Tables

Table 3.1 Soil properties, dates of sampling aboveground biomass, and flood characteristics at the two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (north shore and south shore), for two years (2019 and 2020).

	Soil properties[1]							Dates			Flood properties
Site and year	pH	Organic matter content (%)	Phosphorus (kg P ha^{-1})	Potassium (kg K ha^{-1})	Clay (%)	Loam (%)	Sand (%)	Sowing date	Fall sampling	Spring sampling[2]	Water residence time (days)[3]
North shore 2019	5.8	4.3	35.2	130.5	29.3	33.1	37.6	25 July 2019	October 2019	Late May 2020	40 to 65
North shore 2020	6.1	3.9	51.0	119.0	27.1	22.1	50.8	9 June 2020	October 2020	Mid-April 2021	0 to 40
South shore 2019	6.8	7.3	73.2	386.0	56.6	16.5	26.9	4 July 2019	October 2019	Mid-May 2020	35 to 45
South shore 2020	7.1	7.9	59.8	439.0	57.7	14.1	28.2	4 June 2020	October 2020	Early April 2021	5 to 20

[1]Values represent a mean of four blocks at each site-year; [2]After water receded; [3]Between March and June, flooding was not even among all plots, therefore some plots have lower water residence time than others.

Table 3.2 Cover crop species and cultivars, seed companies, thousand-kernel weights, seeding rates of pure cover crop species, and proportions of seeds in mixtures as used in 2019 and 2020 to seed cover crops on the Lake Saint Pierre floodplains.

				Thousand-kernel weight	Seeding rate	
Treatments	Cover crop species	Cultivar	Seed company	g 1000 seed^{-1}	kg ha^{-1}	seed m^{-2}
PR	Perennial ryegrass	Mathilde	RDR Grains et semences, Québec, Canada	2.9	15	517.2
FR	Fall rye	Gauthier	Coop Novago, Québec, Canada	28.9	135	467.1
FR+RC	Fall rye	Gauthier	Coop Novago, Québec, Canada	28.9	81	280.3
	Red clover	Merviot	RDR Grains et semences, Québec, Canada	1.8	6	333.3
FR+HV	Fall rye	Gauthier	Coop Novago, Québec, Canada	28.9	81	280.3
	Hairy vetch	-	RDR Grains et semences, Québec, Canada	43.3	12	27.7
O+HV+F	Oat	Vitality	Coop Novago, Québec, Canada	35.7	52	145.7
	Hairy vetch	-	RDR Grains et semences, Québec, Canada	43.3	10.5	24.2
	Flax	CDC Bethune	Coop Novago, Québec, Canada	6.2	16.5	266.1

Table 3.3 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two types of weeding (weeded and non-weeded), two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore), two years (2019 and 2020), and their interactions[2], on aboveground biomass and soil cover characteristics in the fall and in the following spring after flooding.

	Fall											Following spring after flooding		
	Biomass			Soil cover			Biomass concentration		Biomass content		Plant height	Above-	Soil cover	
Source of variation	Total[3]	Cover crops[3]	Weeds[3]	Bare ground	Cover crops	Weeds[3]	N	C/N ratio	C	N	Robel height[3]	ground biomass[3]	Bare ground	Residue
Cover crop (CC)	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Weeding (W)	***	***	***	***	***	***	***	***	***	NS	***	***	***	***
Site (S)	**	***	**	NS	***	***	***	*	*	*	NS	**	***	***
Year (Y)	***	NS	***	NS	NS	NS	***	***	***	NS	**	***	***	***
CC × W	***	NS	***	***	NS	***	***	*	NS	NS	***	***	***	***
CC × S	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
CC × Y	***	*	***	NS	NS	*	***	***	***	NS	***	**	**	**
W × S	**	NS	*	**	NS	**	NS	NS	**	*	*	NS	NS	NS
W × Y	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	***	NS	NS	NS
S × Y	**	**	***	NS	*	**	***	***	**	NS	***	***	***	***
CC × W × S	**	NS	*	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC × W × Y	***	NS	***	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	***	***	***	***
CC × S × Y	**	***	***	***	***	***	***	***	**	***	***	**	***	***
W × S × Y	**	*	*	NS	NS	NS	*	***	**	NS	***	***	**	**

Note: ***, significant at $P \leq 0.001$; **, significant at $P \leq 0.01$; *, significant at $P \leq 0.05$; NS, not significant.
[1]See Table 3.4 for description of cover crop treatments; [2]See the section on Statistical analyses under Materials and Methods for details; [3]A square root transformation was used because data did not respect the assumptions underlying the analysis of variance.

Table 3.4 Fall aboveground biomass and spring residue characteristics for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = fall mixture of rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplain (its north shore and south shore) for two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different letters indicate significant difference between means at $P \leq 0.05$ within a column for each site separately.

			Fall				Following spring after flooding		
								Ground cover	
Site	Year	Treatments	C content (Mg C ha^{-1})	N concentration (g N kg^{-1})	N content (Mg N ha^{-1})	C/N ratio	Above-ground biomass (Mg ha^{-1})	Residue (%)	Bare ground (%)
North shore	2019	0CC	-[1]	-[1]	-[1]	-[1]	0.11d	5c	95a
		PR	0.51e	35.2a	0.04a	12e	0.12d	10c	90a
		FR	0.69de	31.9a	0.05a	14de	0.17d	10c	90a
		FR+RC	0.71cde	34.9a	0.06a	13e	0.15d	10c	90a
		FR+HV	0.70de	35.3a	0.06a	12e	0.18d	10c	90a
		O+HV+F	1.24bc	23.2b	0.07a	19cd	1.22bc	40b	60b
	2020	0CC	-[1]	-[1]	-[1]	-[1]	1.58c	45b	55b
		PR	2.17abc	10.2bc	0.05a	45a	2.71ab	90ab	10bc
		FR	1.14cd	17.0bc	0.04a	27b	1.45b	70ab	30bc
		FR+RC	1.23bc	17.0bc	0.04a	28b	1.64b	75a	25c
		FR+HV	1.61ab	21.8b	0.08a	21c	2.20ab	85a	15c
		O+HV+F	2.00a	13.7c	0.06a	34a	2.95a	85a	15c
South shore	2019	0CC	-[1]	-[1]	-[1]	-[1]	0.82d	45de	55ab
		PR	0.86c	13.5fg	0.03d	32b	1.45abc	75abc	25cde
		FR	0.65c	17.4def	0.02d	28b	0.71d	45de	55ab
		FR+RC	1.41b	25.1bc	0.08ab	18cd	1.20bcd	70bcd	30bcd
		FR+HV	1.36b	34.1a	0.11a	13d	1.32abcd	90a	10e
		O+HV+F	1.97a	20.2de	0.09ab	22c	1.99ab	85ab	15de
	2020	0CC	-[1]	-[1]	-[1]	-[1]	1.26cd	35e	65a
		PR	1.97a	10.5g	0.05cd	42a	2.12a	85ab	15de
		FR	0.66c	22.4cd	0.03d	19c	0.97cd	55cde	45abc
		FR+RC	1.19bc	28.1b	0.08ab	16cd	0.62d	45de	55ab
		FR+HV	1.15bc	25.9bc	0.07bc	18cd	1.14bcd	70abcd	30bcde
		O+HV+F	2.40a	15.7ef	0.08ab	30b	1.74ab	70abcd	30bcde

[1]0CC not included in the ANOVA (See the Statistical analyses section in Material and methods for details).

Table 3.5 Costs of tillage, in seeding operations and of seeds for the cover crop treatments on average at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore).

	Bare/fallow soil ($ ha^{-1})	Cover crop treatments ($ ha^{-1})				
		PR	FR	FR+RC	FR+HV	O+HV+F
Operations						
Tillage	0	84	84	84	84	84
Seeding	0	40	40	40	40	40
Cover crop seed cost	0	98	176	165	185	149
Total	0	222	300	289	309	273

Note: 0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax.

Figures

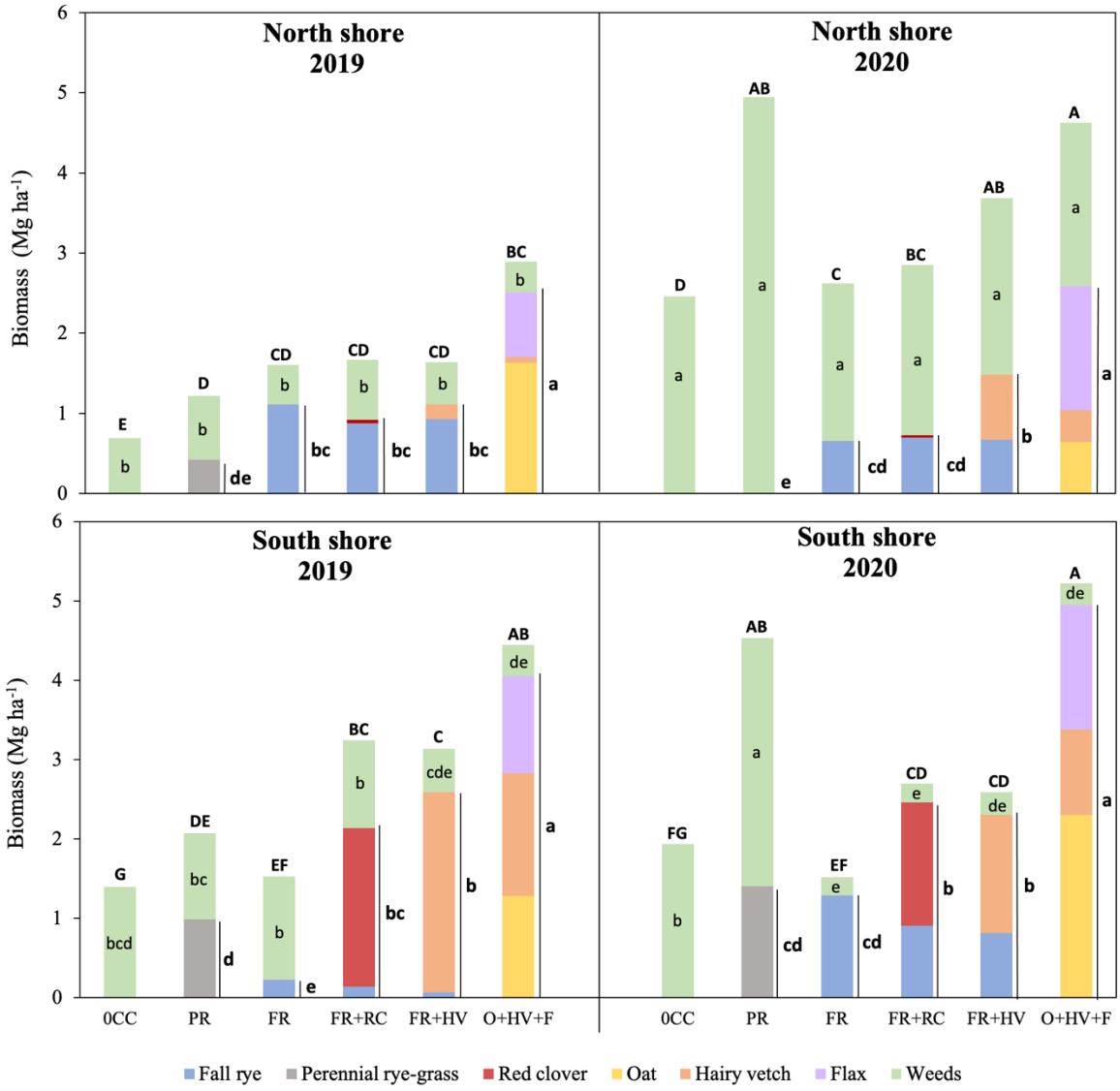


Fig. 3.1 Total aboveground biomass detailed by cover crop species and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Within each site, different capital letters indicate significant difference between total biomasses, while different lower-case letters in the green portion indicate significant difference between weeds and different lower-case letters in bold, next to vertical lines, indicate significant difference between the total amount of cover crops, at $P \leq 0.05$.

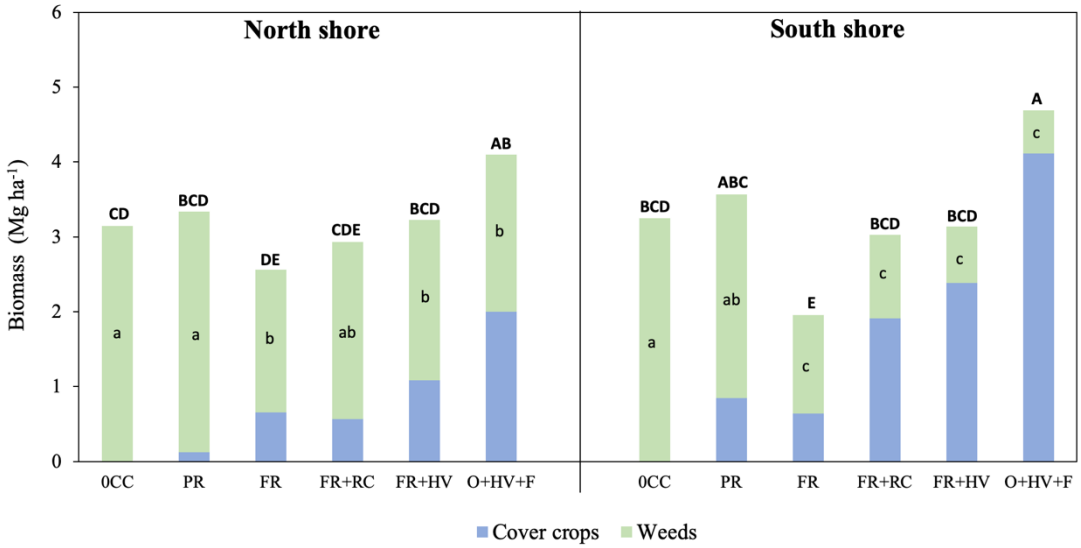


Fig. 3.2 Total aboveground biomass in non-weeded plots detailed by cover crop biomass and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore). Values are averaged for the two years (2019 and 2020). Different capital letters indicate significant difference between total biomass, while different lower-case letters indicate significant difference between weeds at $P \leq 0.05$.

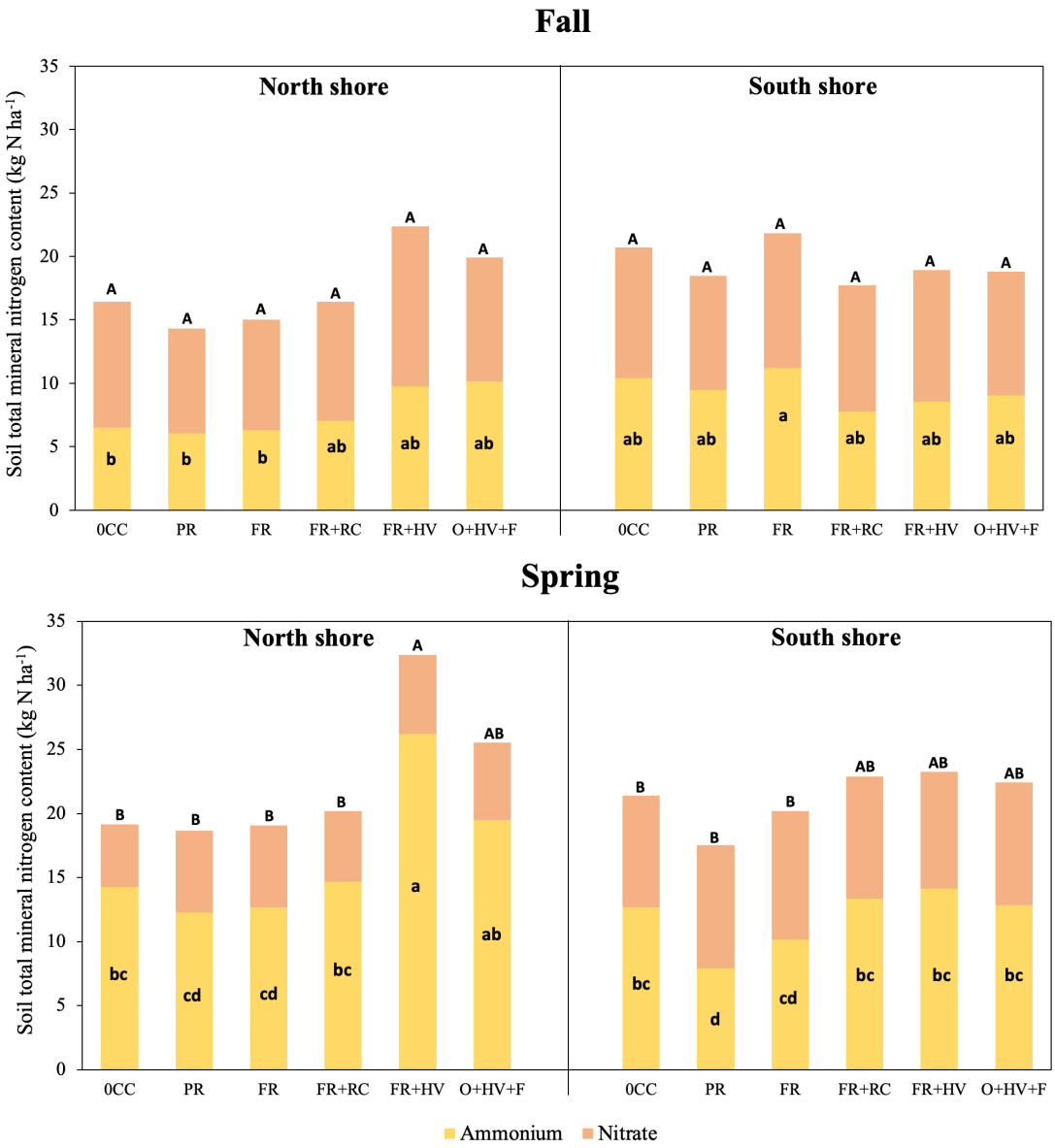


Fig. 3.3 Soil total mineral nitrogen content (ammonium content in yellow and nitrate content in orange) for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) with spring and fall sampling. Values are averaged for weeded and non-weeded plots and for the two years (2019 and 2020). Different letters indicate significant difference within each seasonal sampling, at $P \leq 0.05$.

Supplemental Tables

Table S3.1 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore), two years (2019 and 2020), and their interactions, for all the non-weeded plots of aboveground biomass characteristics in the fall.

	Aboveground biomass			
Source of variation	Carbon content	Nitrogen concentration	Nitrogen content	C/N ratio
Cover crop (CC)	***	***	***	***
Site (S)	**	**	NS	***
Year (Y)	***	***	NS	***
CC × S	***	***	***	***
CC × Y	***	***	**	***
S × Y	NS	***	NS	***
CC × S × Y	NS	***	**	***

Note: ***, significant at $P \leq 0.001$; **, significant at $P \leq 0.01$; NS, not significant. [1]See Table 3.4 for description of cover crop treatments; [2]See the section on Statistical analyses section under Materials and Methods for details.

Table S3.2 Aboveground biomass characteristics in the fall, in non-weeded plots for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) for two years (2019 and 2020). Within each column, different letters indicate significant difference between means, within each site, at $P \leq 0.05$.

Site	Year	Treatments	Aboveground biomass			
			Carbon content (Mg C ha^{-1})	Nitrogen concentration (g N kg^{-1})	Nitrogen content (Mg N ha^{-1})	C/N ratio
North shore	2019	0CC	0.57	30.4 a	0.04 b	14 d
		PR	0.72	31.4 a	0.05 ab	13 d
		FR	0.77	28.7 a	0.05 ab	15 d
		FR+RC	0.89	30.6 a	0.06 ab	14 d
		FR+HV	0.86	30.2 a	0.06 ab	14 d
		O+HV+F	1.27	22.7 b	0.07 ab	19 cd
	2020	0CC	2.13	9.4 d	0.05 ab	47 a
		PR	2.17	10.2 d	0.05 ab	45 ab
		FR	1.46	13.4 cd	0.04 ab	33 b
		FR+RC	1.64	12.2 cd	0.05 ab	36 b
		FR+HV	1.94	17.5 bc	0.08 a	25 c
		O+HV+F	2.32	11.8 d	0.06 ab	38 ab
South shore	2019	0CC	1.17	9.7 d	0.03 c	44 a
		PR	1.04	10.8 d	0.03 c	39 a
		FR	0.92	11.8 d	0.03 c	37 a
		FR+RC	1.45	20.6 bc	0.07 b	21 bc
		FR+HV	1.54	30.2 a	0.11 a	14 d
		O+HV+F	1.91	19.2 bc	0.08 ab	23 bc
	2020	0CC	1.71	10.8 d	0.04 c	41 a
		PR	2.18	9.9 d	0.05 bc	45 a
		FR	0.73	21.9 b	0.04 c	20 bcd
		FR+RC	1.13	27.0 ab	0.07 b	16 cd
		FR+HV	1.16	23.5 ab	0.06 bc	19 cd
		O+HV+F	2.38	14.8 cd	0.08 ab	31 ab

Table S3.3 Analysis of variance for the effects of six cover crop treatments[1], two types of weeding (weeded and non-weeded), two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (north shore and south shore), two years (2019 and 2020), two seasons (fall and spring [after water receded]), and their interactions[2], on soil mineral nitrogen content.

	Fall			Spring		
Source of variation	Soil total mineral nitrogen content[3]	Soil ammonium content[4]	Soil nitrate content	Soil total mineral nitrogen content	Soil ammonium content[3]	Soil nitrate content[4]
Cover crop (CC)	NS	NS	*	***	***	NS
Weeding (W)	NS	NS	**	NS	**	NS
Site (S)	NS	**	NS	NS	**	***
Year (Y)	*	***	**	NS	NS	***
CC × W	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC × S	**	**	NS	**	*	NS
CC × Y	*	NS	***	NS	NS	NS
W × S	NS	NS	**	NS	NS	NS
W × Y	NS	NS	**	NS	NS	NS
S × Y	**	*	**	***	***	*
CC × W × S	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC × W × Y	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC × S × Y	NS	NS	NS	NS	NS	NS
W × S × Y	NS	NS	**	NS	NS	NS

Note: ***, significant at $P \leq 0.001$; **, significant at $P \leq 0.01$; *, significant at $P \leq 0.05$; NS, not significant. [1]See Table 3.4 for description of cover crop treatments; [2]See the section on Statistical analyses section under Materials and Methods for details; [3]A square root transformation was used because data did not respect the assumptions underlying the analysis of variance; [4]A logarithm transformation was used because data did not respect the assumptions underlying the analysis of variance.

Supplemental Figures

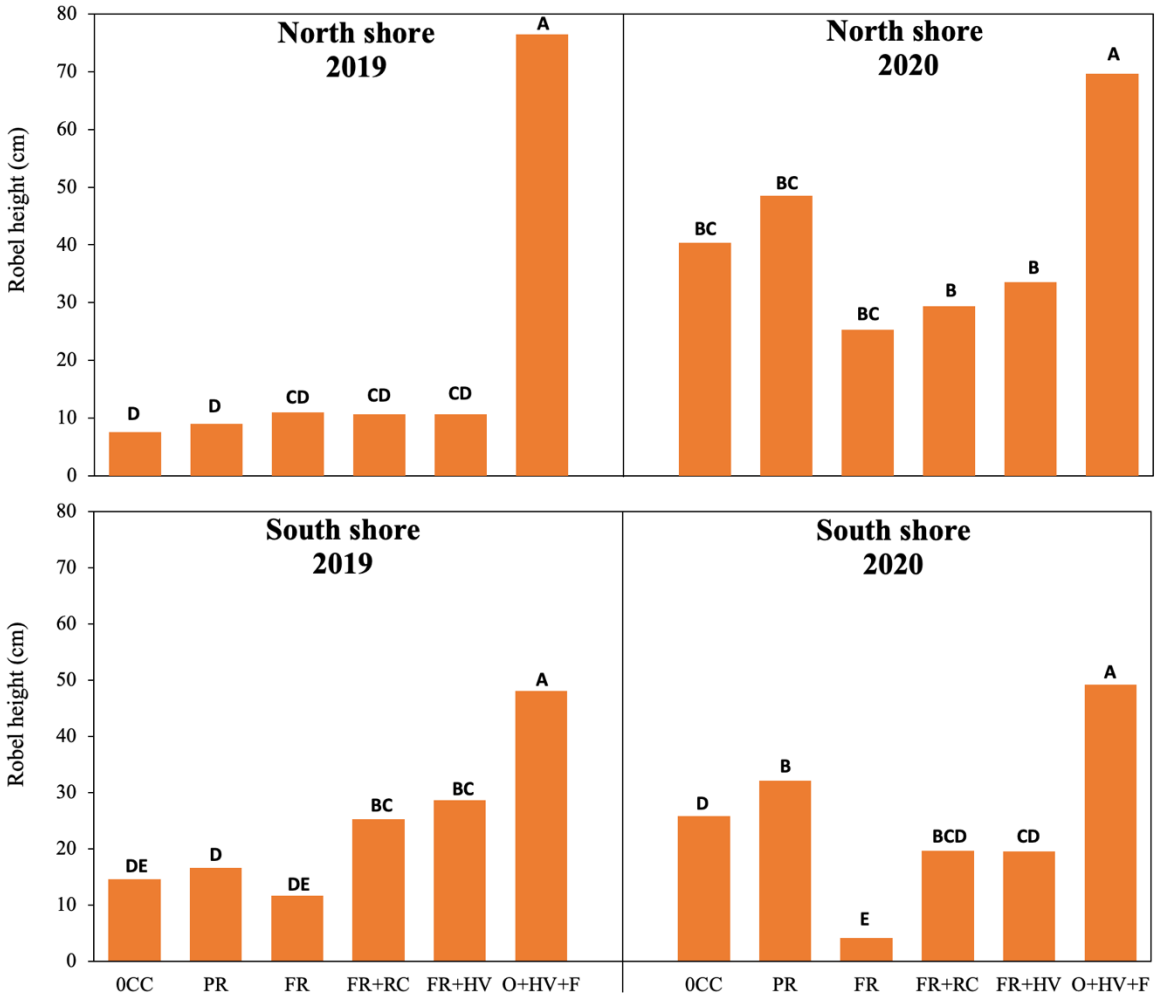


Fig. S3.1 Robel pole height for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplain (its north shore and south shore), over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different letters indicate significant difference between means, within each site, at $P \leq 0.05$.

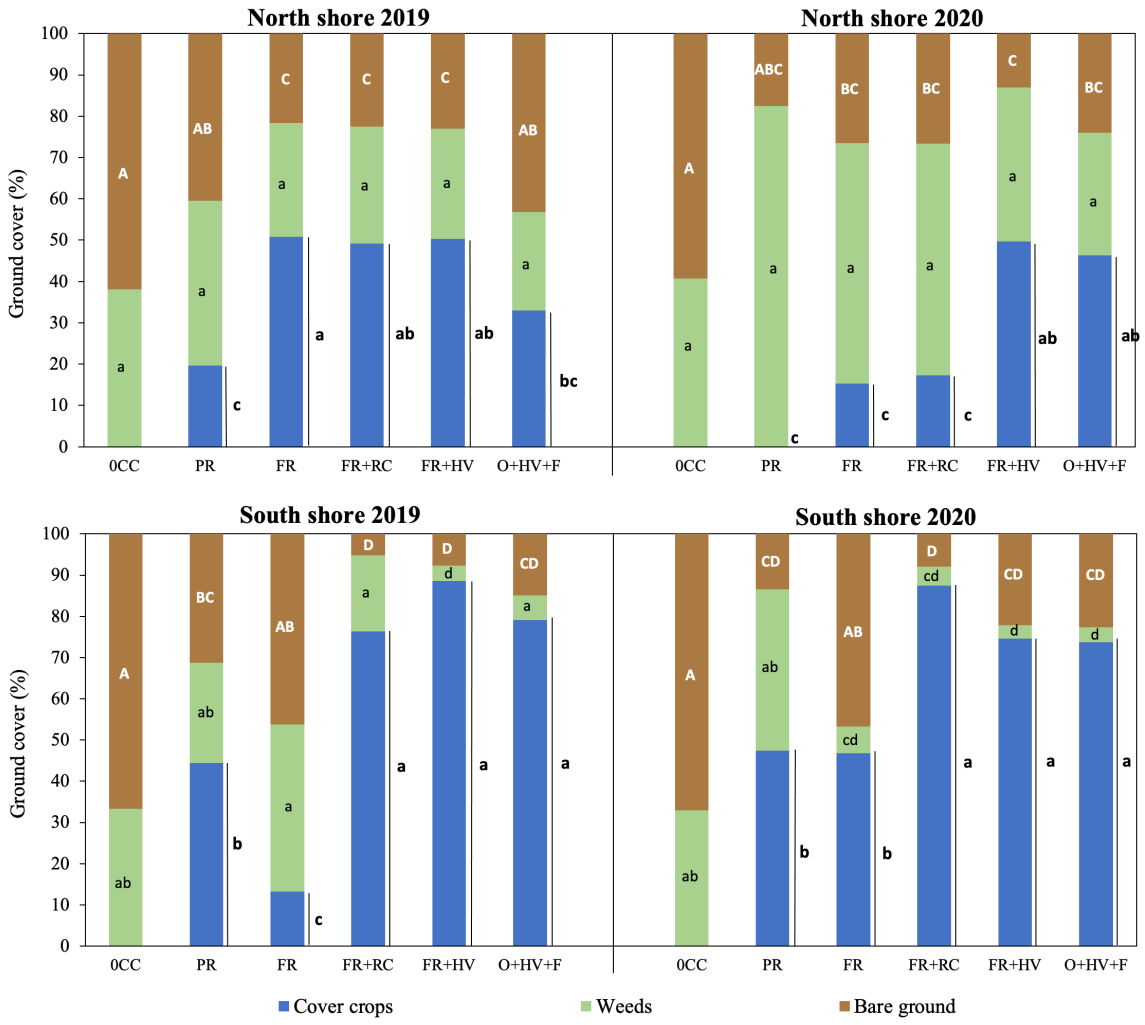


Fig. S3.2 Ground cover detailed by cover crops and weeds for cover crop treatments (0CC = bare soil control; PR = perennial ryegrass; FR = fall rye; FR+RC = mixture of fall rye and red clover; FR+HV = mixture of fall rye and hairy vetch; O+HV+F = mixture of oat, hairy vetch, and flax) at two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) over two years (2019 and 2020). Values are averaged for weeded and non-weeded plots. Different capital letters indicate significant difference between percentages of bare ground, while different lower-case letters in the green portion indicate significant difference between weeds and different lower-case letters in bold, next to vertical lines, indicate significant difference between the total biomass of cover crops, within each site, at $P \leq 0.05$.

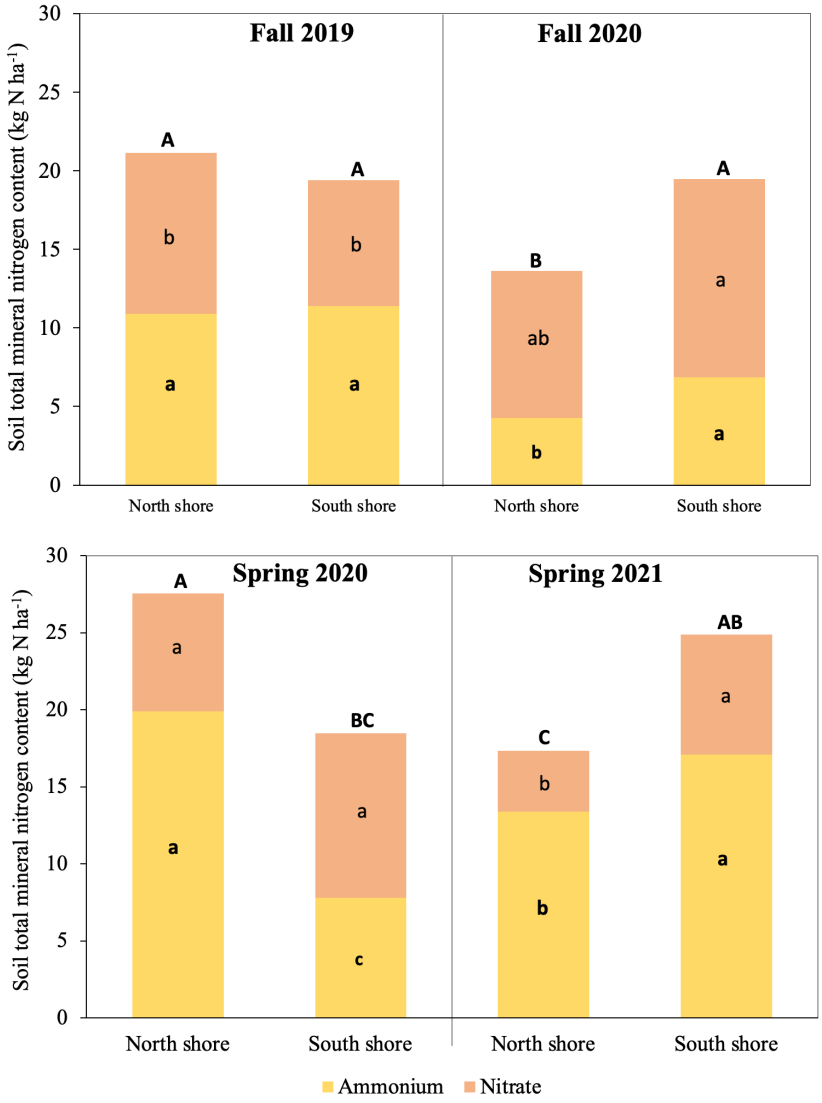


Fig. S3.3 Soil total mineral nitrogen content (nitrate and ammonium contents) at the two sites located on the Lake Saint Pierre floodplains (its north shore and south shore) over two years (2019 and 2020) with spring and fall sampling. Values are averaged for cover crop treatments, for weeded and non-weeded plots. Different letters indicate significant difference within each seasonal sampling, at $P \leq 0.05$.

Conclusion

L'objectif général du projet était d'évaluer des CC de pleine saison adaptées aux plaines inondables du lac Saint-Pierre, qui supprimeraient les adventices, tout en ayant des caractéristiques favorables pour potentiellement être un habitat de fraie des poissons lors de la crue. Ainsi, cinq types de CC et un témoin ont été évalués à deux sites sur deux années. La moitié de chaque parcelle a été désherbée une à deux fois dans la saison pour comparer la croissance des CC avec et sans la pression des adventices. Des mesures sur la biomasse et l'azote du sol ont été prises à l'automne au moment du gel et au printemps après la crue. Pour répondre à l'objectif général, plusieurs hypothèses ont été émises et qui sont ou non confirmées à l'issue de cette étude :

- La première hypothèse mentionnant que l'utilisation de mélanges multi-espèces de CC de pleine saison permet d'obtenir un recouvrement du sol et une biomasse aérienne plus élevée à l'automne, tout en réprimant efficacement les adventices, en comparaison avec des espèces pures de CC, est partiellement confirmée pour la biomasse et le recouvrement et infirmée pour la compétition envers les adventices. En effet, le mélange de seigle d'automne et de trèfle rouge, ainsi que le mélange de seigle d'automne et de vesce velue ont généralement eu une biomasse et un recouvrement plus important que les espèces pures de CC, surtout sur le site de la rive sud du lac Saint-Pierre. L'action combinée de l'avoine, de la vesce velue et du lin a généré la biomasse la plus abondante par rapport aux autres traitements. Indépendamment du nombre d'espèces de CC, la biomasse d'adventices était similaire entre ces traitements avec CC et inférieure au témoin enherbé, sauf pour quelques exceptions.

- La deuxième hypothèse étant que certaines CC de pleine saison sont plus favorables à former un substrat au printemps pour la ponte des poissons est confirmée. En effet, le mélange d'avoine, vesce velue et lin a produit une biomasse élevée de résidus au printemps. La vesce velue s'accroche aux tiges d'avoine et de lin, ce qui forme un couvert végétal haut et dense. Ce mélange possédait la hauteur Robel la plus élevée de tous les traitements. De plus, au printemps, les tiges de lin sont les seules à avoir résisté à la crue à tous les sites et à chaque année, grâce à leur forte teneur en lignine.

- La troisième hypothèse est infirmée : les mélanges sans légumineuses n'ont pas permis de réduire le contenu en azote du sol davantage que les mélanges avec légumineuses. En effet, la crue perturbe le cycle de l'azote dans le sol en ajoutant des sédiments et en favorisant la dénitrification et le lessivage. Ainsi, il y a eu peu de différences entre les espèces de CC.

- La quatrième hypothèse est partiellement confirmée : les mélanges avec légumineuses ont produit de la biomasse aérienne avec un contenu en azote plus élevé que les traitements sans légumineuses à un site sur deux. Sur le site de la rive sud, les légumineuses ont eu une forte croissance. Ainsi, les mélanges avec ces espèces possédaient un contenu en azote supérieur aux autres CC. À l'inverse, sur le site de la rive nord, les légumineuses ne se sont pas bien développées : le contenu en azote de leur biomasse était équivalent aux autres CC. Il n'a pas été possible de confirmer que les mélanges avec légumineuses enrichissaient le sol en azote au printemps.

- La cinquième et dernière hypothèse étant que certaines CC de pleine saison apportent plus d'avantages agronomiques et économiques que d'autres est partiellement confirmée. En effet, leur coût d'implantation n'est pas compensé par les économies d'engrais que le producteur pourrait réaliser si les légumineuses enrichissaient le sol en azote. Toutefois, leur bénéfice environnemental possible sur la ponte des poissons couplé avec leur capacité à lutter contre les adventices prouve que les CC de pleine saison sont une alternative intéressante à un champ laissé en jachère lors des crues tardives.

Par conséquent, grâce à sa forte biomasse présente au printemps, le mélange d'avoine, vesce velue et lin semble être le traitement le plus favorable pour l'environnement. Cette étude démontre que le littoral du lac Saint-Pierre est un écosystème complexe. La variabilité entre les sites et les années était importante. L'imprévisibilité de la crue nécessite que les agriculteurs, tout comme les chercheurs, adaptent rapidement leurs cultures et leurs expériences au printemps. Il est connu que l'agriculture sur le littoral perturbe les milieux fauniques du lac et cause de nombreux problèmes environnementaux. Toutefois, l'agriculture en amont joue aussi un rôle sur la dégradation de l'écosystème du lac Saint-Pierre. En effet,

l’érosion des sols et le lessivage des nutriments peuvent se produire aussi bien sur le littoral que dans les champs drainés par des rivières qui se jettent dans le lac. Il est donc important que les CC soient utilisées aussi bien en amont que sur le littoral pour pouvoir améliorer l’écosystème aquatique du lac Saint-Pierre.

Bibliographie

AAC, 2016. Solutions de rechange à la mise en jachère [En ligne]. Agriculture et Agroalimentaire Canada. URL https://agriculture.canada.ca/fr/agriculture-environnement/agroclimat-guetter-secheresse/gestion-du-risque-agroclimatique/solutions-rechange-mise-jachere (30 septembre 2021).

Adeux, G., Antichi, D., Carlesi, S., Mazzoncini, M., Munier-jolain, N., Paolo, B., 2021. Cover crops promote crop productivity but do not enhance weed management in tillage-based cropping systems. Eur. J. Agron. 123, 126221. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126221

Baldwin, D.S., Mitchell, A.M., 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. Regul. Rivers Res. Manag. 16, 457–467. https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<457::aid-rrr597>3.0.co;2-b

Balon, E.K., 1975. Reproductive guild of fishes: A proposal and Definition. J. Fish. Board Canada 32, 821–864.

Baraibar, B., White, C.M., Hunter, M.C., Finney, D.M., Barbercheck, M.E., Kaye, J.P., Curran, W.S., Bunchek, J., Mortensen, D.A., 2021. Weeds in cover crops: context and management considerations. Agriculture 11, 193. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agriculture11030193

Batey, T., 2009. Soil compaction and soil management – a review. Soil Use Manag. 25, 335–345. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x

Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Res. 42, 2849–2861. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018

Black, A.L., Siddoway, F.H., Brown, P.L., 1974. Summer fallow in the northern great plains (winter wheat), in: Summer Fallow in the Western United States. Conservation Research Report No. 17. Agriculture Reserch Service. United States Department of Agriculture, Washington DC, USA, pp. 36–50.

Blanco-Canqui, H., Holman, J.D., Schlegel, A.J., Tatarko, J., Shaver, T.M., 2013. Replacing fallow with cover crops in a semiarid soil: effects on soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 1026–1034. https://doi.org/10.2136/sssaj2013.01.0006

Blanco-Canqui, H., Mikha, M.M., Presley, D.R., Claassen, M.M., 2011. Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 75, 1471–1482. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430

Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., 2015. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. Agron. J. 107, 2449–2474. https://doi.org/10.2134/agronj15.0086

Borman, M.M., Krueger, W.C., Johnson, D.E., 1991. Effects of established perennial grasses on yields of associated annual weeds. J. Range Manag. 44, 318–326.

Brown, T.G., Runciman, B., Bradford, M.J., Pollard, S., 2009. A biological synopsis of yellow perch, Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences 2883.

Bryan, C.J., Sipes, S.D., Arduser, M., Kassim, L., Gibson, D.J., Scott, D.A., Gage, K.L., 2021. Efficacy of cover crops for pollinator habitat provision and weed suppression. Environ. Entomol. 50, 208–221. https://doi.org/10.1093/ee/nvaa159

Büchi, L., Mouly, P., Amossé, C., Bally, C., Wendling, M., Charles, R., 2016. Méthode non destructive d'estimation de la biomasse de couverts végétaux. Rech. Agron. Suisse 7, 136–143.

Bullock, A., Acreman, M., 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrol. Earth Syst. Sci. 7, 358–389.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correl, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8, 559–568.

Chen, G., Weil, R.R., 2011. Root growth and yield of maize as affected by soil compaction and cover crops. Soil Tillage Res. 117, 17–27. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.08.001

Chon, S., Kim, Y., 2004. Herbicidal potential and quantification of suspected allelochemicals from four grass crop extracts. J. Agron. Crop Sci. 190, 145–150.

Chouinard, P., Ruel, D., 2014. Les céréales d'automne, un atout dans votre rotation ! [En ligne]. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. URL https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Regions/centreduquebec/INPACQInfolettre/productionsvegetales/Pages/cerealesautomne.aspx (6 octobre 2021).

Clark, A. (Ed.), 2007. Managing cover crops profitably, 3rd ed. ed. Sustainable Agriculture Network, Beltsville MD, USA.

Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). 1999. Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux. ADGEX 533. Québec, Canada. 104 p.

CRAAQ, 2020. Grains de semences, dans: Références Économiques En Agriculture. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 3.

CRAAQ, 2018. Machinerie, dans: Références Économiques En Agriculture. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 25.

Darbyshire, S.J., Francis, A., Mulligan, G.A., Graham, G.L., 2014. The biology of Canadian weeds. 153. *Stachys palustris* L. Can. J. Plant Sci. 94, 709–722.

https://doi.org/10.4141/CJPS2013-300

Daryanto, S., Fu, B., Wang, L., Jacinthe, P.A., Zhao, W., 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. Earth-Science Rev. 185, 357–373. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013

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 Nat. Can. 140, 42–52. https://doi.org/10.7202/1034097ar

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 Nat. Can. 138, 50–61. https://doi.org/10.7202/1025070ar

Fageria, N.K., Baligar, V.C., Bailey, B.A., 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 36, 2733–2757. https://doi.org/10.1080/00103620500303939

Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A., Cabana, G., 2019. Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river. Ecosystems 22, 1823–1837. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00374-w

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. Landsc. Ecol. 9, 1229–1247. https://doi.org/10.1007/s10980-020-00996-9

Gagnon, P.-O., 2020. Moratoire sur la pêche à la perchaude : "Pas question de baisser les bras" [En ligne]. L'écho de Maskinongé. URL https://www.lechodemaskinonge.com/actualites/moratoire-sur-la-peche-a-la-perchaude-pas-question-de-baisser-les-bras/ (30 septembre 2021).

Gallegos Torell, A., Glimskar, A., 2009. Computer-aided calibration for visual estimation of vegetation Cover. J. Veg. Sci. 20, 973–983.

Gavazzi, C., Schulz, M., Marocco, A., Tabaglio, V., 2010. Sustainable weed control by allelochemicals from rye cover crops: from the greenhouse to field evidence. Allelopath. J. 25, 259–273.

Giroux, I., 2018. État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques. Québec. 44 p.

Goudenhooft, C., Bourmaud, A., Baley, C., 2019. Flax (Linum usitatissimum L.) fibers for

composite reinforcement: Exploring the link between plant growth, cell walls development, and fiber properties. Front. Plant Sci. 10, 1–23. https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00411

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. Can. J. Plant Sci. 96, 59–71. https://doi.org/10.1139/cjps-2015-0095

Hayden, Z.D., Brainard, D.C., Henshaw, B., Ngouajio, M., 2012. Winter annual weed suppression in rye – vetch cover crop mixtures winter annual. Weed Technol. 26, 818–825. https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00084.1

Heinrichs, D.H., 1970. Flooding tolerance of legumes. Can. J. Plant Sci. 50, 435–438.

Henson, P.R., Schotch, H.A., 1968. Vetch culture and uses, Farmers'Bu. ed. United States Department of Agriculture, Washington DC, USA.

Holzer, W., Numata, M. (Eds.), 1982. Biology and ecology of weeds, 2nd ed. Springer Science & Business Media.

Hudon, C., Carignan, R., 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 1165–1180. https://doi.org/10.1139/F08-069

Isik, D., Kaya, E., Ngouajio, M., Mennan, H., 2009. Summer cover crops for weed management and yield improvement in organic lettuce (*Lactuca sativa*) production. Phytoparasitica 37, 193–203. https://doi.org/10.1007/s12600-009-0021-z

Jobin, P., Douville, Y., 2000. Engrais verts et cultures intercalaires. Guide des pratiques de conservation en grandes cultures, Feuillet 6-A. Conseil des productions végétales du Québec.

Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Moorman, T.B., Singer, J.W., 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. Agric. Water Manag. 110, 25–33. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.010

Killgore, K.J., Dibble, E.D., Hoover, J.J., 1993. Relationships between fish and aquatic plants: a plan of study. U.S. Army Corps of Engineers, Miscellaneous Paper A-93-1. Vicksburg, Mississippi.

Kim, N., Zabaloy, M.C., Guan, K., Villamil, M.B., 2020. Do cover crops benefit soil microbiome ? A meta-analysis of current research. Soil Biol. Biochem. 142, 107701. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107701

Krieger, D., Terrell, J., Nelson, P., 1983. Habitat suitability information : Yellow Perch, U.S. Fish and Wildlife Service. Washington DC, USA.

Lamba, J., Karthikeyan, K.G., Thompson, A.M., 2015. Apportionment of suspended

sediment sources in an agricultural watershed using sediment fingerprinting. Geoderma 239, 25–33. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.024

Lancashire, P.D., Bleiholder, H., van den Boom, T., Langeluddeke, P., Stauss, R., Weber, E., Witzenberger, A., 1991. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. Ann. Appl. Biol. 119, 561–601.

Langlois, C., Lapierre, L., Léveillé, M., Turgeon, P., Ménard, C., 1992. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Pierre : rapport technique, zone d'intrérêt prioritaire no. 11. Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection. Environnement Canada.

Lavergne, S., Vanasse, A., Thivierge, M., Halde, C., 2021a. Using fall-seeded cover crop mixtures to enhance agroecosystem services : A review. Agrosystems, Geosci. Environ. 4, 1–18. https://doi.org/10.1002/agg2.20161

Lavergne, S., Vanasse, A., Thivierge, M.N., Halde, C., 2021b. Nitrogen content of pea-based cover crop mixtures and subsequent organic corn yield. Agron. J. 113, 3532–3547. https://doi.org/10.1002/agj2.20727

Lavoie, G., Robert, L., Turcotte, P., 2006. Le lin oléagineux. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Comité maïs et oléoprotéagineuses, Québec (QC).

Lenzi, A., Antichi, D., Bigongiali, F., Mazzoncini, M., Migliorini, P., Tesi, R., 2009. Effect of different cover crops on organic tomato production. Renew. Agric. Food Syst. 24, 92–101. https://doi.org/10.1017/S1742170508002445

Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., Mailhot, Y., 2017. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 50 p.

Mailhot, Y., Axelsen, Y.F., Dumont, P., Fournier, H., Lamoureux, P., Pomerleau, C., Portelance, B., 1987. Avis scientifique sur le statut de la population de la perchaude au lac Saint-Pierre. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Plan de gestion de la pêche. Comité scientifique conjoint. Avis scientifique 87/3. 26 p.

Mailhot, Y., Dumont, P., Paradis, Y., Brodeur, P., Vachon, N., Mingelbier, M., Lecompte, F., Magnan, P., 2015. Yellow perch (*Perca flavescens*) in the St . Lawrence river (Québec, Canada): population dynamics and management in a river with contrasting pressures, in: Biology of Perch. pp. 101–147. https://doi.org/10.1201/b18806-6

Marcillo, G.S., Miguez, F.E., 2017. Corn yield response to winter cover crops : An updated meta-analysis. J. Soil Water Conserv. 72, 226–239. https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.226

Maynard, D.G., Kalra, Y.P., Crumbaugh, J.A., 2006. Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen, in: Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press, Boca Raton, USA, pp. 97–106.

McKenzie, R.E., 1951. The ability of forage plants to survive early spring flooding. Sci. Agric. 31, 358–367.

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.

MELCC, 2021a. Critères de qualité de l'eau de surface : phosphore total [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. URL https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0393 (30 septembre 2021).

MELCC, 2021b. Critères de qualité de l'eau de surface [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. URL https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/sys-image/criteres.htm (5 octobre 2021).

Mercier, C., 2019. La fréquence des inondations, un casse-tête pour les agriculteurs [En ligne]. Radio Canada. URL https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1300020/agriculture-zone-inondable-avenir-perte-culture-sol (30 septembre 2021).

MFFP, 2021. Prolongation de 5 ans du moratoire sur la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre [En ligne]. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. URL https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/peche/prolongation-moratoire-perchaude/ (8 septembre 2021).

Mingelbier, M., Brodeur, P., Morin, J., 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent et évaluation des critères de régularisation du Système lac Ontario - Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. Québec. 156 p.

Muzangwa, L., Chiduza, C., Muchaonyerwa, P., 2012. Biomass production, weed suppression, nitrogen and phosphorus uptake in white oat (*Avena sativa* L.) and grazing vetch (*Vicia dasycarpa* L.) cover crop bicultures under an irrigated no-till system. South African J. Plant Soil 29, 135–141. https://doi.org/10.1080/02571862.2012.741719

N'Dayegamiye, A., Tremblay, G., Drapeau, A., 2014. Impact agronomique et économique des légumineuses dans les rotations agricoles. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. Québec. 24 p.

Nicholls, C.I., Parrella, M.P., Altieri, M.A., 2000. Reducing the abundance of leafhoppers and thrips in a northern California organic vineyard through maintenance of full season floral diversity with summer cover crops. Agric. For. Entomol. 2, 107–113.

Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Holman, J.D., 2015. Cover crop biomass production and water use in the central great plains. Agron. J. 107, 2047–2058.

https://doi.org/10.2134/agronj15.0186

Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Higgins, R.K., Hergert, G.W., Holman, J.D., Vigil, M.F., 2016. Cover crop effect on subsequent wheat yield in the central great plains. Agron. J. 108, 243–256. https://doi.org/doi:10.2134/agronj2015.0372

OMAFRA, 2021a. Cultures couvre-sol : L'ivraie de Perse (ou ray-grass) [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/ryegrass.htm (6 octobre 2021).

OMAFRA, 2021b. Cultures couvre-sol : L'avoine [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 (6 octobre 2021).

OMAFRA, 2021c. Cultures couvre-sol : La vesce velue [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/hairyvetch.htm (6 octobre 2021).

Osipitan, O.A., Dille, J.A., Assefa, Y., Radicetti, E., Ayeni, A., Knezevic, S.Z., 2019. Impact of cover crop management on level of weed suppression : a meta-analysis. Crop Sci. 59, 833–842. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0589

Paquet-Walsh, A., Bertolo, A., Landry, C., Deschamps, L., Boily, M., 2019. Interactive effects of neonicotinoids and natural ultraviolet radiation on yellow perch (*Perca flavescens*) larvae. Sci. Total Environ. 685, 690–701. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.113

Pelletier, G., Petitpas, S., Rioux, A., 2004. Le trèfle rouge : Guide de production sous régie biologique. Filière des plantes médicinales du Québec. Sherbrooke (QC). 19 p.

Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å., Kätterer, T., 2015. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. Geoderma Reg. 4, 126–133. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.004

Potter, M.J., Davies, K., Rathjen, A.J., 1998. Suppressive impact of glucosinolates in Brassica vegetative tissues on root lesion nematode Pratylenchus neglectus. J. Chem. Ecol. 24, 67–80.

Quiblier, C., Wood, S., Echenique-subiabre, I., Heath, M., Villeneuve, A., Humbert, J.-F., 2013. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria - Ecology, toxin production and risk management. Water Res. 47, 5464–5479. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.042

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 (30

septembre 2021).

Richardson, K., Jorgensen, B.B., 1996. Eutrophication: definition, history and effects. Eutrophication Coast. Mar. Ecosyst. 52, 1–19.

Robel, R.J., Briggs, J.N., Dayton, A.D., Hulbert, L.C., 1970. Relationships between visual obstruction measurements and weight of grassland. J. Range Manag. 23, 295–297.

Robert, L., 2017. Le seigle d'automne: culture de couverture, fourragère, plante-abri et céréalière [En ligne]. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. URL https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Regions/monteregie/articles/production/Pages/Seigle_automne.aspx (6 octobre 2021).

Robillard, S.R., Marsden, E.J., 2001. Spawning substrate preferences of yellow perch along a sand – cobble shoreline in southwestern lake Michigan. North Am. J. Fish. Manag. 21, 208–215.

Ross, S.M., King, J.R., Izaurralde, R.C., Donovan, J.T.O., 2001. Weed suppression by seven clover species. Agron. J. 93, 820–827.

Ross, S.M., King, J.R., Izaurralde, R.C., O'Donovan, J.T., 2009. The green manure value of seven clover species grown as annual crops on low and high fertility temperate soils. Can. J. Plant Sci. 89, 465–476. https://doi.org/10.4141/CJPS08173

Schlegel, R.H., 2014. Rye: genetics, breeding, and cultivation. CRC Press, Boca Raton, USA.

Schulz, M., Marocco, A., Tabaglio, V., Macias, F.A., Molinillo, J.M., 2013. Benzoxazinoids in rye allelopathy - from discovery to application in sustainable weed control and organic farming. J. Chem. Ecol. 39, 154–174. https://doi.org/10.1007/s10886-013-0235-x

Shrestha, J., Niklaus, P.A., Pasquale, N., Huber, B., Barnard, R.L., Frossard, E., Schleppi, P., Tockner, K., Luster, J., 2014. Flood pulses control soil nitrogen cycling in a dynamic river floodplain. Geoderma 228–229, 14–24. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.018

Smith, R.G., Warren, N.D., Cordeau, S., 2020. Are cover crop mixtures better at suppressing weeds than cover crop monocultures ? Weed Sci. 68, 186–194. https://doi.org/10.1017/wsc.2020.12

Smith, V.H., 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters, in: Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science. Springer, New York, USA, pp. 7–49.

Sood, A., Ritter, F.W., 2010. Evaluation of best management practices in Millsboro pond watershed using soil and water assessment tool (SWAT) model. J. Water Resour. Prot. 2, 403–412. https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.25047

Srivastava, J., Gupta, Æ.A., Chandra, Æ.H., 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. Rev. Environ. Sci. Bio/Technology 7, 255–266. https://doi.org/10.1007/s11157-008-9135-x

SSSA, 2008. Glossary of soil science terms. Soil Science Society of America. Madison, WI.

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.

Thapa, R., Mirsky, S.B., Tully, K.L., 2018. Cover crops reduce nitrate leaching in agroecosystems: a global meta-analysis. J. Environ. Qual. 47, 1400–1411. https://doi.org/10.2134/jeq2018.03.0107

Thilakarathna, M.S., Papadopoulos, Y.A., Rodd, A. V., Grimmett, M., Fillmore, S.A.E., Crouse, M., Prithiviraj, B., 2016. Nitrogen fixation and transfer of red clover genotypes under legume–grass forage based production systems. Nutr. Cycl. Agroecosystems 106, 233–247. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9802-1

Trudeau, V., Rondeau, M., Simard, D., 2011. Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008). Direction des sciences et de la techlogie de l'eau, Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Environnement Canada Montréal.

UNESCO, 2000. Lac Saint-Pierre Biosphere Reserve, Canada [En ligne]. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. URL https://en.unesco.org/biosphere/eu-na/lac-st-pierre (30 septembre 2021).

Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Yin, C., Hefting, M.M., 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends Ecol. Evol. 21, 96–103. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.015

Vis, C., Cattaneo, A., Hudon, C., 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. J. Phycol. 44, 38–44. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x

Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. The nature and properties of soils, 15th edition. ed. Person Education, Essex, England.

Williams, I.H., Simpkins, J.R., Martin, A.P., 1991. Effect of insect pollination on seed production in linseed (Linum usitatissimum). J. Agric. Sci. 117, 75–79.

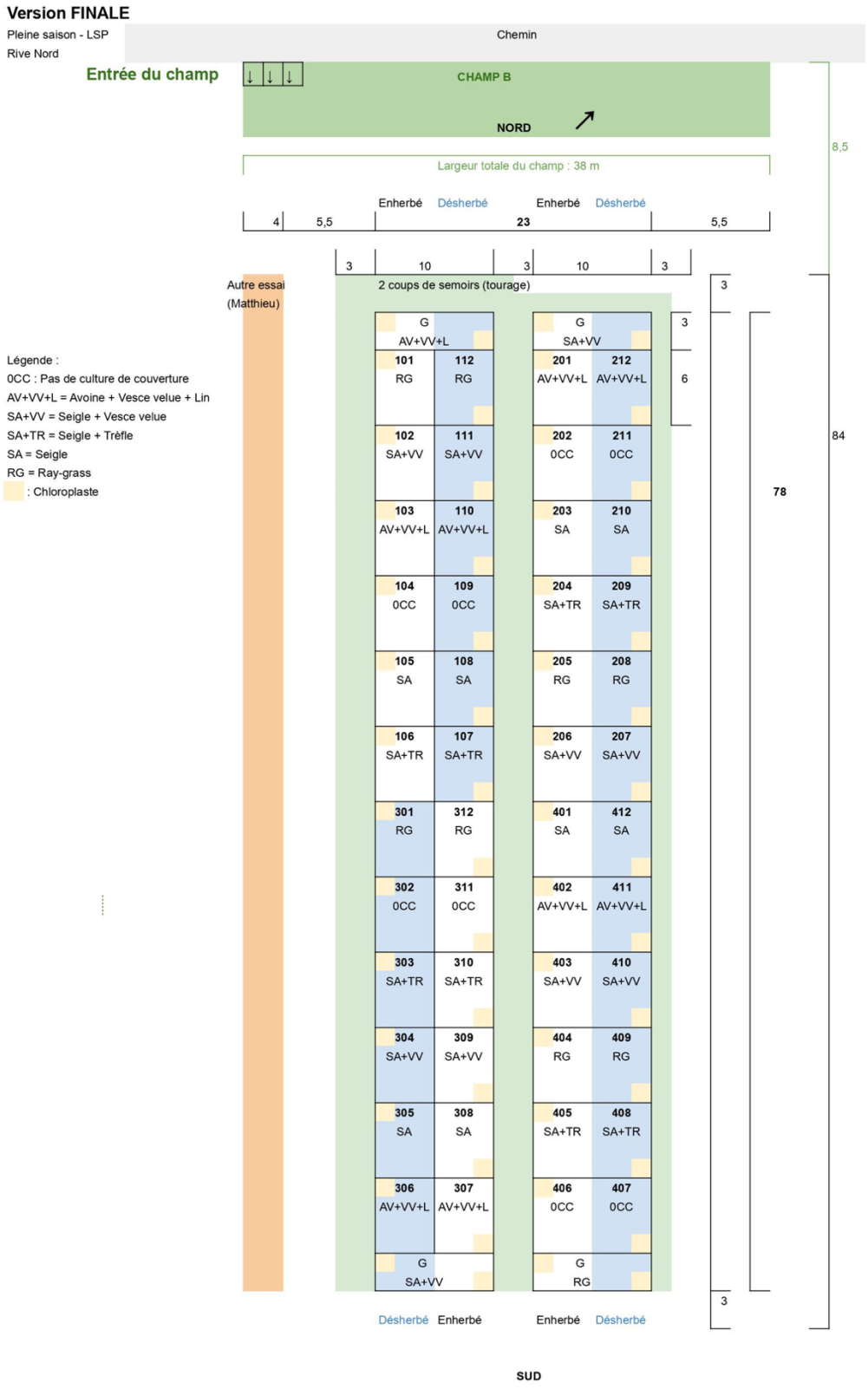
Yu, X., Luo, N., Yan, J., Tang, J., Liu, S., Jiang, Y., 2012. Differential growth response and carbohydrate metabolism of global collection of perennial ryegrass accessions to submergence and recovery following de-submergence. J. Plant Physiol. 169, 1040–1049. https://doi.org/10.1016/j.jplph.2012.03.001

Zhao, X., Huang, J., Wu, P., Gao, X., 2014. The dynamic effects of pastures and crop on

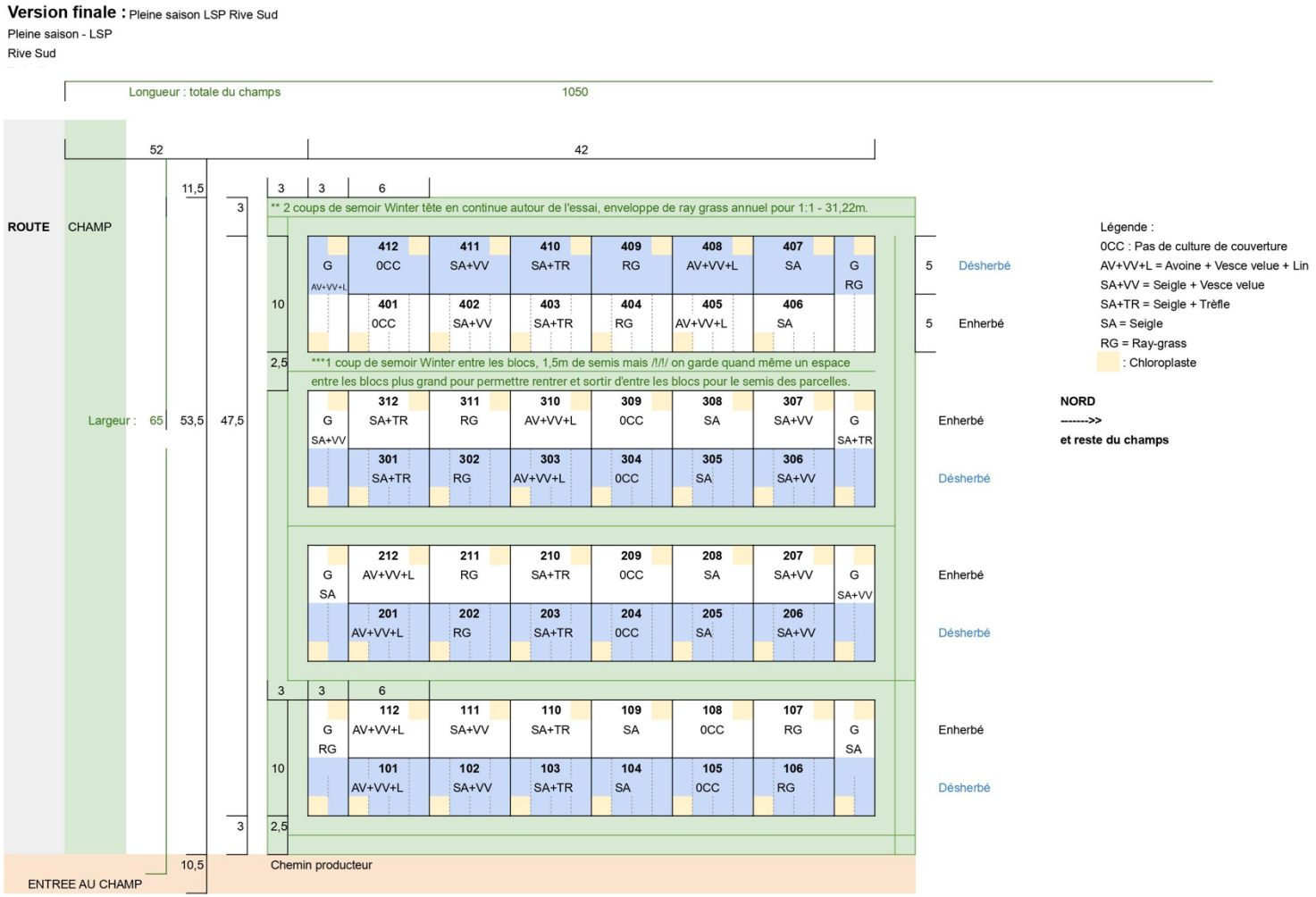
runoff and sediments reduction at loess slopes under simulated rainfall conditions. Catena 119, 1–7. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.001

Zhou, Z.C., Shangguan, Z.P., 2007. The effects of ryegrass roots and shoots on loess erosion under simulated rainfall. Catena 70, 350–355. https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.002

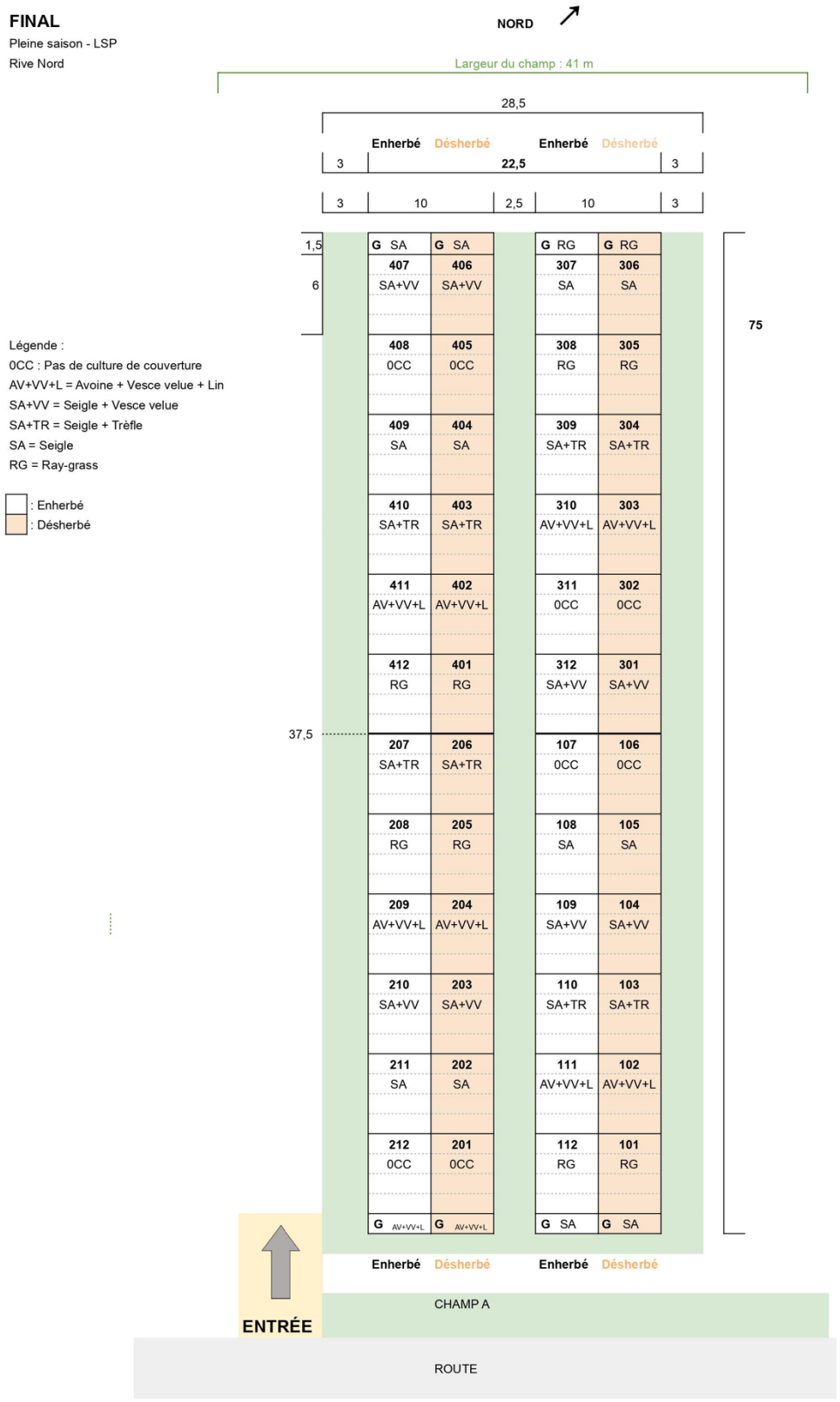
Annexe A : Plan du champ à Saint-Barthélemy en 2019.



Annexe B : Plan du champ à Baie-du-Febvre en 2019.



Annexe C : Plan du champ à Saint-Barthélemy en 2020.



Annexe D : Plan du champ à Baie-du-Febvre en 2020.

