

Université de Montréal

**Utilisation des propriétés spectrales pour détecter le stress dans les peuplements
nordiques d'épinettes noires**

Par Marie-Claude McDuff

Département de géographie
Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté
en vue de l'obtention du grade de maîtrise
en géographie

Décembre 2020

©Marie-Claude McDuff, 2021

Université de Montréal
Département de géographie, Faculté des arts et sciences

Ce mémoire intitulé

**Utilisation des propriétés spectrales pour détecter le stress dans les peuplements
nordiques d'épinettes noires**

Présenté par

Marie-Claude McDuff

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

François Cavayas

Président-rapporteur

François Girard

Directeur de recherche

Claude Codjia

Membre du jury

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur, François Girard, qui a su me guider dans ce projet et qui a été d'une patience exemplaire. Je remercie également ma collègue de bureau et de terrain, Catherine Dally-Bélanger, ainsi que nos assistants de terrain Patricia Girardin et Simon Charbonneau, sans qui les trois sorties de terrain à 15 heures de route de Montréal auraient été bien ennuyantes. Merci à ma famille pour le soutien moral et les encouragements. Finalement, un grand merci à mes deux grandes amies Amélie et Isabelle qui, grâce à nos interminables séances d'escalade et nos soirées margaritas, m'ont permis de me défouler, garder le sourire et me changer les idées quand j'avais besoin d'une pause.

Merci à l'Ours au lac Miron d'avoir détruit ma tente et mon sac de couchage.

RESUME

Dans la forêt boréale, l'augmentation de la fréquence et de la superficie d'îlots de pessières à lichens sur le territoire québécois a déjà été observée et pourrait résulter en une migration vers le sud de la limite nordique des pessières à mousses. Ce phénomène survient après des échecs de régénération, qui ont lieu lorsque le milieu est préalablement fragilisé lorsqu'une nouvelle perturbation affecte le peuplement. Avec la possibilité de détecter ce stress en analysant les propriétés spectrales de la végétation, les zones perturbées pourraient alors être identifiées.

L'objectif principal de la présente étude est d'établir des liens entre d'une part, les informations extraites des signatures spectrales et d'autre part, les indices de végétation et les différents types de stress affectant les écosystèmes boréaux. Cela permettra de savoir s'il est possible d'identifier les pessières à mousses à risque de subir un accident de régénération en étudiant les propriétés spectrales de la végétation comme indicateur de stress.

Pour répondre à cet objectif, des sites d'échantillonnage ont été positionnés aux 51^e, 52^e et 53^e parallèles le long de la route de la baie James. Les placettes ont été regroupées en paires afin de faire des tests appariés et ainsi comparer les deux types de peuplements. Sur le terrain, les signatures spectrales ont été prises sur les feuilles aléatoirement prélevées sur cinq épinettes noires. Ces mesures ont été prises tout au long de la saison de croissance (3 campagnes d'échantillonnage). Quatre indices de végétation (NDVI, NDWI, PRI et SIPI) ont été extraits des signatures spectrales, et la pente moyenne du *red-edge* a été calculée. Les résultats obtenus ont permis de déterminer que certaines des pessières à mousses ont des valeurs très proches de celles des pessières à lichens, qui sont considérées comme des écosystèmes stressés.

À partir de ces résultats, il est possible de supposer que le stress peut également être identifié à l'échelle du paysage (sur les images satellitaires) et ainsi permettre un suivi et

une gestion après les feux et les épidémies afin de limiter les pertes de ce précieux écosystème.

Mots-clés : Épinettes noires, forêt boréale, pessière à lichens, pessière à mousses, stress hydrique, échec de régénération, spectroradiométrie, NDVI, NDWI, SIPI, PRI, Red-edge, infrarouge, signature spectrale.

ABSTRACT

In the boreal forest of northern Québec, the size and quantity of lichen woodlands patches is increasing, and taking over the spruce-moss forest territory. The phenomenon has been observed, and scientists now believe that the northern limit of the spruce-moss forest will slowly move south. This shift of ecosystem happens when the forest stand is already fragilized, and a perturbation occurs. Vegetation's spectral properties can be used as a tool to assess and identify disturbed forest areas

The main objective of this study is to establish relations between data extracted from spectral signatures, vegetation indexes and different types of stress that could affect boreal ecosystems. The identification spruce-moss woodlands prone to regeneration failure could be achieved with the study of spectral properties as stress indicators.

In order to achieve this objective, sites from 3 latitudes (51, 52 and 53) have been sampled on James Bay Road. Plots have been regrouped in pairs for subsequent pairwise statistical tests to compare results from both forest stand types. Spectral signatures have been measured on 5 randomly chosen black spruces. These measurements were taken throughout the growing season (3 sampling campaigns). Four vegetation indexes have been extracted from spectral signatures (NDVI, NDWI, PRI and SIPI), and the mean slope of the red-edge area have been calculated. Results have shown that some of the spruce-moss stands have had very similar values to those from the lichen woodlands, that are considered as stressed ecosystems.

From these results, it is possible to assume that stressed ecosystems can be detected at landscape level (on satellite images). Monitoring vegetation stress can help improve forest management after forest fires and insect's epidemics to prevent the loss of this beautiful ecosystem.

Mots-clés : Black spruce, boreal forest, lichen woodlands, spruce-moss forest, water stress, regeneration failure, spectroradiometry, NDVI, NDWI, PRI, SIPI, Red-edge, infrared, spectral signature.

TABLE DES MATIERES

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Abstract.....	iv
Table des matières.....	v
Listes des figures.....	vii
Liste des tableaux.....	xi
Introduction.....	1
Mise en contexte	1
Cadre théorique.....	2
État des connaissances	3
Forêt boréale et perturbations	3
Spectroradiométrie.....	10
Questions de recherche et objectifs.....	18
Hypothèses.....	18
Méthodologie	19
Zone d'étude	19
Dispositif expérimental.....	20
Description des sites d'étude	22
51° parallèle.....	22
52° parallèle.....	24
53° parallèle.....	26
diamètre, hauteur, épaisseur de matière organique.....	27
Techniques et instruments.....	29
Caractérisation générale.....	29
Spectroradiométrie.....	30
Analyses statistiques	31

Statistiques par placettes	32
Analyses des indices de végétation.....	33
Comparaison des red-edges	34
Résultats.....	35
Analyse des indices de végétation	35
Discussion.....	57
Stress hydrique.....	58
Stress climatique.....	63
Stress saisonnier.....	67
Critiques des indices	70
Conclusion	71
Références.....	73
Annexe 1 : Résultats Friedman – Indices de végétation.....	1
Annexe 2 : Résultats post-hoc de Friedman –Comparaison des placettes pour chaque indice de végétation	1
Annexe 3 : Résultats post-hoc de Friedman – Différences entre les types de peuplements	8
Annexe 4 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le NDVI	9
Annexe 5 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le NDWI	10
Annexe 6 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le PRI .	11
Annexe 7 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le SIPI	12
Annexe 8 : Red-edges – Résultats des tests de Student bilatéraux.....	13

LISTES DES FIGURES

Figure 1: Écosystèmes boréaux et sous-zones de végétation du Québec.....	3
Figure 2: Couverture en hectares de pessières à lichens en fonction de la latitude. Tirée de Girard & al., 2011	6
Figure 3: Résilience des écosystèmes boréaux selon la latitude. Le pourcentage de résilience représente la portion des écosystèmes n'ayant pas changé d'état. Tirée de Girard & al., 2011.	7
Figure 4: Schématisation du phénomène de passage à un état alternatif stable. Tirée de Kéfi (2012)	7
Figure 5: Comparaison de niveaux de stress chez les plantes sur la portion infrarouge de leur signature spectrale. Adaptée de Male et al. (2010).....	12
Figure 6: Localisation des sites d'étude le long de la Route de la Baie James.....	20
Figure 7: DHP moyen (cm) des épinettes noires pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements	27
Figure 8 : Hauteur moyenne (m) des épinettes noires pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements	28
Figure 9: Profondeur moyenne de matière organique (cm) pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements.....	28
Figure 10: Patron d'échantillonnage des placettes	29
Figure 11: Longueurs d'onde utilisées par les quatre indices de végétation utilisés dans la présente étude sur une signature spectrale mesurée sur une épinette noire.....	30
Figure 12 : Valeurs moyennes de NDVI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.	35
Figure 13 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens et les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.....	36
Figure 14 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de	

confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.	37
Figure 15 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.	38
Figure 16 : Valeurs moyennes de NDWI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.	39
Figure 17 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.	40
Figure 18 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.	41
Figure 19 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.	42
Figure 20 : Valeurs moyennes de PRI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.	43

Figure 21 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens et les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements. 44

Figure 22: Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 45

Figure 23: Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 46

Figure 24 : Valeurs moyennes de SIPI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements. 47

Figure 25 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements. 48

Figure 26 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 49

Figure 27 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de

confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 50

Figure 28 : Valeurs moyennes de pentes pour chaque placette lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Tests de Student bilatéraux effectués sur les pentes issues des red-edges. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements. 52

Figure 29 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de pente moyennes extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements. 54

Figure 30 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs moyennes de pente extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 55

Figure 31 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs moyennes de pente extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments. 56

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Indices de végétation pertinents dans l'étude du stress de la végétation et leur formule	14
Tableau 2: Identifications des sites d'étude et leurs caractéristiques géographiques.....	21
Tableau 3 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 51 ^e parallèle	23
Tableau 4 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 52 ^e parallèle	24
Tableau 5 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 53 ^e parallèle	26

INTRODUCTION

Mise en contexte

Considérée comme un écosystème d'importance notamment à cause de sa grande résilience et de ses dynamiques particulières, la forêt boréale est présente sur plus de 25% du territoire nord-américain et représente environ le tiers des forêts mondiales (Brandt, 2009; Gagnon & Morin, 2001; Gauthier et al., 2015). Elle est subdivisée en trois zones de végétation, soit la zone de la forêt boréale fermée, la zone de la forêt boréale ouverte, et la zone de la toundra forestière.

La forêt boréale fermée est composée principalement de pessières à mousses, parsemées de quelques peuplements de pessières à lichens (Girard, Payette, & Gagnon, 2008; Girard, Payette, & Gagnon, 2011; Jasinski & Payette, 2005; Nicault et al., 2014; Pollock, 2010). L'espèce végétale dominante de ces écosystèmes, l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. BSP), a un cycle de vie majoritairement influencé par les feux de forêt, qui permettent l'ouverture des cônes semi-sérotineux assurant ainsi une régénération efficace du milieu après une perturbation (Boucher et al., 2017; Gagnon & Morin, 2001; Jasinski & Payette, 2005; Perrault-Hébert et al., 2017; Pollock, 2010)

Dans la forêt boréale, le cycle de vie de et de régénération de l'épinette noire dépend directement des feux de forêt et des épidémies d'insectes. Ces perturbations doivent être bien synchronisées dans le temps. Si l'intervalle de temps entre les perturbations est trop court, les pessières à mousses peuvent diverger de leur état initial lors de la succession écologique, et ainsi résulter en un accident de régénération et l'écosystème passe à un état alternatif. Pour la pessière à mousses, l'état alternatif stable est la pessière à lichens, qui se retrouve normalement plus au nord, soit dans la forêt boréale ouverte (Côté, 2013; Girard, Payette, & Gagnon, 2008; Girard, Payette, & Gagnon, 2011; Pollock, 2010).

Les facteurs climatiques jouent un rôle majeur dans les régimes de perturbation, soulevant ainsi plusieurs questionnements quant aux impacts que les changements globaux auront au

niveau de la limite nordique de la forêt fermée et des accidents de régénération (Boiffin & Munson, 2013; Nicault et al., 2014). Un écosystème subissant un stress (environnemental ou physiologique) ne sera pas aussi résilient après une perturbation et sera plus susceptible de subir un accident de régénération (Côté, 2013; Girard, Payette, & Gagnon, 2011; Jasinski & Payette, 2005).

Depuis plusieurs années, des études ont démontré qu'il était possible de détecter le stress chez les végétaux en analysant leur signature spectrale (Carter & Knapp, 2001; Ceccato et al., 2001). Les zones de végétation en situation de stress pourraient donc être identifiées avant que se produisent les accidents de régénération, et ainsi permettre une meilleure gestion de ces zones critiques.

Cadre théorique

Une augmentation du nombre d'îlots de pessières à lichens et de leur superficie a été observée dans les dernières décennies et pourrait, à long terme, occasionner une migration vers le sud de la limite nordique des pessières à mousses (Girard, Payette, & Gagnon, 2011). Cette modification de la biogéographie des écosystèmes boréaux aura des impacts autant au niveau de l'arbre qu'à l'échelle du paysage. Des superficies importantes de pessières à lichens donnent lieu à des changements au niveau de la reproduction et la croissance des épinettes. Cela est dû à la différence de densité de la végétation entre les types de peuplements impliqués (Dufour, 2016). L'identification de ces zones à risque est donc importante autant pour la conservation du territoire (MRNF, 2008) que pour la gestion des écosystèmes forestiers dans un contexte d'aménagement forestier (Girard, Payette, & Gagnon, 2011).

État des connaissances

FORÊT BORÉALE ET PERTURBATIONS

La zone de la forêt boréale fermée, composée majoritairement de pessières à mousses, couvre plus du quart de la superficie du Québec. Sa limite nordique se situe environ au 52° parallèle (voir Figure 1), où la proportion de pessières à lichens devient dominante. L'épinette noire est l'espèce la plus abondante dans la pessière à mousses, et sa dominance est telle que la majorité des peuplements sont dits monospécifiques. D'autres espèces telles que le pin gris (*Pinus banksiana* L.), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et le sapin baumier (*Abies balsamea* L. Mill.) accompagnent parfois l'épinette, et peuvent dominer certaines parcelles (Brisson et al., 2009).

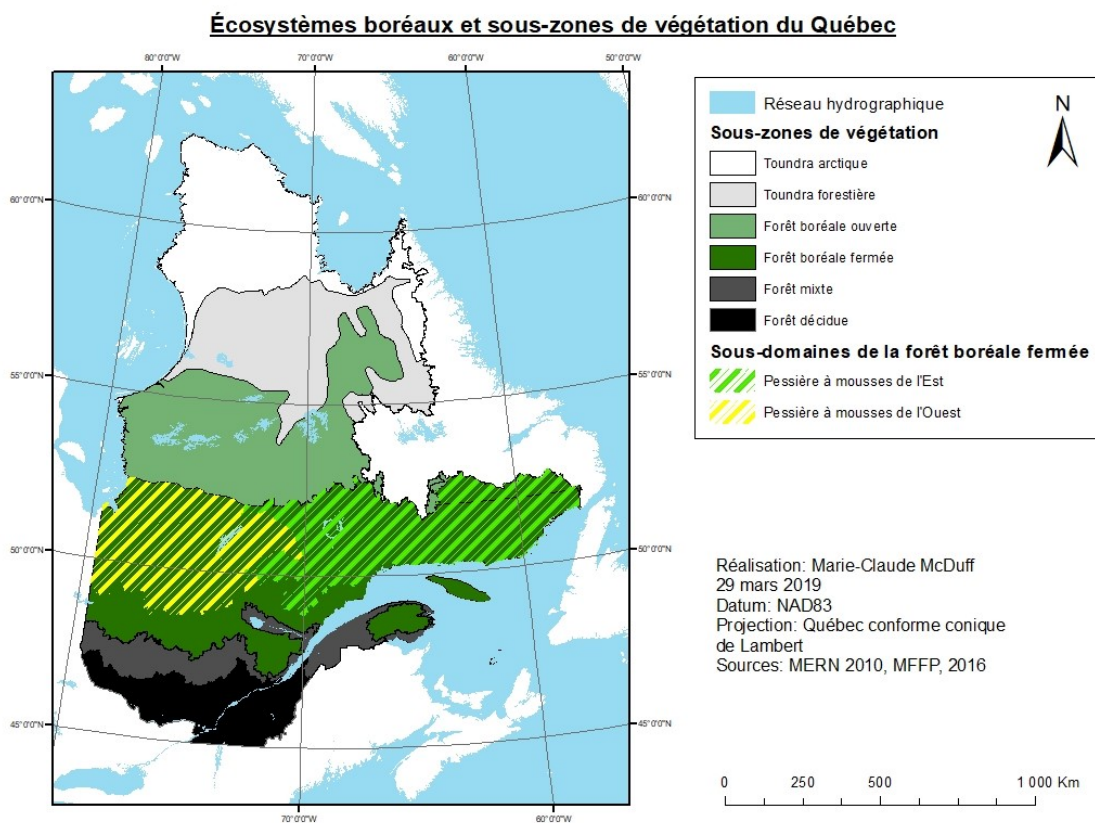


Figure 1: Écosystèmes boréaux et sous-zones de végétation du Québec

La zone de la pessière à lichens est caractérisée par une dominance d'épinettes noires, mais la densité d'arbres est moindre que dans la pessière à mousses. La récurrence des feux permet la présence du pin gris, deuxième espèce en importance dans cette zone de végétation. La zone de la pessière à lichens couvre environ 20% du Québec et s'étend vers le nord jusqu'au 56° parallèle.

Dans la zone de la forêt boréale fermée, deux sous-domaines de végétation sont définis en fonction des différences bioclimatiques entre l'est et l'ouest de la province dans la pessière à mousses. La pessière à mousses de l'ouest est caractérisée par un régime de précipitations moins important que dans l'est et un cycle de feux plus court. Les peuplements sont en conséquence surtout équiens et souvent monospécifiques. La présence de peuplements dominés par le pin gris est toutefois observée dans les milieux bien drainés, notamment dans la région du lac Mistassini. L'influence maritime du Golfe du Saint-Laurent sur la pessière à mousses de l'est fait en sorte que les précipitations y sont considérablement plus importantes (entre 1000 mm et 1200 mm par année dans l'est, et autour de 700 mm par année en s'approchant de la baie James). Dans ce sous-domaine, la présence du sapin baumier est plus importante, et les forêts sont moins homogènes, autant au niveau de l'âge que de la diversité des espèces (Brisson et al., 2009). Le cycle de feux y est plus long, mais les épidémies d'insectes y sont plus nombreuses (Saucier et al., 2010). Le relief y est plus accidenté. Le dépôt de surface, dominé largement par le till glaciaire, est peu profond et le socle rocheux affleure à maints endroits (Brisson et al., 2009). Tout comme la pessière à mousses, deux sous-domaines ont été délimités pour la zone de la pessière à lichens en relation avec des différences bioclimatiques notables. Le sous-domaine de l'ouest et du nord est plus sec et les cycles de feux y sont plus courts, alors que le sous-domaine de l'est se caractérise par un climat plus humide, allongeant ainsi le cycle de feux (Brisson et al., 2009).

Les dynamiques forestières dépendent des régimes de perturbations, qui en forêt boréale, sont dominées par les feux, les épidémies d'insectes et la coupe forestière plus au sud. Ces dynamiques redéfinissent le paysage, assurant ainsi une hétérogénéité spatiale. Les perturbations peuvent être caractérisées par leur cycle, la superficie affectée et la sévérité des dommages, qui vont varier dans l'espace et dans le temps. Les feux en zone

boréale sont généralement des feux de cimes (Brisson et al., 2009; Gauthier et al., 2001). Ces derniers se propagent rapidement dans la canopée, atteignent des superficies importantes et sont très intenses, laissant ainsi peu d'arbres en vie après leur passage (Gauthier et al., 2001; Scott & Reinhardt, 2001). Le comportement de ce type de feux dépend de plusieurs facteurs tels que le vent, le type de végétation et la topographie, ce qui résulte en une diversité de sévérité dans le paysage et cause ainsi une fluctuation dans la régénération des peuplements, la succession et la productivité (Brisson et al., 2009; Turner et al., 1994). Les cycles de feux varient selon le sous-domaine, ainsi que selon la latitude et l'altitude. Ainsi, le nord et l'ouest ont des cycles plus courts et les zones en altitudes sont moins touchées. En revanche, depuis le 19^e siècle par contre, les cycles semblent s'allonger, alimentant ainsi les prédictions quant à l'augmentation des changements dans les régimes de perturbations (Brisson et al., 2009).

Les épidémies d'insectes jouent également un rôle important dans la dynamique de perturbations en forêt boréale. La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.), dont l'hôte principal est le sapin baumier, s'attaque également à l'épinette noire, son hôte alternatif. Les épidémies dans les forêts dominées par l'épinette noire sont généralement asynchrones, prennent une ampleur moindre et causent la défoliation importante des épinettes sans nécessairement entraîner la mortalité. La nature de la préférence de la tordeuse pour le sapin plutôt que pour l'épinette est en lien avec la phénologie. La période d'éclosion des bourgeons arrive plus tard en saison dans le cas de l'épinette noire, contrairement à celle des sapins baumiers, qui coïncide avec l'éclosion des larves. Avec un cycle de 25 à 45 ans, la tordeuse constitue la deuxième perturbation en importance lorsqu'elle se propage dans le paysage boréal (Morin et al., 2008). Elle reste toutefois intimement liée au cycle des feux de forêt, car la présence du sapin baumier devient plus importante lorsque l'occurrence des feux diminue. La tordeuse provoque la défoliation et cause un stress sur les épinettes noires (Morin et al., 2008). Le stress engendré occasionne tout de même une diminution de croissance. Les insectes ont également un impact au niveau du potentiel d'allumage et de l'intensité des feux en augmentant la quantité de carburant disponible par la quantité de bois mort autant au sol que dans les strates de végétation (McCullough, Werner, & Neumann, 1998).

Si le temps entre deux feux ou deux perturbations est assez long, la forêt devient mature, et les peuplements s'hétérogénéisent. Une dynamique dominée par les trouées prend alors place jusqu'au passage d'un feu et le mode de reproduction de l'épinette devient principalement le marcottage. Si la régénération après perturbation est déficiente, il se produit une ouverture du couvert et par le fait même, une diminution de la densité des arbres. Cette diminution, qui résulte en un changement du type de peuplement, a également lieu lorsque les perturbations se succèdent rapidement (Brisson et al., 2009). Il a été estimé qu'au sud de son aire de distribution, il faut environ 50 ou 75 ans pour qu'un peuplement d'épinettes noires puisse produire assez de graines viables pour une régénération efficace, mais en allant vers le nord ou dans les milieux moins favorables, entre 150 et 250 ans peuvent être nécessaires (Brisson et al., 2009; Côté, 2013; Perrault-Hébert et al., 2017). La banque de graines n'étant pas assez importante lorsque deux perturbations se succèdent trop rapidement, la pessière à lichens remplacera la pessière à mousses (Côté, 2013; Girard, Payette, & Gagnon, 2009).

Depuis les feux des années 50, une diminution de 9% des pessières à mousses au profit d'une expansion des pessières à lichens a été observée dans la zone de la forêt fermée au Québec (voir Figure 2). Ces changements ont majoritairement été associés aux perturbations successives, qui affectent la résilience des peuplements. Un écosystème est résilient lorsque, suite à une perturbation, il retrouve son état initial. La résilience diminuant avec l'augmentation de la latitude, le nombre d'hectares ayant changé est plus important en se rapprochant de la limite nordique de la zone de la forêt fermée (voir Figure 3) (Girard, Payette, & Gagnon, 2011).

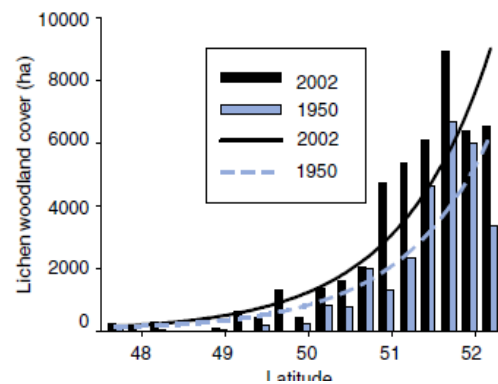


Figure 2: Couverture en hectares de pessières à lichens en fonction de la latitude. Tirée de Girard & al., 2011

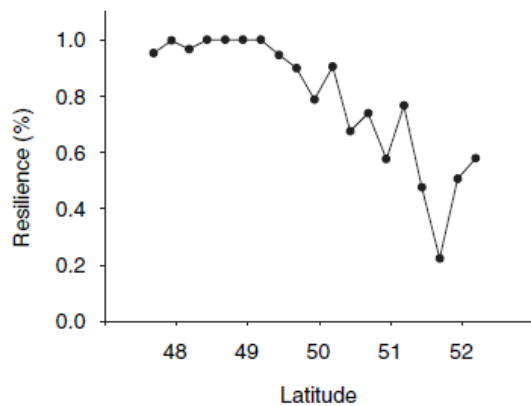


Figure 3: Résilience des écosystèmes boréaux selon la latitude. Le pourcentage de résilience représente la portion des écosystèmes n'ayant pas changé d'état. Tirée de Girard & al., 2011.

Avec comme seules réserves de graines les cônes portés par l'épinette, si une nouvelle perturbation se présente avant la maturité sexuelle d'un peuplement, ou si la vigueur ou la santé des arbres est déficiente et que ces derniers subissent un stress physiologique important, il peut se produire un accident de régénération (Côté, 2013; Gagnon & Morin, 2001). Ce dernier survient lorsque, après une perturbation, l'écosystème n'arrive pas à

revenir à son état initial (Girard, Payette, & Gagnon, 2011). Le milieu effectue alors une transition vers un état alternatif divergeant, et fait place à un autre écosystème pouvant évoluer dans les mêmes conditions climatiques et environnementales (Figure 4) (Côté, 2013). En forêt boréale fermée, l'état alternatif stable de la pessière à mousses est la pessière à lichens (Côté, 2013; Girard, Payette, & Gagnon, 2008; Girard, Payette, & Gagnon, 2011; Pollock, 2010).

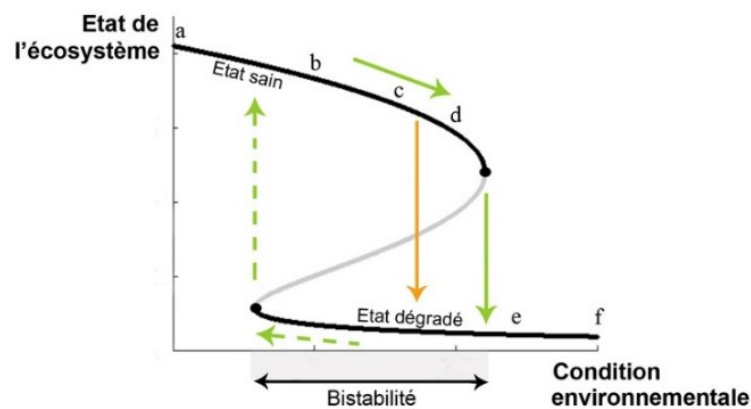


Figure 4: Schématisation du phénomène de passage à un état alternatif stable. Tirée de Kéfi (2012)

Malgré la dominance de l'épinette noire dans les deux zones de végétation, les conditions de croissance et de développement y sont différentes. Les pessières à lichens sont des milieux propices à la formation de cuvettes de gel. Elles sont donc généralement beaucoup plus fraîches que les pessières à mousses, entre autres à cause de l'albédo élevé du lichen, qui empêche le réchauffement du sol forestier, et à cause des pertes de chaleur induites par la faible densité des arbres. La fréquence importante de la chute des températures sous le seuil de congélation pendant la nuit et ce, même pendant la saison estivale, limite la colonisation du milieu par les épinettes noires lors de périodes sans feu et contribue ainsi à la moins grande densité d'arbres dans ce type de peuplement (Dy & Payette, 2007; Plasse & Payette, 2015). La couche de lichens est considérée comme une barrière à l'établissement et les semis d'épinettes qui réussissent à germer sont affectés par le gel nocturne, notamment par une augmentation du taux de mortalité des pousses annuelles (Dy & Payette, 2007; Payette, Delwaide, & Simard, 2010). Les impacts du gel se font également sentir au niveau de l'architecture des arbres, par la fragilisation et la perte de rameaux, ce qui cause une augmentation du nombre de tiges par semis dans les zones où le gel est plus sévère et fréquent (Dy & Payette, 2007; Plasse & Payette, 2015).

Le gel estival cause également des pertes au niveau du feuillage et un stress de l'activité photosynthétique, ayant ainsi des impacts négatifs sur la croissance radiale et verticale des arbres (Dy & Payette, 2007). Les processus ayant cours dans les cuvettes de gel sont également présents, même si d'une moins grande envergure, dans les zones boisées des pessières à lichens. Ces dernières présentent donc plusieurs caractéristiques et éléments pouvant induire un stress pour les épinettes noires, et ce, tout au long de la saison de croissance (Dy & Payette, 2007; Plasse & Payette, 2015).

Par les variations dans la séquestration et les émissions (notamment lors de feux) de carbone, les écosystèmes boréaux ont la capacité de modifier le budget de carbone planétaire. Les transformations de couverts forestiers induits par les perturbations vont également provoquer des changements d'albédo dans les paysages, dans l'évapotranspiration de la végétation et au niveau du forçage radiatif par les modifications dans l'humidité contenue dans les écosystèmes (Soja et al., 2007). Les échanges entre les

forêts et le climat sont bidirectionnels, c'est-à-dire que toute variation au niveau d'un des éléments aura des impacts sur l'ensemble des systèmes. Dans un contexte de changements climatiques, il y a un consensus quant à la prédiction d'une modification des régimes de perturbations, mais il y a encore beaucoup d'incertitudes concernant la fréquence des feux en forêt boréale (Gauthier et al., 2015; Morin et al., 2008). Aux incertitudes reliées aux modèles s'ajoute la variabilité spatiale et temporelle des changements attendus (Boulanger et al., 2018; Wotton, Flannigan, & Marshall, 2017). Alors qu'une hausse des températures moyennes et une augmentation de précipitation sont prévues pour la forêt boréale de l'est du Canada (Boulanger et al., 2018; Gauthier et al., 2015; Morin et al., 2008; Soja et al., 2007), une diminution de la fréquence des feux pourrait avoir lieu et ainsi faire augmenter l'incidence des épidémies d'insectes (Wotton, Flannigan, & Marshall, 2017). Cependant, d'autres études supposent une plus grande influence de masse d'air sec au printemps, ce qui pourrait faire augmenter la fréquence de feux au printemps, et diminuer l'impact des épidémies d'insectes (Morin et al., 2008). Les accidents de régénération étant intimement liés aux régimes de perturbations, il est possible de croire que les changements environnementaux auront un impact sur la biogéographie des pessières à mousses et à lichens (Gauthier et al., 2015).

SPECTRORADIOMÉTRIE

La spectroradiométrie permet de mesurer la quantité de rayonnement réfléchi selon la longueur d'onde d'un objet, et ce, de manière non invasive et non destructive (Pasquini, 2003). Les applications de la spectroradiométrie dans l'étude de la végétation ont été développées grâce aux travaux de Karl Norris au milieu du 20^e siècle (Carter & Knapp, 2001; Pasquini, 2003). Les découvertes de ce dernier ont été rendues possibles avec les recherches Frederick W. Herschel à la fin du 18^e siècle, qui a prouvé l'existence du rayonnement infrarouge et Coblentz, en 1900, qui a mesuré le spectre d'absorbance dans le proche infrarouge de diverses substances pures et démontré la possibilité d'utiliser ces informations pour identifier des groupements organiques. C'est au milieu du 20^e siècle que Karl Norris, avec le *Department of Agriculture of the USA*, a développé une méthode pour mesurer l'humidité des plantes en agriculture avec la spectroradiométrie (Pasquini, 2003). Depuis, une multitude d'études a démontré que le stress était détectable sur la végétation en milieu naturel au niveau des longueurs d'onde infrarouges, par une augmentation de la réflectance dans l'infrarouge lointain (15 à 1000 μm). Les propriétés spectrales de la végétation peuvent donc permettre la compréhension des réponses physiologiques par rapport aux changements environnementaux. Ces méthodes ont surtout été utilisées dans le domaine de l'agriculture, afin de détecter les maladies sur les cultures et les zones de forêt potentiellement affectées par un stress (Carter & Knapp, 2001).

Le rayonnement incident peut être réfléchi, absorbé ou transmis, et la somme de ces trois réactions totalise toujours 100% (Hecht, 2012). La quantité de rayonnement réfléchi est exprimée par la réflectance, qui représente l'efficacité d'une surface à réfléchir le rayonnement. Le rapport entre le rayonnement réfléchi et de rayonnement incident permet de calculer cette valeur, qui est généralement présentée en pourcentage (Nicodemus et al., 1977). C'est la signature spectrale qui permet d'exprimer la variation de réflectance selon les longueurs d'onde du spectre électromagnétique. Cette dernière est unique au type de surface et peut donc servir à l'identification de différents éléments sur des images multispectrales (Govender, Chetty, & Bulcock, 2007).

La réflectance est conditionnée par plusieurs facteurs tels que la structure des feuilles, leur santé et leur contenu en eau. L'influence de ces facteurs se manifeste à des longueurs d'onde précises. L'absorption de chlorophylle, par exemple, est quantifiable dans les longueurs d'ondes dites « visibles », entre 400 et 700 nm, alors que les variations de contenu en eau peuvent être analysées à l'aide des bandes infrarouges (Carter & Knapp, 2001). Dans une signature spectrale typique de végétation, l'absorption est élevée dans le visible, alors que la réflectance augmente considérablement dans le proche infrarouge (Seager et al., 2005). Il a été démontré que la concentration en chlorophylle (α et β) dépend de conditions environnementales et que toute variation de cette molécule se répercute dans la réflectance. C'est donc grâce au contenu en eau et des concentrations en chlorophylle que les réponses physiologiques aux stress environnementaux de la végétation peuvent être étudiées. C'est l'expression de ces deux éléments dans les longueurs d'onde avoisinant les 700 nm qui permet l'identification par la spectroradiométrie d'individus ou de peuplements stressés (Carter & Knapp, 2001).

La déshydratation, sévère ou non, peut causer un stress important à la végétation. C'est la présence d'une fine couche d'air autour des cellules végétales qui fait en sorte que la réflectance est importante, notamment à cause de la nature physique et moléculaire de ces dernières. Le contenu en eau des cellules crée une barrière pour le rayonnement à cause de la différence de capacité d'absorbance entre l'eau et l'air, permettant ainsi à plus de rayonnement d'être réfléchi en dehors des feuilles. L'autre facteur pouvant expliquer la forte réflectance des cellules végétales est la grosseur des organites. En moyenne, ces derniers ont une taille similaire aux longueurs d'onde infrarouges, ce qui augmente les probabilités de réflexion du rayonnement. Tout changement dans l'absorption de l'eau est visible dans les bandes infrarouges de la signature spectrale des feuilles. Dans le cas de feuilles bien hydratées, la réflectance sera moins élevée à cause des propriétés d'absorption de l'eau qui se trouve autour des cellules. Une feuille déshydratée aura, quant à elle, une réflectance très élevée dans l'infrarouge. Ces variations font en sorte qu'il est possible de détecter le stress avant que ce dernier soit observable par les changements de couleur et architecturaux (Seager et al., 2005).

Le stress hydrique est illustré par ce que la communauté scientifique qualifie de « *Blue shift* » sur la signature spectrale de la végétation. Sur une signature spectrale typique de feuilles, il y a une augmentation drastique de la réflectance entre le rouge et le proche infrarouge, couramment surnommé le « *Red edge* ». Ce « *Red edge* » se déplace vers les longueurs d'onde bleues (le « *Blue shift* ») lorsqu'un stress est vécu par un peuplement ou par un individu (Carter & Knapp, 2001; Rock, Hoshizaki, & Miller, 1988; Seager et al., 2005) (voir la Figure 5).

Le « *Blue shift* » peut être quantifié par la détermination de l'emplacement du point d'inflexion (Carter & Knapp, 2001). Pour y arriver, une première dérivée permet de calculer la pente de chacun des points de la courbe (signature spectrale), donc les endroits où la pente de la courbe est nulle, positive ou négative. Une deuxième dérivée rend ensuite possible l'identification des points d'inflexion sur la courbe, en centrant sur le zéro de l'axe des « Y » chaque point. Le point d'inflexion est l'endroit où le changement de direction s'amorce (Stewart, 2007).

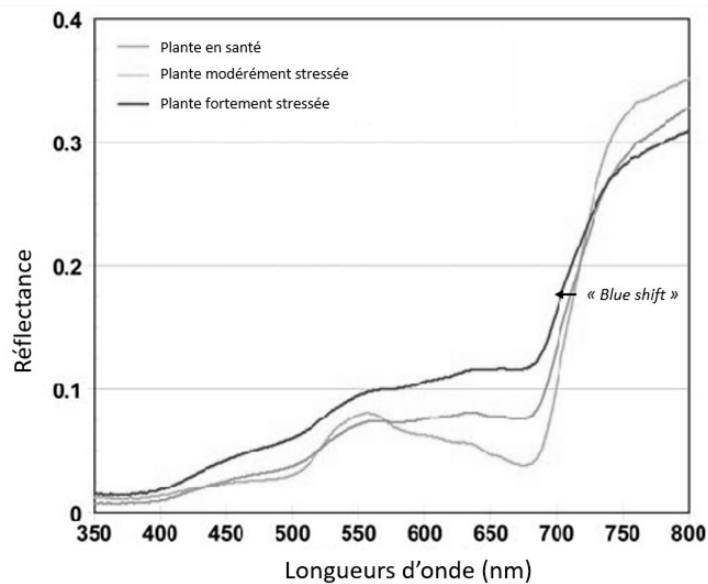


Figure 5: Comparaison de niveaux de stress chez les plantes sur la portion infrarouge de leur signature spectrale. Adaptée de Male et al. (2010)

Il y a cependant des différences entre la réflectance à l'échelle des feuilles, et au niveau de la canopée. Plusieurs éléments tels que l'orientation des feuilles (le comportement anisotropique de la réflectance sur ces dernières), l'angle du rayonnement incident, les conditions atmosphériques, l'ombre et la présence de sol non végétal et de matière ligneuse font en sorte que la réflectance de la canopée est considérablement moins élevée, surtout dans l'infrarouge (Seager et al., 2005; Williams, 1991). L'effet « *Red edge* » est plus important à l'échelle de la canopée que lorsqu'une feuille individuelle est analysée. Les réflectances sont moins élevées au niveau de la canopée, mais la diminution observée dans les longueurs d'ondes du visible est deux fois plus élevée que le changement ayant lieu dans l'infrarouge, accentuant ainsi la pente du « *Red edge* » (Knippling, 1970; Seager et al., 2005).

Les indices de végétation permettent de quantifier les caractéristiques et les réponses spectrales de la végétation en fonction des conditions environnementales ou des espèces étudiées. Ces indices peuvent être calculés par des mesures *in situ*, donc directement à l'aide des signatures spectrales des feuilles, ou à partir de photographies aériennes. Lors de l'utilisation d'images aériennes, quelques éléments sont à considérer, notamment la présence sur les images de matière ligneuse, des interactions atmosphériques, du sol et de l'ombre (Abdou et al., 1996).

Une quarantaine d'indices ont donc été développés au fil des ans par la communauté scientifique, dont certains prennent en compte les complications liées à l'atmosphère, au sol et à l'ombre, alors que d'autres utilisent seulement les signatures spectrales des feuilles. Chacun permet cependant de quantifier une information précise, souvent en lien avec la santé et la physiologie de la végétation (Abdou et al., 1996). Les indices de végétation peuvent être catégorisés selon leur utilisation de certaines sections du spectre électromagnétique. Certains utilisent le visible et le proche-infrarouge, alors que d'autres sont basés sur le « *Red Edge* » et autres mesures dérivées des longueurs d'onde. Le tableau qui suit présente certains indices retenus dans le cadre du présent projet.

Tableau 1: Indices de végétation pertinents dans l'étude du stress de la végétation et leur formule

Indice	Nom	Formule
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	$\frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})}$
NDWI	<i>Normalized Difference Water Index</i>	$\frac{(\rho_{860} - \rho_{1240})}{(\rho_{860} + \rho_{1240})}$
PRI	<i>Photochemical reflectance Index</i>	$\frac{(\rho_{570} - \rho_{531})}{(\rho_{570} + \rho_{531})}$
SIPI	<i>Structure Insensitive Pigment Index</i>	$\frac{(\rho_{800} - \rho_{445})}{(\rho_{800} - \rho_{680})}$

Le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) permet de différencier des types d'écosystèmes, ainsi que d'étudier plusieurs caractéristiques de la végétation telles que le LAI (*Leaf Area Index*, indice qui représente la densité verticale de végétation), la biomasse et la santé des arbres (Carlson & Ripley, 1997; Jiang et al., 2006; May et al., 2018; Pettorelli et al., 2005). La formule permettant de calculer le NDVI utilise les réflectances dans les longueurs d'onde rouges (620 à 670 nm) et infrarouges (841 à 876 nm) (voir Tableau 1) (Gu et al., 2008). Cet indice est basé sur les propriétés fortement absorbantes de la chlorophylle face au rayonnement rouge, ainsi que son importante réflectance des rayons infrarouges (Gu et al., 2008; May et al., 2018; Yengoh et al., 2014). Le NDVI est donc sensible à tout changement dans les espaces intracellulaires, ainsi qu'à ceux se produisant au niveau des quantités de chlorophylle (Gu et al., 2008; May et al., 2018; Pettorelli et al., 2005; Yengoh et al., 2014). Il est souvent utilisé pour la détection du stress hydrique et pour évaluer la santé des arbres, de par la capacité de cet indice à dépister la sécheresse sur la végétation (Gu et al., 2008; Ram et al., 2017). Les valeurs de NDVI varient d'une espèce végétale et d'une communauté à une autre et fluctuent selon le moment de l'année (Gu et al., 2008; May et al., 2018; Yengoh et al., 2014). Cet indice peut prendre des valeurs comprises entre -1 et +1, et sera généralement plus élevé pendant les maximums

photosynthétiques de la saison de croissance. Les mesures s'approchent du maximum lorsque la végétation est en santé et contient une bonne quantité de chlorophylle. Seules les valeurs positives sont possibles lorsque cet indice est appliqué à la végétation (Yengoh et al., 2014).

Le NDVI comporte plusieurs limitations, notamment sa sensibilité aux aérosols et au bruit atmosphérique, lorsque mesuré à l'échelle du paysage et par voies aériennes. Également, lors d'une augmentation du LAI, l'indice devient moins sensible. Lorsque le couvert végétal est moins dense, la réflectivité du sol peut avoir un impact important sur l'indice.(Carlson & Ripley, 1997). Le NDVI perd donc son efficacité dans le cas de couverts forestiers peu denses et dans les milieux hétérogènes (Elmore et al., 2000; Gamon, Penuelas, & Field, 1992; Pettorelli et al., 2005). Cet indice est également étroitement lié au FAPAR (*Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation*), qui augmente de manière presque linéaire avec le NDVI et qui est indicateur de la productivité primaire et de la santé des écosystèmes forestiers (McCallum et al., 2010; Myneni & Williams, 1994; Pettorelli et al., 2005; Vicente-Serrano et al., 2016). Cette relation reste constante, peu importe l'échelle spatiale (Myneni & Williams, 1994).

Le NDWI (*Normalized Difference Water Index*) est un indice qui permet de relever les changements de contenu en eau dans la végétation (Gao et al., 2015; Nogueira, Moreira, & Volpato, 2018). L'eau présente dans les plantes a des propriétés absorbantes importantes à des longueurs d'onde comprises entre 900 et 2500 nm (Gao, 1996). Le calcul du NDWI se fait avec le proche infrarouge et l'infrarouge à ondes courtes (Gao, 1996; Gao et al., 2015; Nogueira, Moreira, & Volpato, 2018). Cet indice a une meilleure corrélation avec le contenu en eau des feuilles que le NDVI, de par le fait qu'il sature à des longueurs d'onde plus courtes (Gao et al., 2015). Dans l'intervalle de longueurs d'onde allant de 800 à 1300 nm, la réflectance augmente lorsque la végétation a un contenu en eau bas, mais les propriétés absorbantes de la cellulose causent une légère diminution autour de 1200 nm. L'utilisation de la bande à 1240 nm vient donc éviter l'effet de cette augmentation sur l'indice. Étant donné l'absorption moins importante dans les longueurs d'onde entre 800 et 1300 nm, la sensibilité aux changements de contenu en eau est plus grande. La végétation

a des propriétés de dispersion similaires autant à 1240 nm qu'à 860 nm. C'est pourquoi la valeur de réflectance à 860 nm sert de valeur de référence dans le calcul de l'indice. Cependant, il n'est pas recommandé d'utiliser cet indice pour les zones de végétation peu denses, étant donné la difficulté de retirer la réflectance du sol des analyses. Les valeurs de NDWI pour le sol sont généralement négatives, ce qui affecte de manière importante l'indice et limite son application (Gao, 1996).

Gamon & al., au début des années 1990, appréciaient l'utilité du NDVI dans l'étude de la végétation. Cependant, l'angle du rayonnement incident du soleil selon le moment de la journée constitue une limitation dans l'utilisation de cet indice au niveau temporel, à une échelle plus fine, et fait même en sorte que certains changements spectraux sont difficilement observables (Gamon, Penuelas, & Field, 1992). Ils ont donc développé le PRI (*Photochemical reflectance Index*), à utiliser de manière complémentaire au NDVI, pour l'observation des changements saisonniers et également pour l'étude à court terme de l'activité photosynthétique. Il permet également de surveiller l'efficacité du processus de photosynthèse le long d'un gradient altitudinal ou dans des conditions édaphiques différentes, et il conserve son applicabilité dans les zones où la canopée est plus dense, dans lesquelles le NDVI est reconnu comme étant moins sensible (Gamon, Penuelas, & Field, 1992; Suárez et al., 2008). Les changements d'efficacité photosynthétique sont intimement liés aux cellules xanthophylles qui, sous l'influence d'un excès ou d'un manque de lumière, subissent des modifications structurales réversibles et visibles à la longueur d'onde de 531 nm. Ce sont ces changements qui seront indicateurs de l'activité photosynthétique, cette dernière étant également liée au stress de la végétation (Gamon, Penuelas, & Field, 1992). Il a été démontré que les changements structuraux occasionnés par le stress hydrique ont un impact sur la réflectance et sont donc visibles sur la signature spectrale de la végétation. En conséquence, ce stress influence les valeurs de PRI, mais les interférences atmosphériques, l'angle des feuilles, ainsi que l'hétérogénéité des paysages sont cependant des limites à l'utilisation de cet indice à l'échelle du paysage (Suárez et al., 2008).

Le SIPI (*Structure Insensitive Pigment Index*) est un indice qui utilise la réflectance dans le bleu et le rouge. Ces longueurs d'onde sont intimement liées à la chlorophylle et au caroténoïde et sont communément utilisées pour étudier la physiologie et la phénologie d'espèces végétales, par le ratio entre le caroténoïde et la chlorophylle α (Peñuelas, Baret, & Filella, 1995; Verrelst et al., 2008). Deux autres indices étaient déjà utilisés pour effectuer ce ratio, soient le SRPI (*Simple Ratio Pigment Index*) et le NDPI (*Normalized Difference Pigment Index*), mais dans ce dernier, la structure de la feuille pouvait avoir une influence sur la mesure. Peñuelas & al., en 1995, ont donc développé le SIPI afin de contourner cette problématique. Les longueurs d'onde utilisées (445 nm et 680 nm) représentent les endroits sur la courbe spectrale pour lesquels l'absorption est maximale pour le caroténoïde et la chlorophylle α , alors que la valeur de 800 nm est utilisée afin de réduire les effets de la structure des feuilles sur le résultat. Une valeur de SIPI élevée signifie qu'il y a dégradation de chlorophylle, α donc que l'arbre ou le peuplement se retrouve en situation de stress (Lakkaraju et al., 2010; Peñuelas, Baret, & Filella, 1995).

Questions de recherche et objectifs

La présente recherche vise à déterminer s'il est possible d'identifier les pessières à mousses à risque de subir un accident de régénération en étudiant les propriétés spectrales de la végétation comme indicateur de stress. Deux objectifs sont donc sous-jacents à cette question :

1. Établir des liens entre les informations extraites des signatures spectrales et les indices de végétation calculés à l'aide de la réflectance des feuilles d'épinette noire et les différents types de stress affectant les écosystèmes boréaux ;
2. La modélisation de ces liens à l'échelle du paysage afin de faire ressortir les zones à risque de passer à un état alternatif stable.

Hypothèses

1. Les variations climatiques, hydriques et saisonnières sont visibles entre les sites étudiés pour un même type de peuplement ;
2. Le stress est visible par une translation du « *Red Edge* » et par les comparaisons des indices de végétation entre les épinettes des pessières à lichens par rapport aux épinettes des pessières à mousses.

MÉTHODOLOGIE

Zone d'étude

Les trois sites d'étude se situent dans l'ouest de la forêt boréale québécoise, le long d'un gradient latitudinal partant du 51^e parallèle jusqu'au 53^e parallèle, et suivant la Route de la Baie-James (voir Figure 6). L'âge des peuplements est variable entre les paires aux différentes latitudes selon les feux (les feux datant de 75 à 150 ans). Les pessières à mousses (forêts fermées) sont généralement épargnées par les feux, alors que les pessières à lichens (forêts ouvertes), subissent plus souvent leurs dommages. Les dépôts dominants de la région sont des tills glaciaires et les sols comportent une faible épaisseur de matière organique. Les sous-provinces géologiques de la région sont celles d'Opatica, de La Grande et d'Opinaca de la province du Supérieur (MERN, 2018). Cette dernière fait partie du Bouclier canadien et est composée surtout de roches néoarchéennes. La zone d'étude est située juste au nord de la grande enclave argileuse de l'Abitibi. La topographie est relativement plane, les sites à l'étude sont situés sur un plateau avec une quantité importante de lacs, de réservoirs et des rivières d'envergure majeure (Rivière Rupert, Eastmain, la Grande Rivière) (CRRNTBJ, 2011).

Avec des moyennes de températures estivales variant autour de 17°C et hivernales oscillant aux environs de -23°C (CRRNTBJ, 2011), la saison de croissance a une durée d'environ 140 à 180 jours selon la latitude (Girardin & McKenney, 2001). Les précipitations totales sont généralement autour de 700 mm par année, avec un peu moins du tiers de ces dernières sous forme de neige (Boiffin, Aubin, & Munson, 2015; Erni, 2016). Les sous-zones de végétation dominantes sont la pessière à mousses et la pessière à lichens, dans lesquelles les feux de forêt sont les principaux éléments perturbateurs (CRRNTBJ, 2011). Ces derniers ne sont pas contrôlés par la Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU).

Localisation des sites d'étude

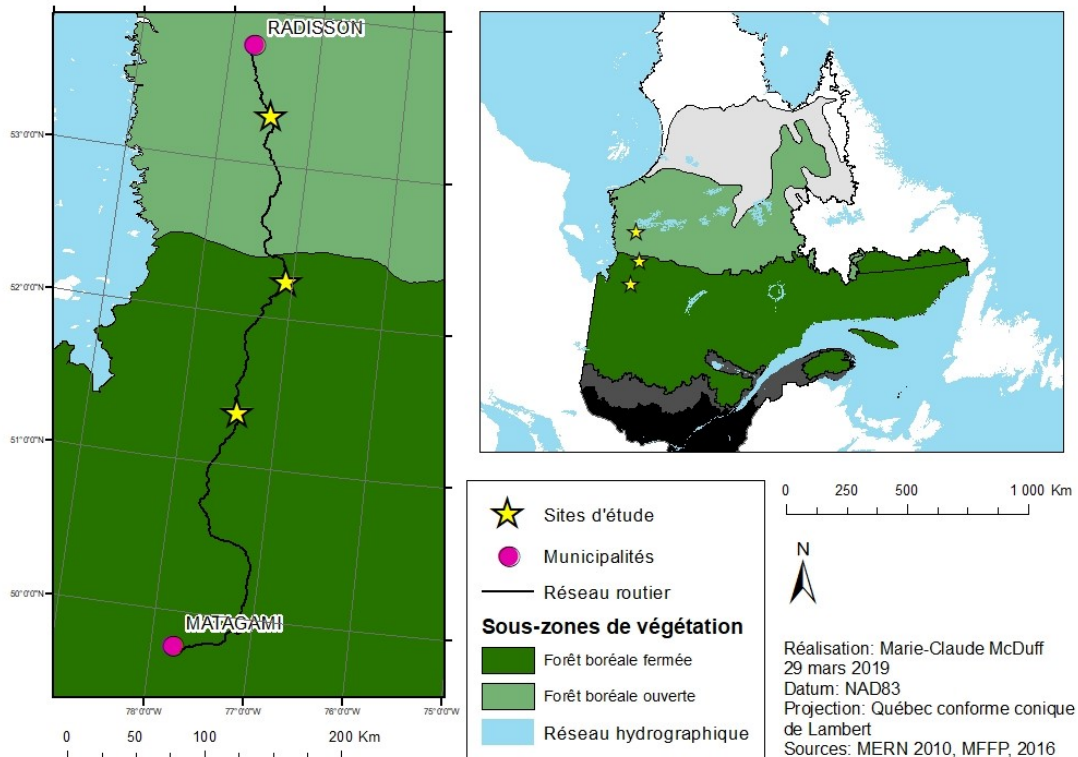


Figure 6: Localisation des sites d'étude le long de la Route de la Baie James

Dispositif expérimental

Le repérage des sites d'études potentiels a été effectué à l'aide du logiciel *Google Earth Pro* (version 7.3.1.4507), puis la sélection a été réalisée pendant une campagne de prospection le long de la route de la Baie-James au début de la saison estivale afin de s'assurer du respect des critères (homogénéité des sols, des peuplements d'épinettes noires, accessibilité à partir de la route et absence de ligne de feu visible entre la pessière à lichens et celle à mousses). Toutes les représentations cartographiques des sites d'études ont été produites à l'aide du logiciel ArcGIS (version 10.4.1).

À chaque site, des placettes appariées composées majoritairement d'épinettes noires issues du même peuplement ont été établies dans des peuplements de pessières à lichens et de pessières à mousses. Pour chacun des trois sites d'études, six placettes circulaires appariées

d'une superficie de 400 m² (avec un rayon de 11,28 m) chacune ont été délimitées dans les deux types de peuplement (voir le Tableau 2). Puis dans chacune d'entre elles, cinq arbres ont été sélectionnés de manière aléatoire, puis marqués afin d'assurer le suivi des mêmes épinettes tout au long de la campagne d'échantillonnage dans la saison estivale. Ces placettes sont composées majoritairement d'épinettes noires, et les arbres sont issus du même peuplement. Chaque arbre sélectionné devait cependant respecter certains critères, soit d'être un individu dominant ou codominant, sans être un vétéran (vestiges du peuplement précédent).

Tableau 2: Identifications des sites d'étude et leurs caractéristiques géographiques

Placette	Latitude	Peuplement	Latitude	Longitude	Âge (ans)
PL2	53	Pessière à lichens	53,32809	-77,45215	103 ± 18
PL3			53,31963	-77,44667	
PL4	52		52,24940	-77,06677	134 ± 36
PL5			52,25415	-77,07462	
PL6			52,27595	-77,11210	
PL7	51		51,36231	-77,39963	126 ± 25
PL8			51,35356	-77,41040	
PL9			51,35016	-77,41228	
PM2	53		Pessière à mousses	53,32841	-77,45211
PM3		53,32051		-77,44467	
PM4	52	52,24909		-77,06710	134 ± 36
PM5		52,25422		-77,07424	
PM6		52,27536		-77,11337	
PM7	51	51,36282		-77,39883	126 ± 25
PM8		51,35452		-77,41023	
PM9		51,35043		-77,41304	

Description des sites d'étude

51^E PARALLÈLE

Les placettes 7, 8 et 9 sont situées au 51^e parallèle, près de la rivière Rupert. Deux des paires de placettes (7 et 8) sont en périphérie d'une route secondaire à la route de la Baie James, alors que la paire 9 est de l'autre côté de cette dernière. Dans PL7, le relief est relativement plat (légère exposition à l'ouest), comporte quelques monticules, et le drainage y est bon. Des blocs parsèment PL8, qui a un drainage rapide et une pente exposée au nord. PL9 a également une exposition à l'ouest et un bon drainage. Ses arbres étaient souvent de taille importante (en diamètre ou en hauteur), et les espèces autres que les épinettes noires étaient surtout regroupées en bosquets. À cette latitude, l'âge des arbres dans les pessières à lichens était similaire à ceux des pessières à mousses, car ils provenaient de la même perturbation. Les arbres étaient âgés de 126 ans (± 25 ans).

PL7 et PL9 présentaient un couvert important d'éricacées, alors que PL8 était dominée par les lichens. Dans PL7, l'espèce dominante était *Kalmia angustifolia* L. (une éricacée), avec plus du tiers des occurrences dans le point d'intersection. Malgré une présence importante de lichens, *Pleurosium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., une mousse, était la deuxième espèce la plus fréquente dans la placette. Dans PL9, en dépit du grand nombre d'éricacées, les lichens *Cladina stellaris* (Opiz) Pouzar & Vězda avaient le plus d'occurrences dans la placette.

La moyenne des DHP (diamètre à hauteur de poitrine) était la plus élevée dans PL9 (12,72 cm), de même que la hauteur moyenne des arbres (10,48 m). Les arbres de plus petits diamètres et de plus petites tailles étaient retrouvés dans PL7 (8,05 cm de DHP moyen et une hauteur moyenne de 7,4 m). La profondeur de matière organique était d'environ 16 cm pour PL8 et PL9, et de 10,7 cm dans PL7. Le Tableau 3 résume les caractéristiques de chacune des placettes de cette latitude.

Tableau 3 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 51^e parallèle

Placettes	Gr. dominant	Sp 1	Sp 2	DHP \bar{x} (cm)	Hauteur \bar{x} (m)	Prof \bar{x} MO (cm)
PL7	Éricacées	<i>K. angustifolia</i>	<i>P. schreberi</i>	8,05	7,4	10,7
PL8	Lichens	<i>C. stellaris</i>	<i>K. angustifolia</i>	11,06	9,24	16,4
PL9	Éricacées	<i>C. stellaris</i>	<i>K. angustifolia</i>	12,72	10,48	16,3
PM7	Éricacées	<i>K. angustifolia</i>	<i>R. groenlandicum</i>	9,8	9,41	18,2
PM8	Éricacées	<i>R. groenlandicum</i>	<i>P. schreberi</i>	13,09	11,99	25,5
PM9	Éricacées	<i>P. schreberi</i>	<i>R. groenlandicum</i>	13,56	12,39	21,6

Dans les pessières à mousses, les éricacées qui dominaient le sous-couvert dans chacune des placettes. PM7 et PM8 avaient toutes les deux un drainage rapide et une exposition au nord-ouest. Dans les deux placettes, il y avait beaucoup de débris ligneux. PM7 avait des buttes et des creux, et plusieurs zones dans lesquelles des mousses étaient présentes de manière importante. PM8 avait une strate herbacée très dense en éricacées ainsi que plusieurs monticules. Elle est plus proche du chemin secondaire que les autres placettes. L'exposition de PM9 est vers l'ouest, et le drainage est rapide. La placette était peu dense et contenait plusieurs espèces de *Salix* en sous-couvert. La présence de monticules et de creux dans la topographie était également notable.

Dans PM7, les deux espèces les plus fréquentes étaient *K. angustifolia* et *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd, deux éricacées, alors que dans PM8, *R. groenlandicum* était la plus répandue, avec *P. schreberi*, une mousse, comme deuxième espèce en importance. Cette dernière espèce était dominante dans PM9, avec *R. groenlandicum* comme espèce secondaire. Les DHP moyens étaient les plus élevés dans PM8 et PM9, avec des valeurs de plus de 13 cm, alors que les hauteurs moyennes des arbres étaient autour de 12 m pour les mêmes placettes. Les valeurs de hauteur et de DHP étaient moindres dans PM7, ainsi que pour la profondeur de matière organique, mais étaient toutefois plus élevées que dans les pessières à lichens (avec une moyenne de 18,2 cm).

52^E PARALLÈLE

Les sites d'études du 52^e parallèle (les paires de placettes 4, 5 et 6) sont situés à une trentaine de kilomètres au nord du relais routier de la route de la Baie James. Dans les pessières à lichens, le drainage est rapide pour PL5 et PL6, et bon pour PL4. Les placettes sont exposées au nord, au nord-est et à l'est pour respectivement PL4, PL5 et PL6. PL4 est un site avec beaucoup de roches et où des charbons issus de feux de forêt anciens ont été détectés dans son sol. PL5 est située près d'un champ de roches et comporte beaucoup de monticules et de creux, alors que PL6 comporte plusieurs affleurements rocheux. Les espèces dominantes dans cette placette étaient regroupées en îlots. Peu d'épinettes étaient présentes, et des îlots de sphaignes ont été identifiés. Le sol organique se trouvait surtout dans les creux du site d'échantillonnage.

Dans la pessière à lichens 4 (PL4), les éricacées étaient les plus nombreuses en occurrence dans le point d'interception malgré que *C. stellaris* (un lichen) était l'espèce en plus grand nombre. *P. mariana* était la deuxième espèce la plus fréquente dans PL4. Dans PL5 et PL6, *C. stellaris*, un lichen, dominait les placettes, avec comme deuxième espèces en importance *R. groenlandicum* (PL5) et *K. angustifolia* (PL6). Les DHP moyens étaient similaires dans les trois placettes (autour de 7,5 cm), et la hauteur moyenne des arbres était légèrement plus élevée dans PL4 (6,56 m), où l'épaisseur de la matière organique était également la plus grande (avec 14,3 cm). À cette latitude, l'âge des arbres dans les pessières à lichens et à mousses était similaire, car ils provenaient de la même perturbation. Les arbres étaient âgés de 134 ans (± 36 ans). Les informations relatives aux caractéristiques des placettes sont résumées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 52^e parallèle

Placettes	Gr. dominant	Sp 1	Sp 2	DHP \bar{x} (cm)	Hauteur \bar{x} (m)	Prof \bar{x} MO (cm)
PL4	Éricacées	<i>C. stellaris</i>	<i>P. mariana</i>	7,67	6,56	14,3
PL5	Lichens	<i>C. stellaris</i>	<i>R. groenlandicum</i>	7,58	5,93	13,3
PL6	Lichens	<i>C. stellaris</i>	<i>K. angustifolia</i>	7,26	5,60	12,3
PM4	Mousses	<i>P. schreberi</i>	<i>P. mariana</i>	7,59	7,73	12,5
PM5	Mousses	<i>P. schreberi</i>	<i>P. mariana</i>	8,86	8,35	23,0
PM6	Mousses	<i>P. schreberi</i>	<i>P. mariana</i>	8,54	8,48	7,0

Le drainage dans les pessières à mousses est bon et l'exposition varie du nord-est (PM4), au nord-ouest (PM5), alors que PM6 a une pente presque nulle. Des peupliers et des arbres fruitiers (*Prunus spp.*) ont été identifiés dans PM4, et beaucoup d'arbres sur la placette étaient au sol ou fortement recourbés. Le sous-bois était dégagé, et il y avait très peu d'herbacées et d'arbustes. Dans PM5, une forte présence de monticules et de creux, ainsi que de débris ligneux rendait le sol minéral difficile à atteindre sur une superficie suffisante pour faire un pèdon. Sur environ 15% de la placette, un regroupement important de feuillus (peupliers et *Salix spp.*) créait un milieu très différent du reste du site. La placette PM6 était entourée de milieux ouverts composés de sphaignes. Plusieurs feuillus ont été observés sur la placette. En conséquence, le sol avait une forte densité de petites racines, l'horizon LFH comportait une quantité importante de feuilles et de branches et l'horizon Ae était peu visible.

Les trois placettes de pessières à mousses (PM4, PM5 ET PM6) étaient dominées par les mousses (*P. schreberi*) avec *P. mariana* en codominance. Le DHP moyen et la hauteur moyenne des arbres étaient les moins élevés dans PM4, avec des valeurs de 7,59 cm et de 7,73 m respectivement, alors que les deux autres placettes avaient des DHP moyens de plus de 8 cm et des hauteurs moyennes d'arbres de plus de 8 m. Les épaisseurs de matière organique étaient très variables entre les placettes, avec 7 cm pour PM6, 12,5 cm dans PM4 et 23 cm dans PM5.

53^E PARALLÈLE

Les paires de placettes 2 et 3, au 53^e parallèle, sont situées au nord de la route Transtaïga. Ces sites sont exposés au sud-ouest et ont un bon drainage. PL2 se situait près d'une pinède, la présence de plusieurs pins gris a été notée sur la placette. Dans PL3, des morceaux de charbon ont été trouvés dans la couche organique de sol. Les pessières à mousses sont toutes deux sur un terrain plat et le drainage est mauvais dans PM2 et plutôt bon dans PM3. L'eau s'accumule en surface dans PM2 et plusieurs charbons de taille importante ont été trouvés dans la couche de sol organique. Des charbons ont également été détectés dans PM3. Une présence importante de *Salix spp.* a été observée dans cette placette.

Dans les pessières à lichens, *C. stellaris* était l'espèce la plus fréquente. Dans PL2, la deuxième espèce en importance était *P. schreberi* alors que dans PL3 et dans les pessières à mousses, des espèces d'éricacées codominaient la strate herbacée (*R. groenlandicum* et *K. angustifolia*). *P. schreberi* était également l'espèce dominante dans les deux pessières à mousses. À cette latitude, l'âge des arbres dans les pessières à lichens et à mousses était similaire, car ils provenaient de la même perturbation. Les arbres étaient âgés de 103 ans (± 18 ans). Le Tableau 5 résume les informations relatives à la description des placettes du 53^e parallèle.

Tableau 5 : Portrait végétal et profondeur de la matière organique des placettes du 53^e parallèle

Placettes	Gr. dominant	Sp 1	Sp 2	DHP \bar{x} (cm)	Hauteur \bar{x} (m)	Prof \bar{x} MO (cm)
PL2	Lichens	<i>C. stellaris</i>	<i>P. schreberi</i>	9,46	8,69	5,9
PL3	Lichens	<i>C. stellaris</i>	<i>R. groenlandicum</i>	7,75	6,28	7,0
PM2	Mousses	<i>P. schreberi</i>	<i>K. angustifolia</i>	9,00	8,68	21,1
PM3	Mousses	<i>P. schreberi</i>	<i>R. groenlandicum</i>	9,50	8,75	11,9

Dans les pessières à lichens, le DHP moyen et la hauteur moyenne des arbres dans PL2 étaient plus élevés que dans PL3, avec 9,46 cm de DHP moyen contre 7,75 cm, et 8,69 m de hauteur par rapport aux 6,28 m de PL3. L'épaisseur de matière organique était plus importante dans PL3. C'était cependant dans PM2 que la matière organique formait la couche la plus épaisse, avec plus de 21 cm, soit un peu moins du double que dans PM3. Les DHP et hauteurs d'arbres étaient similaires dans les deux pessières à mousses.

DIAMÈTRE, HAUTEUR, ÉPAISSEUR DE MATIÈRE ORGANIQUE

Comme il est possible d'observer sur la Figure 7, les DHP moyens des épinettes noires étaient plus élevés dans les pessières à mousses que dans les pessières à lichens pour la majorité des placettes. Il est également possible de constater une diminution du diamètre avec l'augmentation de la latitude (la paire de placettes 2 étant la plus nordique, et la paire 9 la plus au sud).

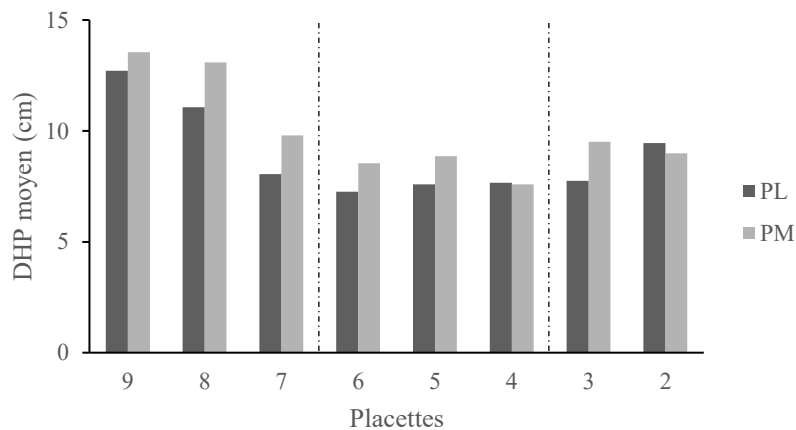


Figure 7: DHP moyen (cm) des épinettes noires pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements

La Figure 8, quant à elle, illustre la hauteur moyenne des épinettes dans chaque placette pour les deux types de peuplements. Tout comme pour le DHP moyen, les valeurs étaient plus élevées dans les pessières à mousses pour presque toutes les placettes et diminuent en allant vers le nord. Il est à noter pour les deux variables, que les valeurs dans PL2 étaient légèrement plus élevées que dans les placettes du 52° parallèle (4, 5 et 6).

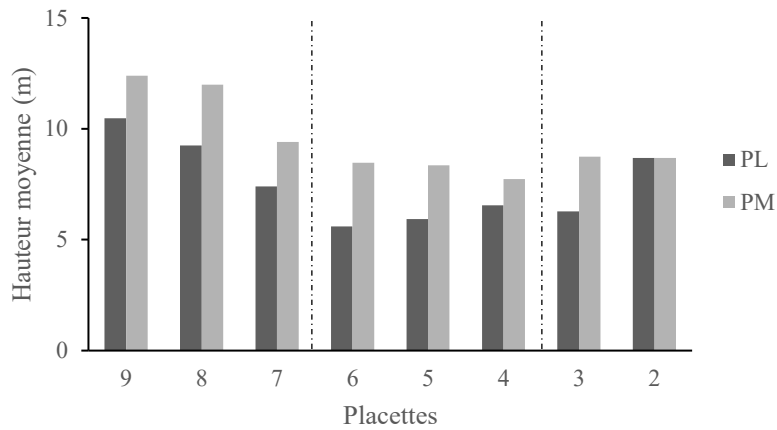


Figure 8 : Hauteur moyenne (m) des épinettes noires pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements

L'épaisseur de matière organique dans les placettes est illustrée sur la Figure 9 et permet de constater que les valeurs dans les pessières à mousses sont variables et ne semblent pas changer selon la latitude. Dans les pessières à lichens, il semble y avoir une diminution de l'épaisseur de la matière organique en allant vers les plus hautes latitudes. Les valeurs les plus basses sont dans PL2 et dans PM6, alors que les plus élevées sont dans PM5 et dans PM8.

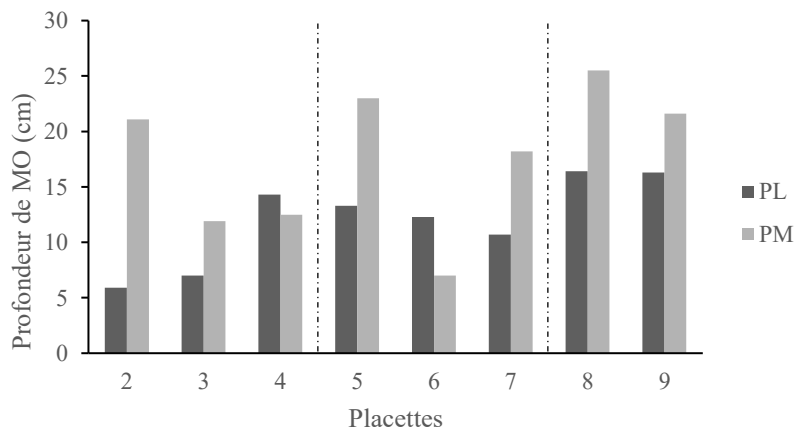


Figure 9 : Profondeur moyenne de matière organique (cm) pour chaque placette échantillonnée et pour les deux types de peuplements

Techniques et instruments

CARACTÉRISATION GÉNÉRALE

Les centres des placettes ont été déterminés de manière aléatoire, puis géoréférencés à l'aide d'un GPS (Oregon 650 de *Garmin*). La délimitation des placettes et la mesure de la hauteur des arbres ont été effectuées à l'aide d'un hypsomètre (Vertex IV). Un compas forestier a été utilisé afin de mesurer le DHP de chacun des arbres compris dans la placette. À la fin de l'été, les arbres échantillons ont été coupés à l'interface du sol et des rondelles furent récoltées afin d'effectuer des analyses dendrochronologiques. Aussi, un assortiment de branches provenant de leur cime a été récolté pour des mesures subséquentes sur les unités de croissance et les cônes.

La technique de points d'interception a été utilisée pour estimer de manière objective le recouvrement de la végétation herbacée. Cette méthode requiert l'utilisation d'une tige qui est déposée au sol selon une grille, puis le manipulateur identifie les espèces et le nombre d'individus en contact avec cette dernière. Dans le cadre de la présente campagne d'échantillonnage, deux transects (nord-sud et ouest-est) passant par le centre de la placette ont été suivis et les mesures et identifications ont été faites à tous les 50 cm.

Un pédon a été creusé afin de connaître le profil de sol présent dans la placette. Dans chaque horizon, un échantillon a été prélevé dans le but de faire ultérieurement des analyses granulométriques et chimiques. La profondeur de l'horizon minéral a été mesurée à dix endroits dans la placette selon une grille prédéterminée (voir Figure 10) et la présence de charbons, vestiges des feux de forêt, a été notée.

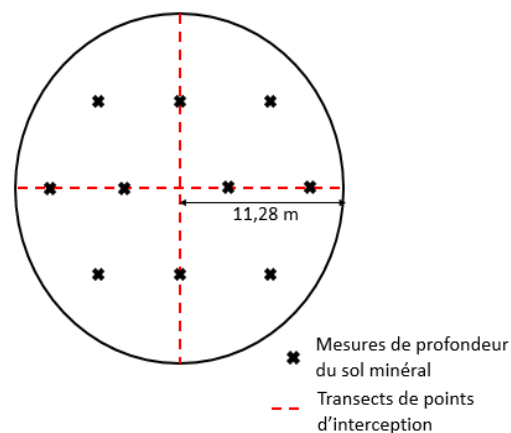


Figure 10: Patron d'échantillonnage des placettes

SPECTRORADIOMÉTRIE

À trois moments différents dans l'été, une branche de la cime de chaque arbre a été prélevée à l'aide d'une scie télescopique, puis des mesures de réflectance ont été effectuées sur dix rameaux différents de l'année à l'aide d'un spectroradiomètre de la marque *Spectral Evolution PSR-2500* muni d'une pince à feuille afin de diriger le faisceau lumineux uniquement sur les feuilles. Les mesures de réflectance sur différents rameaux du même arbre permettent de s'assurer d'avoir une étendue de valeurs assez importante pour former une moyenne est ainsi mieux représenter l'état de santé de l'arbre. Les données ont été transférées et enregistrées en temps réel sur un ordinateur portable dans le logiciel *DARWin SP* (v.1.4.6149) fourni avec le spectroradiomètre, puis seront traitées subséquemment en vue d'effectuer les analyses. La Figure 11 présente une signature spectrale d'épinette noire, et les longueurs d'onde utilisées pour le calcul des indices de végétation.

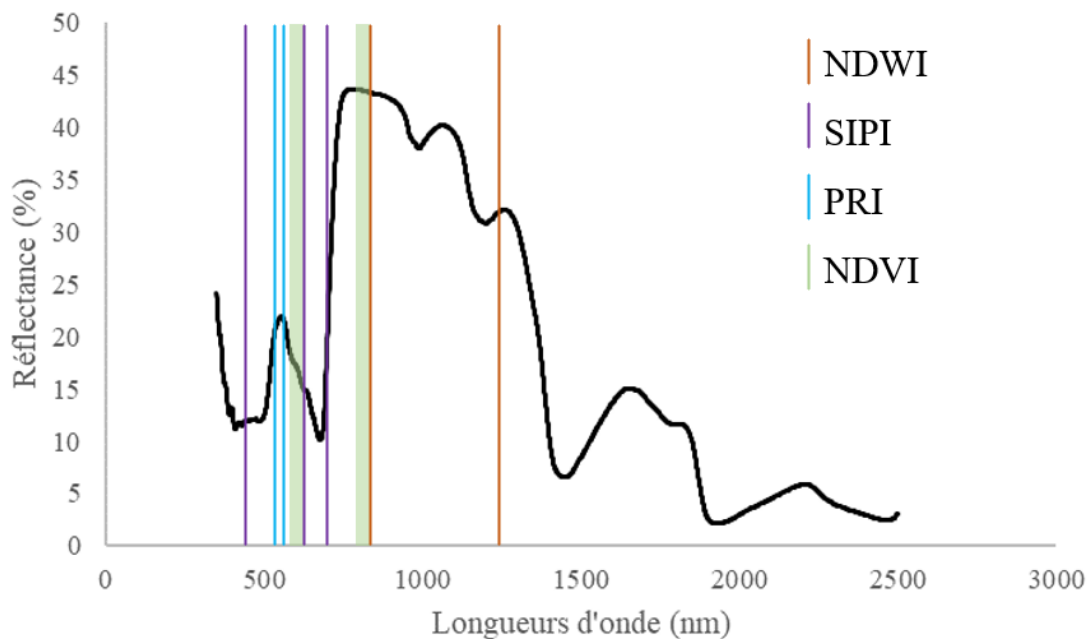


Figure 11: Longueurs d'onde utilisées par les quatre indices de végétation utilisés dans la présente étude sur une signature spectrale mesurée sur une épinette noire.

Analyses statistiques

Chaque élément a été analysé selon les mêmes paramètres, soient la latitude, le moment dans la saison de croissance et le type de peuplement. L'échantillonnage s'est déroulé à trois moments distincts de la saison de croissance. La première campagne correspond à la fin du mois de juillet (passage A) et représente la fin du débourrement, donc le début de la saison de croissance. La deuxième campagne s'est déroulée au début du mois d'août (passage B) et représente le moment dans la saison où les arbres ont atteint leur maxima photosynthétique, alors que les valeurs pour la fin de la saison de croissance ont été récoltées à la fin du mois d'août (passage C) afin de détecter la diminution de photosynthèse qui précède l'hiver. Les types de peuplements sont représentés par les sigles PL et PM, pour les pessières à lichens et les pessières à mousses respectivement. Les résultats des analyses sont résumés dans des tableaux dans les annexes, dans lesquels seuls les *p-values* significatifs sont inscrits, et ce, selon leur niveau de significativité ($<0,001$, $<0,01$ et $<0,05$).

Sachant que les pessières à mousses sont des milieux généralement moins stressés que les pessières à lichens, ces dernières sont alors considérées comme les groupes témoins dans les analyses. Les différences obtenues identifieront les pessières à mousses en situation de stress au moment de l'échantillonnage. Les indices permettent d'identifier le niveau de stress de chaque peuplement selon les paramètres étudiés, et la variation dans les *red-edges* vient compléter ces analyses. Les composantes biotiques et abiotiques des milieux sont également introduites afin de tenter d'expliquer les différences significatives obtenues.

Les logiciels RStudio v.1.2.5001 (R Core Team, 2018) et Excel (Microsoft Corporation, 2016) ont été utilisés pour les analyses statistiques et la production de graphiques. Les progiciels utilisés dans RStudio sont mentionnés avec les tests statistiques correspondants dans les sections qui suivent.

STATISTIQUES PAR PLACETTES

Afin de pouvoir regrouper les résultats des placettes pour chaque latitude, une première série d'analyses a été effectuée afin d'identifier les placettes qui sont différentes des autres. Le test d'analyse de variance de Friedman utilise une méthode qui place les valeurs par rangs, et représente une alternative à l'ANOVA à deux facteurs lorsque le critère de normalité n'est pas respecté. Ce test permet de détecter les différences entre les différentes placettes en considérant leur position sur une échelle ordinale. Les p-values obtenues indiquent s'il existe des différences entre les placettes d'un même moment de la saison et dans un même type de peuplement. Ce test a été effectué avec le package « scmamp » (Calvo & Santafe, 2016) dans RStudio. Pour que le test fonctionne, le nombre de mesures doit être égal dans tous les groupes (placettes). Ce critère n'étant pas respecté dans la base de données, un échantillon de 40 données, sélectionnées aléatoirement dans chaque placette a été utilisé pour faire le test. Afin de rendre l'analyse plus robuste, cet échantillonnage, suivi de l'analyse, a été répété 50 000 fois, et la moyenne des 50 000 p-values résultants a été calculée, suivant ainsi la méthode Bootstrap d'inférence statistique.

Pour chaque résultat significatif du test de Friedman, une analyse post-hoc Nemenyi a été faite afin d'identifier les placettes qui se démarquent des autres pour un même type de peuplement lors d'un moment précis de la saison de croissance. Ce test met en paire chaque échantillon et utilise la somme des rangs moyens pour identifier les différences significatives. Il a été effectué avec le package « scmamp » (Calvo & Santafe, 2016) dans RStudio. Tout comme pour le test de Friedman, une méthode Bootstrap (50 000 itérations) a également été utilisée afin d'augmenter la robustesse du test. Seules les différences à travers une même latitude ont été retenues afin de justifier le regroupement des placettes pour les analyses subséquentes. Dans le cas où un résultat était significatif, un graphique représentant les moyennes et intervalles de confiance pour chaque placette pour le peuplement et le moment dans la saison de croissance concerné a été produit.

Des analyses ont également été effectuées afin d'identifier les paires de placettes où les indices de végétation dans les deux types de peuplements sont significativement différents. Pour ce faire, le test Kruskal-Wallis a été utilisé afin d'identifier les différences significatives entre les types de peuplements, pour chaque placette lors des trois passages dans la saison de croissance. Ce test a été effectué grâce au *package* « stats » (R-Core-Team, 2019) dans RStudio. Lorsque le résultat du test était significatif, un test post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) a été appliqué. Le *package* « PMCMR » (Pohler, 2018) dans RStudio a permis de faire les analyses. Pour chaque indice, un graphique qui regroupe les moyennes et leur intervalle de confiance pour chaque placette et chaque passage pour les latitudes a été produit. Un intervalle de confiance de 95% a été utilisé et l'échelle de l'axe représentant les valeurs de différents indices a été ajustée pour pouvoir observer les différences significatives.

ANALYSES DES INDICES DE VÉGÉTATION

Des moyennes mobiles ont été calculées sur les mesures des placettes d'une même latitude, du même passage dans la saison de croissance et d'un même type de peuplement. Sur ces moyennes, le test Kruskal-Wallis a été utilisé afin d'identifier les différences significatives entre les types de peuplements, les latitudes et les moments dans la saison de croissance. Lorsque le résultat du test était significatif, un test post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) a été appliqué. Les *packages* « stats » (R-Core-Team, 2019) et « PMCMR » (Pohler, 2018) ont été utilisés pour faire les analyses. Pour chaque indice, une première analyse permet d'observer les valeurs moyennes à chaque latitude selon le moment dans la saison de croissance pour chaque type de peuplement. Trois graphiques ont été produits pour illustrer ces résultats (un par type de peuplement, et un pour comparer les deux types de peuplement), où les latitudes sont présentées sur l'abscisse, et où les séries représentent les passages. Pour l'ensemble des analyses, un intervalle de confiance de 95% a été utilisé.

COMPARAISON DES RED-EDGES

Ces analyses ont été effectuées dans le but de déceler les différences significatives dans le comportement du *red-edge* des signatures spectrales mesurées. Comme les points d'inflexion étaient situés sensiblement aux mêmes longueurs d'onde d'un échantillon à l'autre, mais que les angles des portions définies comme les *red-edges* dans les signatures spectrales étaient très différents, la transformation de ces sections de courbe (de 650 à 750 nm inclusivement) a été nécessaire afin de former une droite à l'aide de moyennes mobiles. La droite de régression a été calculée et représente ainsi la courbe formée des moyennes mobiles de chaque longueur d'onde. La pente de chacune des droites a été calculée, et un test de Student bilatéral a permis, pour chaque combinaison pertinente, de voir s'il y a des différences significatives entre les pentes des deux parties du groupe. Ces groupes ont été formés afin d'identifier les latitudes et les moments de la saison de croissance qui semblent avoir des *red-edges* différents pour les deux peuplements, ainsi qu'entre les peuplements.

RÉSULTATS

Analyse des indices de végétation

NDVI

Les résultats obtenus (Figure 12) ont permis d'identifier des valeurs de NDVI significativement différentes d'un peuplement à un autre dans une paire de placettes du 52^e parallèle. Au milieu de la saison de croissance (Passage B), les arbres dans PL4 avaient une valeur moyenne de NDVI significativement plus élevée que les épinettes présentes dans PM4 (p -value <0,05). À la fin de la saison de croissance (Passage C), les valeurs moyennes de NDVI des arbres dans PL4 étaient également significativement plus élevées que celles des arbres dans PM4 (p -value <0,001).

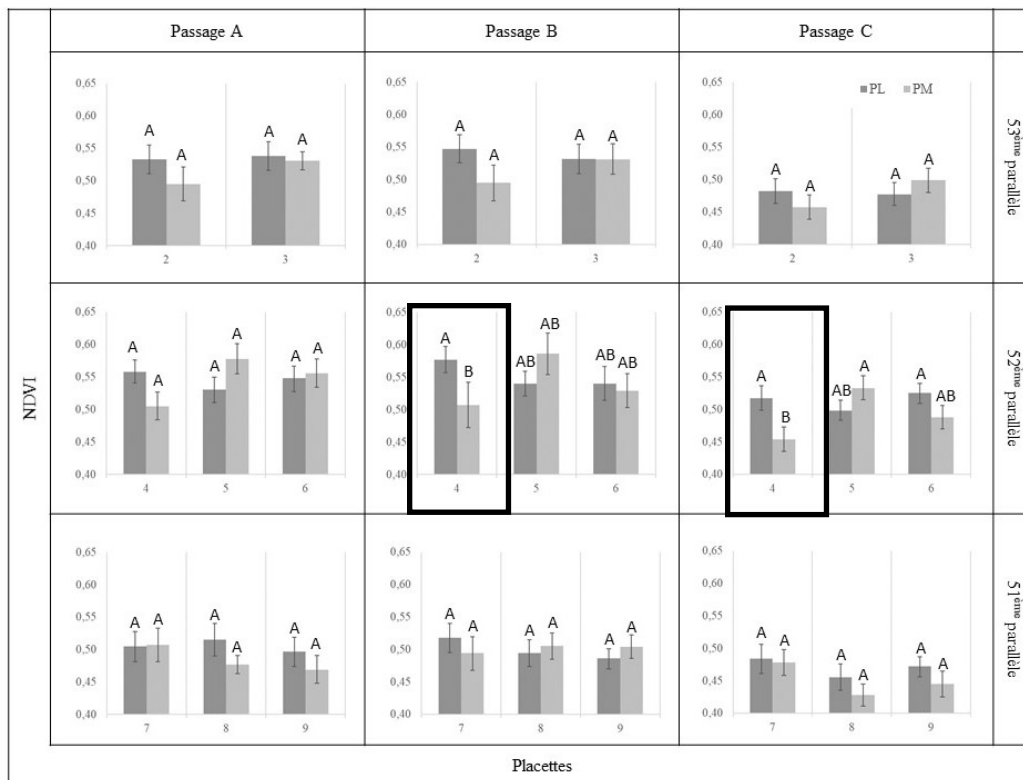


Figure 12 : Valeurs moyennes de NDVI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.

En regroupant les placettes par latitude, les résultats obtenus en comparant les valeurs moyennes de NDVI entre les différents types de peuplements ont démontré qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les pessières à lichens et les pessières à mousses tout au long de la saison de croissance. Les résultats ont été compilés à la Figure 13.

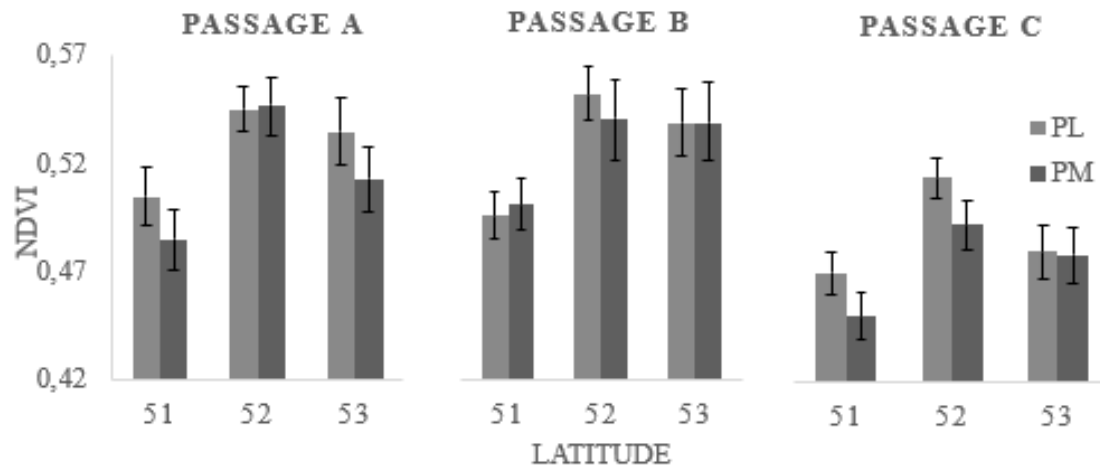


Figure 13 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens et les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.

Dans les pessières à lichens, les valeurs moyennes de NDVI obtenues variaient entre 0,47 et 0,55, avec des valeurs maximales au passage B. La Figure 14 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à lichens pour les trois passages. Il est possible de constater que les valeurs obtenues au passage C sont moins élevées que celles des deux autres passages. Dans les trois cas, c'était au 52° parallèle que les valeurs étaient les plus élevées. Pour l'ensemble des latitudes, des valeurs moyennes de NDVI significativement plus élevées au passage A qu'au passage C ont été mesurées (p -values <0,05 au 51° parallèle et <0,001 aux 52° et 53° parallèles). Aux 52° et 53° parallèles, les valeurs de NDVI étaient significativement plus élevées au passage B qu'au passage C (p -values <0,001). Aucune différence significative n'a été identifiée entre les valeurs moyennes de NDVI entre les passages A et B.

La comparaison entre les différentes latitudes (Figure 14) a permis d'identifier les valeurs moyennes de NDVI du 51° parallèle comme étant significativement moins élevées que celles au 52° parallèle, et ce, lors des passages (p -values <0,01 au passage A, et <0,001 aux passages B et C). Lors du passage B, les valeurs de NDVI étaient significativement plus élevées au 51° qu'au 53° parallèle alors que lors du passage C, les valeurs moyennes obtenues au 52° parallèle sont significativement plus élevées que celles extraites des épinettes du 53° parallèle (p -values <0,05 dans les deux cas).

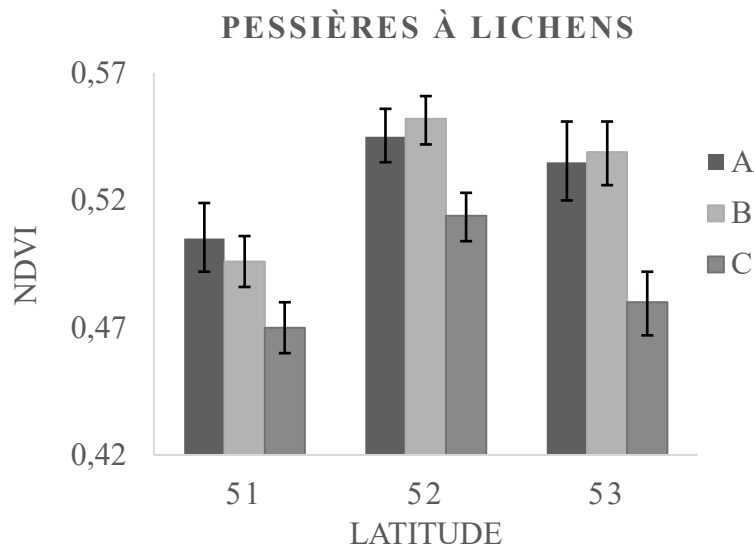


Figure 14 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

Dans les pessières à mousses, les valeurs moyennes de NDVI obtenues variaient entre 0,45 et 0,55, avec des valeurs maximales au début de la saison de croissance. La Figure 15 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à mousses pour les trois campagnes d'échantillonnage. Il est possible de constater que les valeurs obtenues lors du passage C étaient moins élevées que lors des deux autres passages. Tout comme dans les pessières à lichens, c'est généralement au 52° parallèle que les valeurs étaient les plus élevées.

Les valeurs moyennes de NDVI obtenues à la fin de la saison de croissance étaient significativement plus élevées que les valeurs mesurées au passage B pour les trois latitudes

étudiées (p -values $<0,001$). Au 52° parallèle, les valeurs moyennes de NDVI étaient significativement plus élevées au début de la saison de croissance que celles mesurées sur les épinettes à la fin de la saison (p -value $<0,001$). Lors des trois passages pendant la saison de croissance, les valeurs moyennes de NDVI étaient significativement plus élevées au 52° parallèle en comparaison avec les valeurs obtenues au 51° parallèle (p -value $<0,001$ aux passages A et C et $<0,05$ au passage B). Aucune différence significative n'a été obtenue en comparant les deux types de peuplement lors de chaque passage par latitude. Les résultats des tests sont à l'Annexe 4.

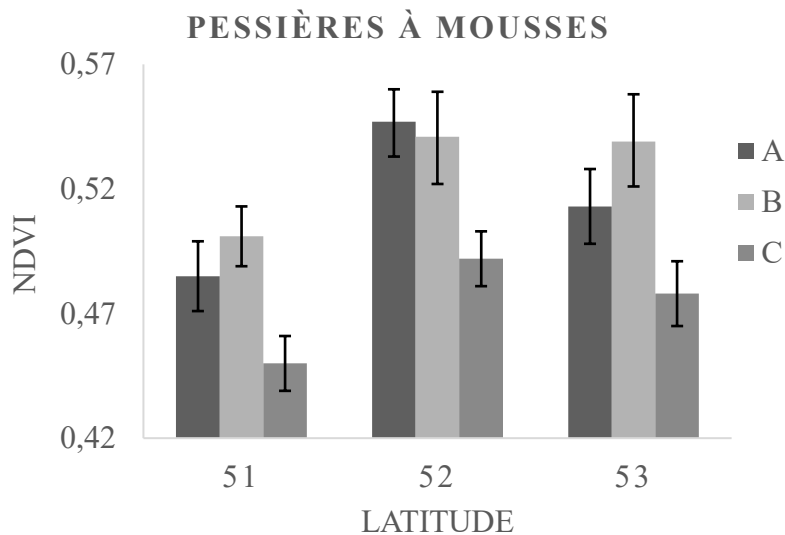


Figure 15 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDVI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

NDWI

Au 51° parallèle, les épinettes au milieu de la saison de croissance présentaient des valeurs moyennes de NDWI significativement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses (p -value <0,05). Au 52° parallèle, à la fin de la saison de croissance, les valeurs moyennes de NDWI obtenues sont significativement plus élevées dans les pessières à lichens (p -value <0,01). Au 51° parallèle, au passage A, les épinettes présentaient des valeurs moyennes de NDWI significativement moins élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses (p -value <0,05) alors qu'au passage B, les valeurs moyennes dans les pessières à lichens étaient significativement plus élevées que dans les pessières à mousses (p -value <0,05) (Figure 16).

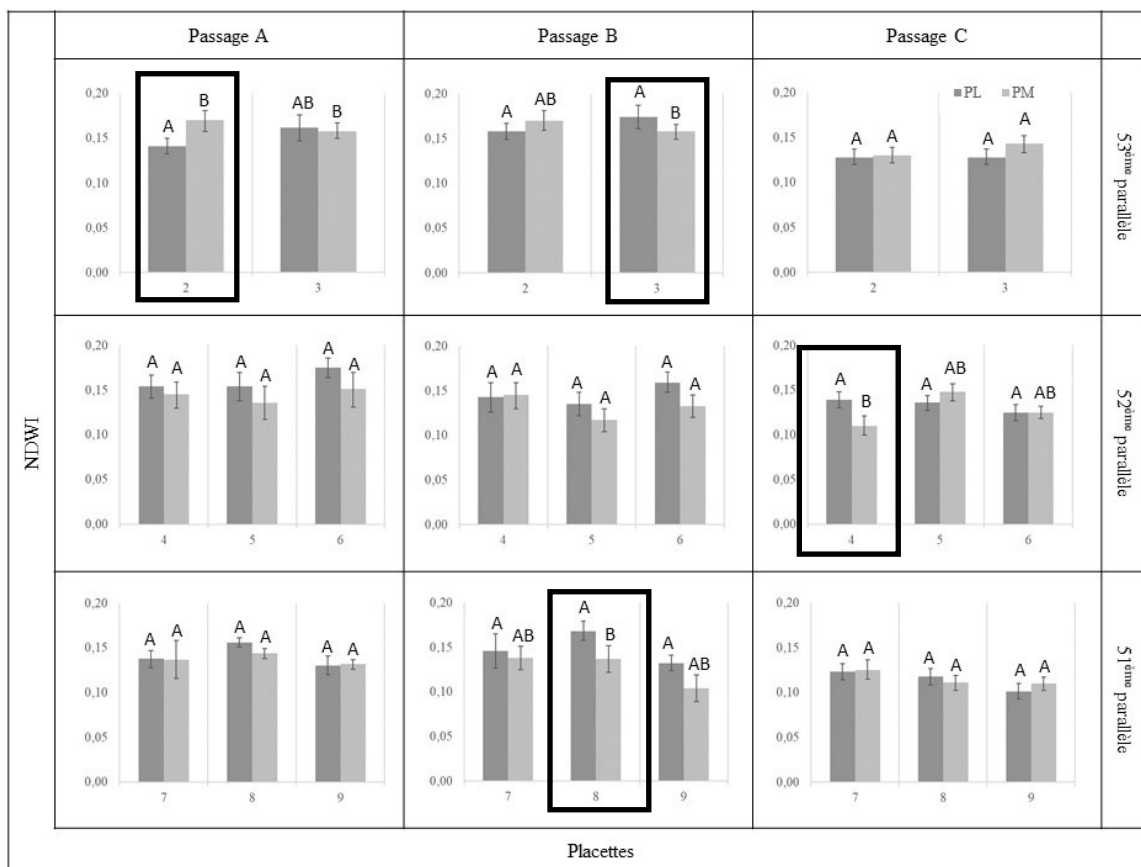


Figure 16 : Valeurs moyennes de NDWI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.

Les résultats obtenus en comparant les différents types de peuplements à chaque latitude ont démontré que les valeurs moyennes de NDWI étaient significativement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses (p -values <0,05) au 52^e parallèle au début de la saison de croissance. Au passage B, les valeurs moyennes de NDWI dans les pessières à lichens étaient également significativement plus élevées que dans les pessières à mousses aux 51^e et 53^e parallèles (p -values <0,05 et <0,001). Aucune différence significative n'a été détectée à la fin de la saison de croissance. Les résultats ont été compilés à la Figure 17.

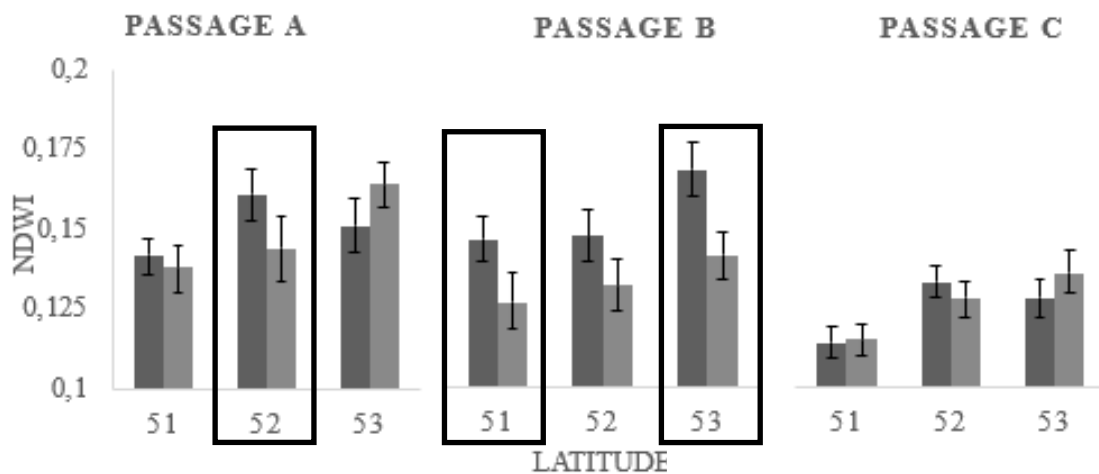


Figure 17 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.

Dans les pessières à lichens, les valeurs moyennes de NDWI varient entre 0,11 et 0,17, avec une valeur maximale au passage B au 52^e parallèle. La Figure 18 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à lichens pour les trois passages. Les valeurs extraites des signatures spectrales des épinettes à la fin de la saison de croissance sont les moins élevées. Aux passages A et C, c'est au 52^e parallèle que les valeurs étaient les plus élevées alors qu'au passage B, c'était au 53^e parallèle.

Aux trois latitudes étudiées (Figure 18), les valeurs moyennes de NDWI étaient significativement plus élevées au passage A qu’au passage C (p -values <0,01 au 53° parallèle et <0,001 aux 51° et 52° parallèles). Les valeurs de NDWI sont également significativement plus élevées au passage B qu’au passage C aux 51° et 53° parallèles (p -values <0,001). Les mesures de NDWI obtenues au milieu de la saison de croissance sont significativement plus élevées au 53° parallèle lorsque comparées aux valeurs moyennes du 51° parallèle (p -value <0,001). Au milieu de la saison de croissance, le NDWI calculé sur les arbres du 53° parallèle était également significativement plus élevé qu’au 51° parallèle (p -value <0,05).

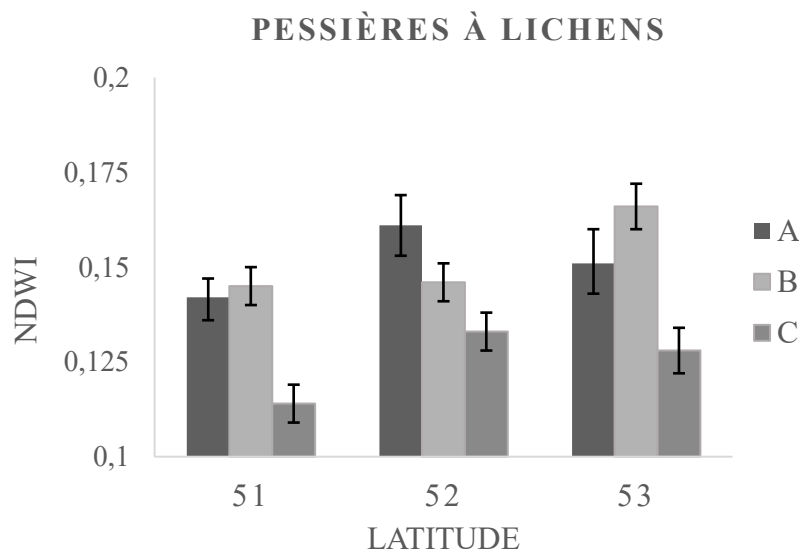


Figure 18 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l’été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L’échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

Dans les pessières à mousses, les valeurs de NDWI obtenues varient entre 0,11 et 0,17, avec des valeurs maximales au passage A. La Figure 19 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à mousses lors des trois passages dans la saison de croissance pour l’ensemble des latitudes étudiées. Les valeurs moyennes de NDWI obtenues sont à leur minimum au 51° parallèle et à la fin de la saison de croissance.

Aux trois latitudes étudiées, les valeurs moyennes de NDWI étaient significativement plus élevées au début de la saison de croissance qu'à la fin (p -values <0,001 aux 51° et 53° parallèles, et <0,05 au 52° parallèle). Au 53° parallèle, les valeurs de NDWI obtenues étaient significativement plus élevées au passage A qu'au passage B (p -value <0,01). En comparant les différentes latitudes, des différences significatives ont été identifiées aux passages A et C, avec des valeurs moyennes de NDWI significativement plus élevées au 53° qu'au 51° parallèle (p -values <0,01 et <0,001). Au début de la saison de croissance, les valeurs de NDWI obtenues sont significativement moins élevées au 52° parallèle par rapport au 52° parallèle (p -value <0,05).

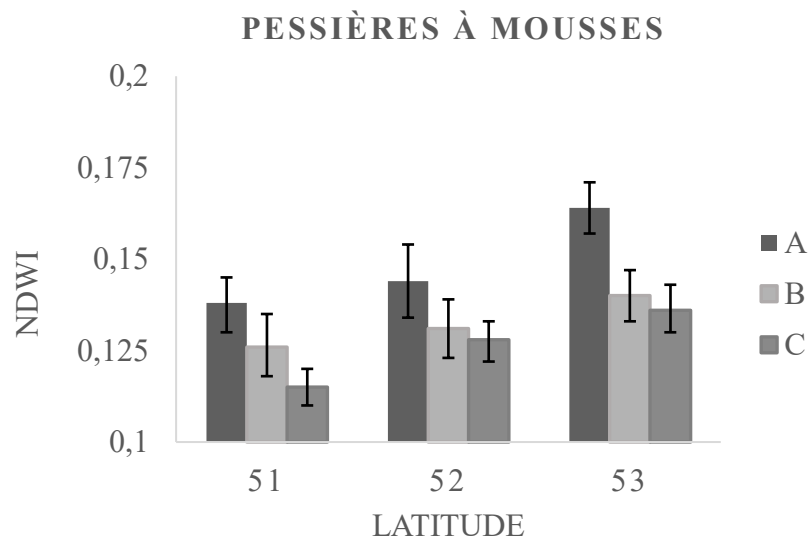


Figure 19 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de NDWI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

PRI

Au 51° parallèle, les valeurs moyennes de PRI extraites des épinettes dans PL9 étaient significativement plus élevées que celles obtenues dans PM9 (p -value <0,001) au milieu de la saison de croissance. Au 52° parallèle, les valeurs de PRI étaient significativement plus élevées dans PL5 que dans PM5, et ce, pour les trois moments dans la saison de croissance (p -value <0,001). Au passage A, toujours au 52° parallèle, les valeurs de PRI dans PL6 étaient significativement plus élevées que dans PM6 (p -value <0,001). Au 53° parallèle, les valeurs de PRI dans PL3 étaient également significativement plus élevées que dans PM3 au milieu de la saison de croissance (Figure 20).

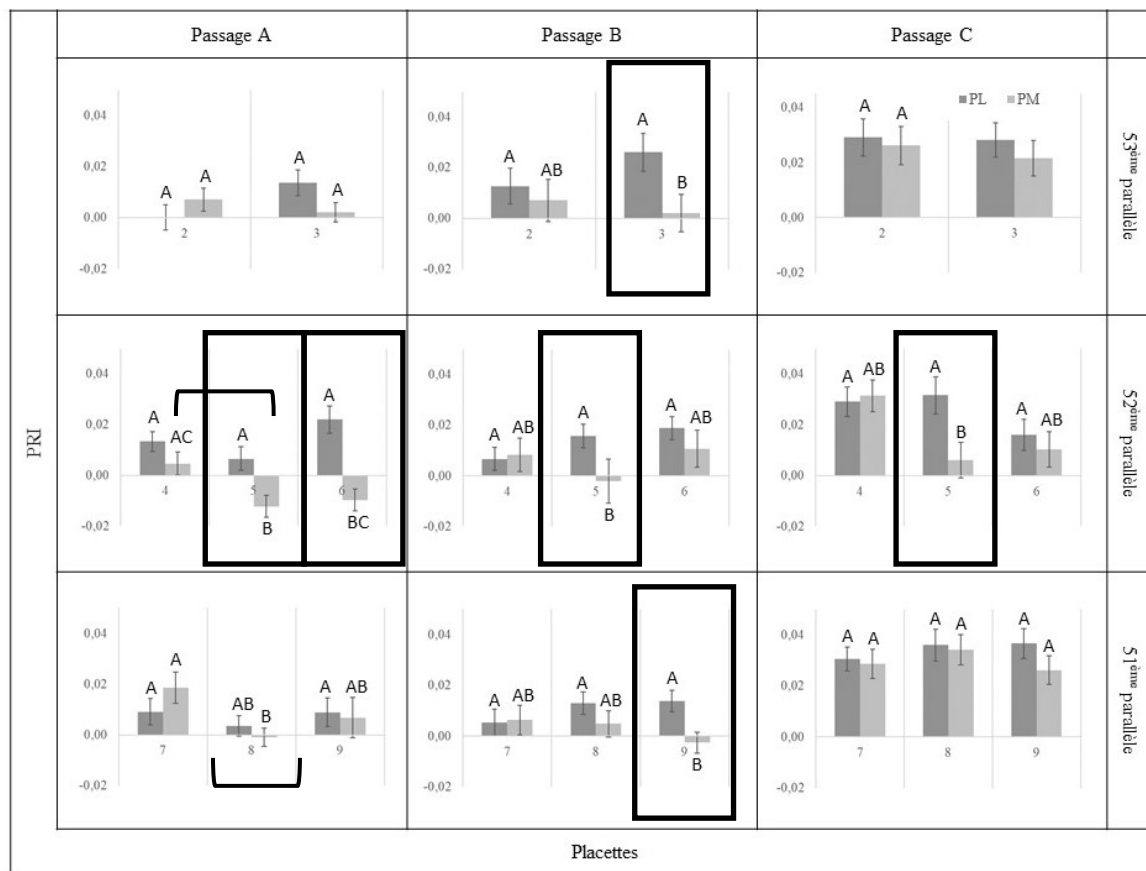


Figure 20 : Valeurs moyennes de PRI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.

Pour cet indice, des différences significatives ont été identifiées entre les placettes d'un même type de peuplement à une même latitude lors du premier passage dans la saison de croissance. Au 51° parallèle, les valeurs de PRI de PM7 étaient significativement plus élevées que les valeurs mesurées dans PM8 ($p\text{-value} < 0,05$) alors qu'au 52° parallèle, le PRI moyen obtenu dans PM4 était également significativement plus élevé que celui obtenu dans PM4 ($p\text{-value} < 0,05$).

Les résultats obtenus en comparant les différents types de peuplements pour l'ensemble des placettes d'une même latitude ont démontré que les valeurs moyennes de PRI étaient significativement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses ($p\text{-values} < 0,001$) au 52° parallèle au début de la saison de croissance. Au passage B, les valeurs moyennes de PRI dans les pessières à lichens étaient également significativement plus élevées que dans les pessières à mousses aux 52° et 53° parallèles ($p\text{-values} < 0,05$). À la fin de la saison de croissance, les valeurs moyennes de PRI obtenues étaient significativement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses au 52° parallèle ($p\text{-values} < 0,05$). Les résultats ont été compilés à la Figure 21.

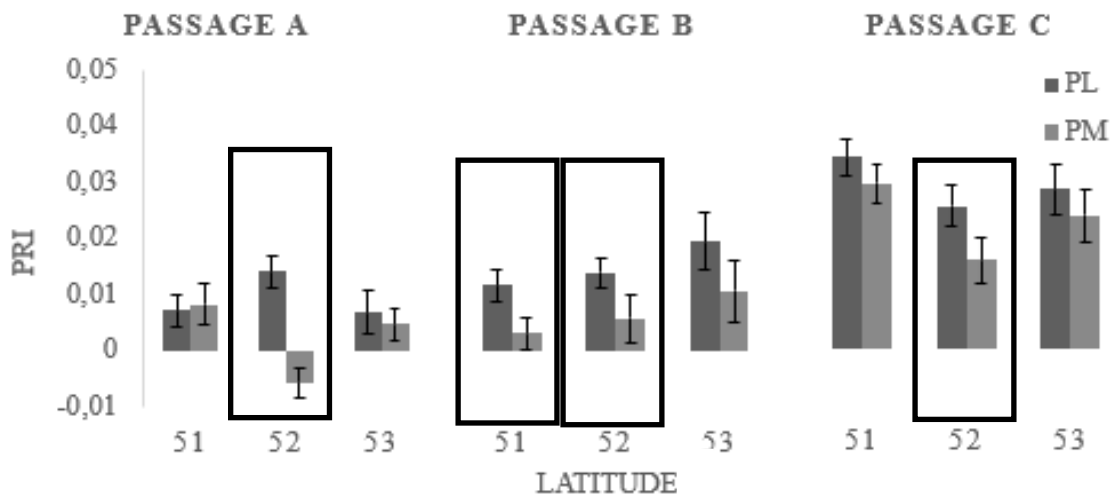


Figure 21 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens et les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.

Dans les pessières à lichens, les valeurs moyennes de PRI obtenues varient entre 0,01 et 0,04, avec des valeurs maximales à la fin de la saison de croissance au 51° parallèle. La Figure 22 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à lichens pour les trois passages dans la saison de croissance. C'est la fin de la saison de croissance qui présentait les valeurs les plus élevées. Les valeurs moyennes de PRI des passages A et B étaient similaires pour les 51° et 52° parallèles.

Aux 51° et 53° parallèles, les valeurs de PRI à la fin de la saison de croissance sont significativement plus élevées qu'au début de la saison (p -values <0,001). Les valeurs de PRI au passage C étaient également significativement plus élevées que celles au milieu de la saison au 51° parallèle (p -value <0,001). Le PRI moyen au 51° parallèle était significativement plus élevé qu'au 52° parallèle à la fin de la saison de croissance (p -value <0,001).

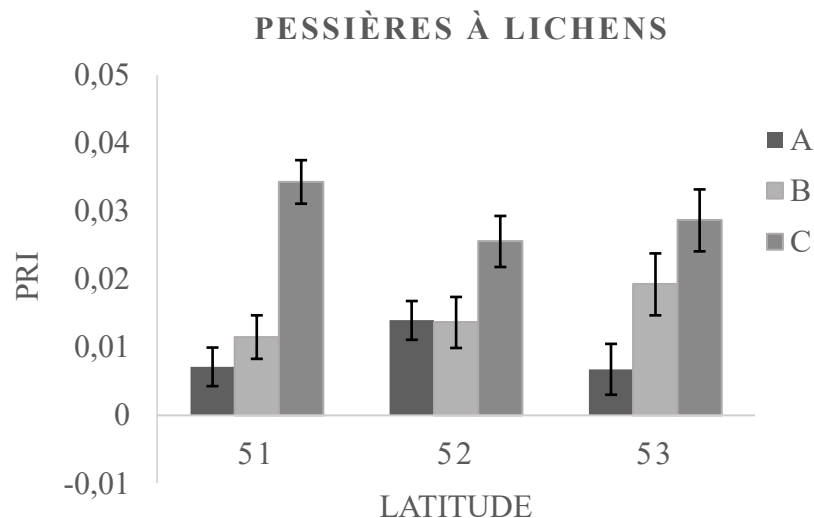


Figure 22: Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

Dans les pessières à mousses, les valeurs de PRI variaient entre -0,01 et 0,03, avec des valeurs maximales au passage C. La Figure 23 présente les moyennes et écarts-types de PRI dans les pessières à mousses. La valeur moyenne obtenue au passage A au 52° parallèle était la plus basse (-0,01). Les valeurs de PRI obtenues lors du passage A étaient

significativement moins élevées que celles du passage C, et ce, pour les trois latitudes étudiées (p -values <0,001). Au 52° parallèle, le PRI moyen obtenu était significativement plus élevé au milieu de la saison de croissance qu'au passage A (p -value <0,05). Les valeurs de PRI au passage C étaient également significativement plus élevées qu'au passage C aux 51° et 53° parallèles (p -value <0,01 et <0,001). Au début et à la fin de la saison de croissance, les valeurs de PRI obtenues au 52° parallèle étaient significativement plus élevées que celles au 51° parallèle (p -value <0,001).

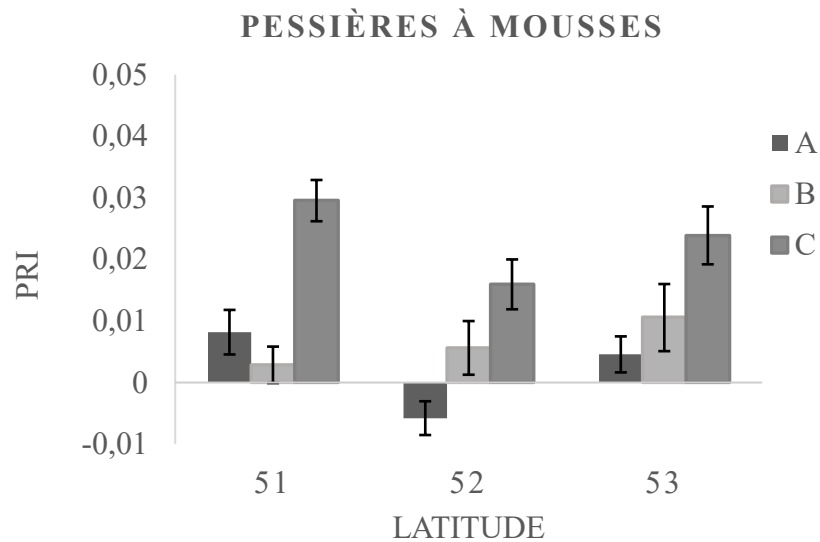


Figure 23: Moyennes et écarts-types pour les valeurs de PRI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

SIPI

Les résultats des tests post-hoc *Tukey and Kramer* (Nemenyi) ont identifié plusieurs différences significatives au 52° parallèle pour le SIPI (Figure 24). Les valeurs de SIPI obtenues dans PL4 étaient significativement plus élevées que dans PM4, et ce, pour les trois passages dans la saison de croissance (*p-values* <0,001, <0,05 et <0,01 pour les passages A, B et C respectivement). PL6 avait également des valeurs significativement plus élevées que PM6 à la fin de la saison de croissance (*p-value* <0,01).

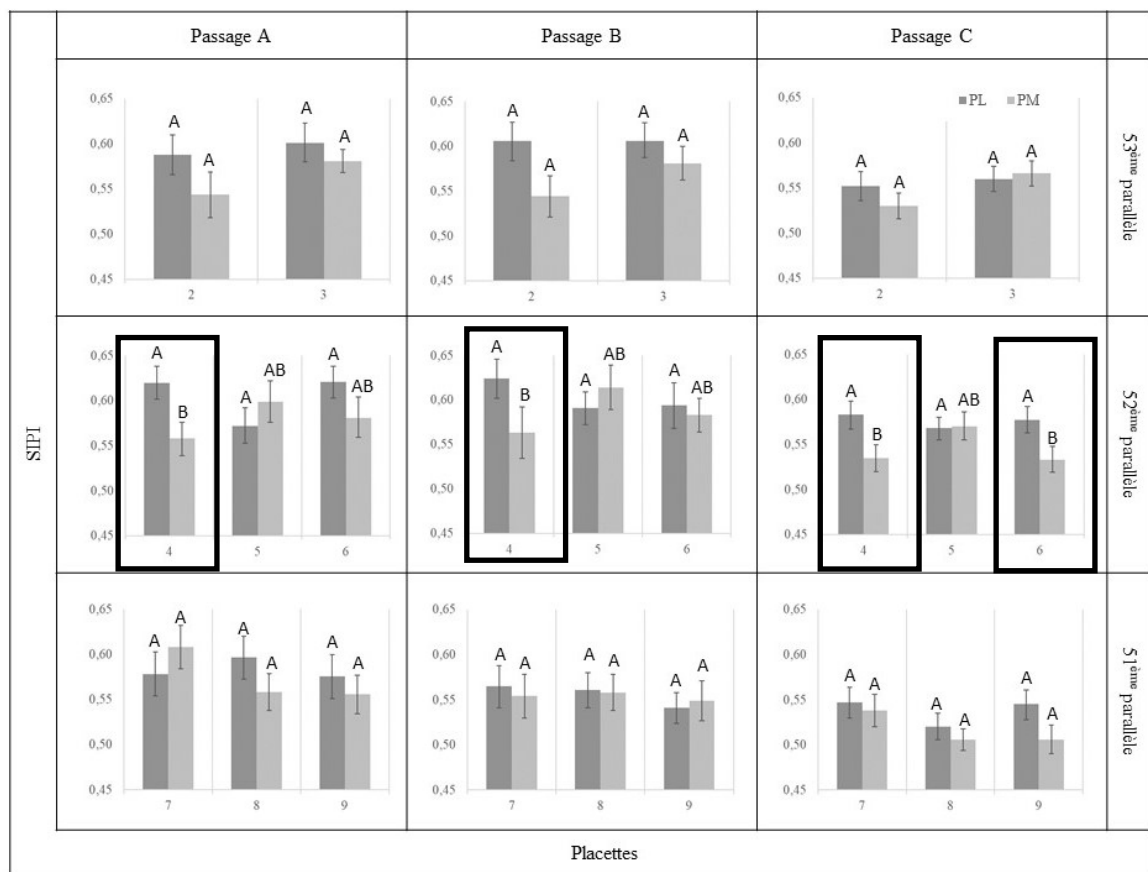


Figure 24 : Valeurs moyennes de SIPI de chaque paire de placettes lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.

Les résultats obtenus en comparant les différents types de peuplements pour l'ensemble des placettes d'une même latitude ont démontré que les valeurs moyennes de SIPI étaient significativement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses (p -values <0,001) au 52° parallèle à la fin de la saison de croissance. Aucune différence significative n'a été détectée aux passages A et B. Les résultats ont été compilés à la Figure 25.

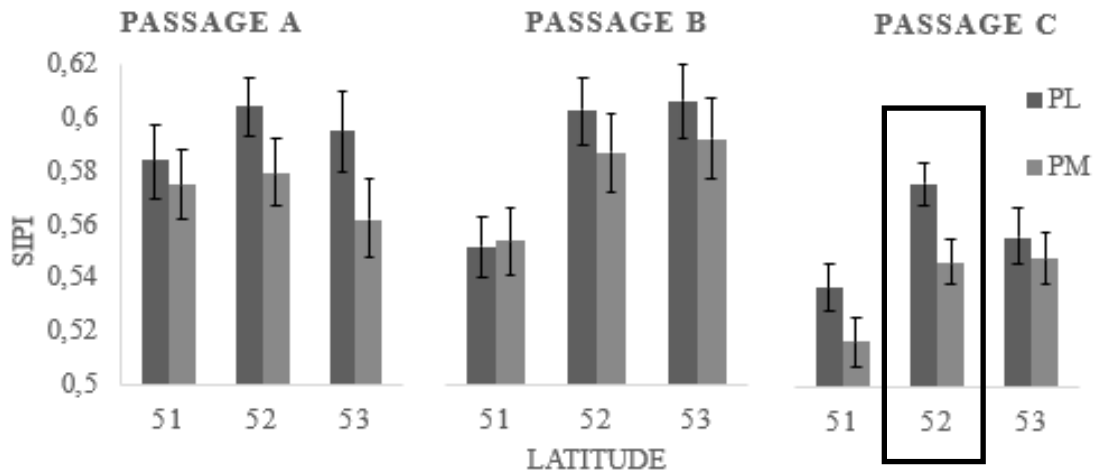


Figure 25 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.

Dans les pessières à lichens, les valeurs moyennes de SIPI obtenues variaient entre 0,53 et 0,62, avec des valeurs maximales au passage A. La Figure 26 présente les moyennes et écarts-types dans les pessières à lichens pour les trois campagnes d'échantillonnage. C'est au 53° parallèle au passage B que les valeurs de SIPI étaient les plus élevées (près de 0,62), alors que le 51° parallèle au passage C avaient les valeurs les moins élevées (0,53). Le passage A comportait des valeurs plus élevées que le passage C pour l'ensemble de la saison de croissance.

Pour l'ensemble des latitudes, les pessières à lichens au début de la saison avaient des valeurs de SIPI significativement plus élevées que les pessières à mousses (p -values <0,001, <0,01 et <0,05 pour le 51°, 52° et 53° parallèle respectivement). Les valeurs de

SIPI obtenues au 53° parallèle étaient également significativement plus élevées au passage B qu'au passage C ($p\text{-value} < 0,001$). En comparant les latitudes entre elles, les épinettes du 51° parallèle avaient des valeurs moyennes de SIPI significativement moins élevées que celles du 52° parallèle aux passages B et C ($p\text{-value} < 0,001$). Les valeurs de SIPI au 51° parallèle sont également significativement moins élevées que celles du 53° parallèle au passage C ($p\text{-value} < 0,001$).

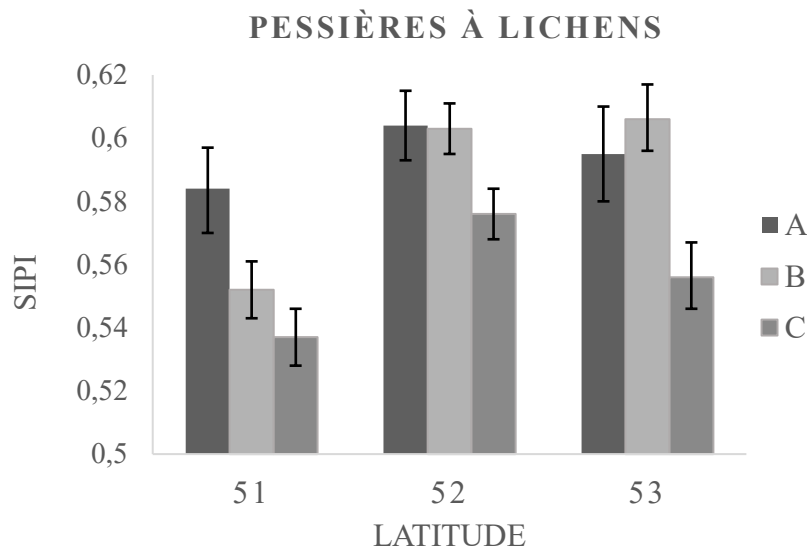


Figure 26 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

Dans les pessières à mousses, les valeurs de SIPI obtenues variaient entre 0,51 et 0,59, avec des valeurs maximales lors du passage B au 53° parallèle. La Figure 27 présente les moyennes et écarts-types de SIPI dans les pessières à mousses pour l'ensemble de la saison de croissance. La fin de la saison de croissance comportait les valeurs les moins élevées (sous les 0,55). Les valeurs moyennes de SIPI les plus élevées ont été obtenues au 52° parallèle lors du passage B (0,59).

Les tests post-hoc de *Tukey and Kramer* permettent de confirmer que dans les pessières à mousses, les valeurs moyennes de SIPI du passage C étaient significativement plus basses

que celles des passages B pour les trois latitudes ($p\text{-value} < 0,001$). Aux 51° et 52° parallèles, les valeurs de SIPI observées étaient également significativement supérieures au passage A qu'au passage C (avec des $p\text{-values} < 0,001$ et $< 0,01$ respectivement). En comparant les latitudes, les valeurs de SIPI obtenues au 51° parallèle étaient significativement moins élevées que les valeurs aux deux autres latitudes au passage B ($p\text{-value} < 0,05$), ainsi qu'à la fin de la saison de croissance ($p\text{-value} < 0,01$). La comparaison entre les types de peuplement n'a produit un résultat significatif qu'au 52° parallèle à la fin de la saison de croissance, avec une valeur de SIPI significativement plus élevée dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses ($p\text{-value} < 0,001$). Les résultats des tests sont à l'Annexe 7.

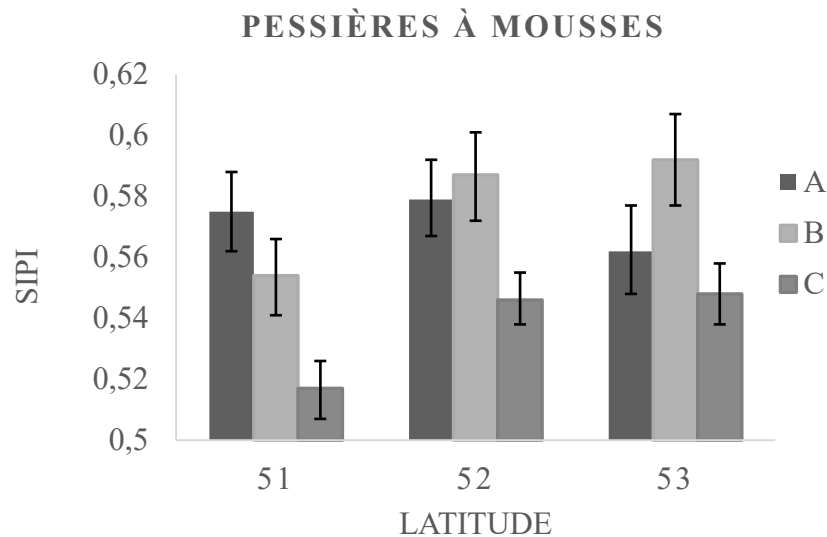


Figure 27 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de SIPI extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

Comparaison des red-edges

La présente section analyse les différences entre les *red-edges* des différentes placettes situées à une même latitude pour chaque peuplement. Les résultats des tests de Student bilatéraux effectués sur les pentes issues des *red-edges* permettent d'identifier ces différences. Dans cette même section, les deux types de peuplement sont comparés pour chaque paire de placettes lors de chaque passage. Une dernière série d'analyses combine tout d'abord les latitudes, puis les passages afin de relever les différences entre ces paramètres. Les résultats sont présentés sur des graphiques illustrant les différentes valeurs de pente pour chaque placette, latitude ou passage.

Pour la majorité des résultats, les valeurs de pentes moyennes dans les pessières à lichens supérieures aux valeurs dans les pessières à mousses (voir Figure 28). Au début de la saison de croissance, pour l'ensemble des placettes, les valeurs moyennes de pentes étaient significativement plus élevées dans les pessières à lichens en les comparant aux valeurs dans les pessières à mousses (p -values <0,001 pour presque toutes les comparaisons, <0,05 pour PL9-PM9), à l'exception de la paire PL3-PM3, dans laquelle les épinettes dans PL3 étaient significativement moins élevées que dans PM3 (p -value <0,01). Au passage B, seules PL3-PM3 et PL8-PM8 n'avaient pas de différences significatives. Les valeurs moyennes de pente des épinettes dans les pessières à lichens au 52° parallèle étaient toutes significativement plus élevées que dans les pessières à mousses (p -values <0,001). Au 51° parallèle, les valeurs de pente de PM7 étaient significativement moins élevées que dans PL7 (p -value <0,05), et la même relation a été observée entre PL9 et PM9 (p -value <0,001). Toujours au milieu de la saison de croissance, au 53° parallèle, les valeurs de pente observées dans les arbres dans PL2 étaient significativement plus élevées que dans PM2 (p -value <0,01). À la fin de la saison de croissance, au 51° parallèle, les épinettes de toutes les pessières à lichens avaient des valeurs moyennes de pente significativement plus élevées que dans les pessières à mousses (p -value <0,001). Au 52° parallèle, PL4 et PL6 avaient des valeurs de pente significativement plus élevées que PM4 et PM6 respectivement (p -values <0,001). Finalement, au 53° parallèle, les épinettes dans PM3 avaient des valeurs de pente significativement plus élevées que dans PL3 (p -value <0,01).

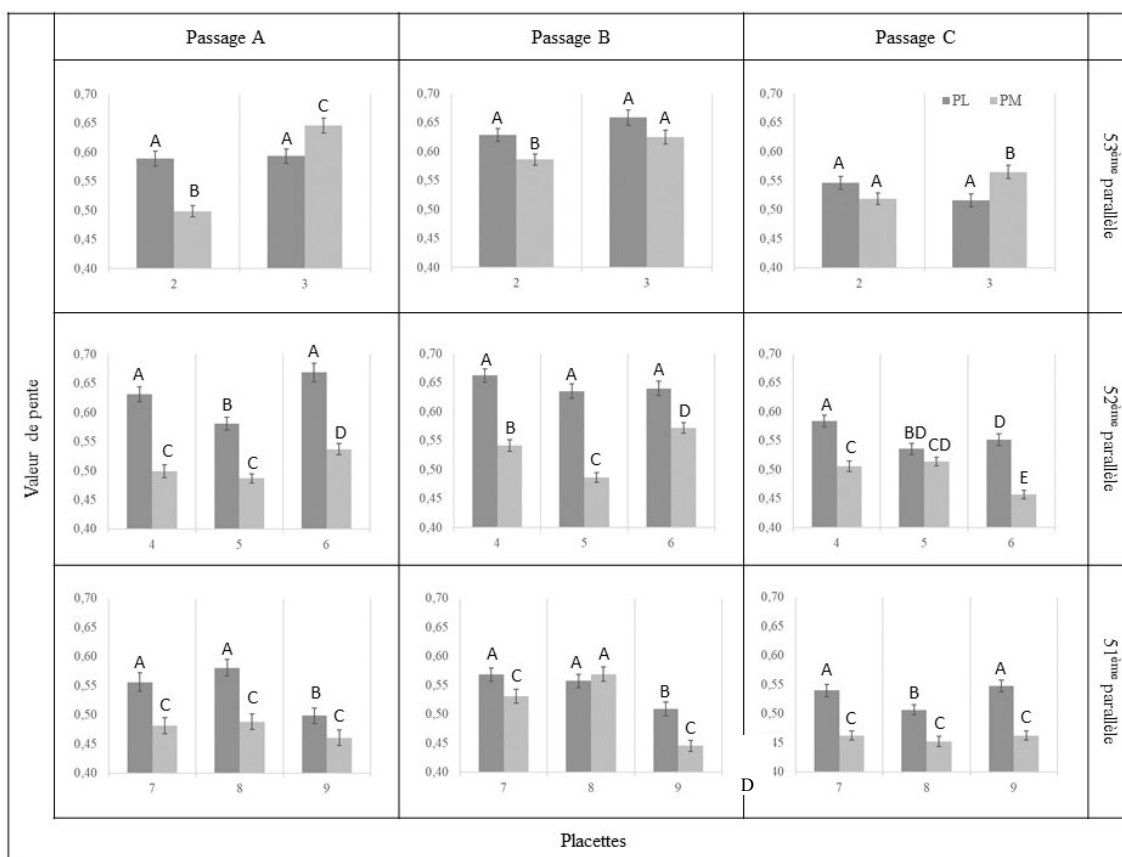


Figure 28 : Valeurs moyennes de pentes pour chaque placette lors des trois passages dans la saison de croissance. Les lettres ont été attribuées selon les résultats de tests entre les deux types de peuplements dans une même paire de placettes, et selon les résultats de comparaisons entre les placettes d'un même type de peuplement pour une même latitude. Tests de Student bilatéraux effectués sur les pentes issues des red-edges. Les échelles ont été adaptées pour pouvoir observer les différences entre les types de peuplements.

À travers une même latitude, des différences significatives ont été identifiées entre les valeurs de pente moyennes issues des mesures spectrales lors de chaque passage dans la saison de croissance et pour les deux types de peuplement. Dans les pessières à lichens au début de la saison, au 51^e parallèle, PL9 avait des valeurs moyennes de pente significativement moins élevées que PL7 et PL8 (p -values <0,01 et <0,001 respectivement). Au 52^e parallèle, les épinettes noires dans PL4 et PL6 avaient des valeurs de pente significativement plus élevées que celles dans PL5 (p -values <0,01 et <0,001 respectivement). Aucune différence significative n'a été identifiée entre les valeurs de pente dans les pessières à lichens du 53^e parallèle. Toujours au passage A, aucune différence significative n'a été identifiée entre les pessières à mousses au 51^e parallèle. Au

52° parallèle, les valeurs de pente dans PM6 étaient significativement plus élevées que les valeurs obtenues dans PM4 et PM5 (*p-values* <0,05 et <0,001 respectivement). Au 53° parallèle, les arbres dans PM3 avaient des valeurs de pente moyennes significativement plus élevées que PM2 (*p-value* <0,001).

Au milieu de la saison de croissance, seul le 51° parallèle comportait des différences significatives entre les pessières à lichens, avec des valeurs de pente moyennes significativement moins élevées dans PL9 que dans PL7 et PL8 (*p-values* <0,001 et <0,01 respectivement). Dans les pessières à mousses, les trois placettes au 51° parallèles étaient significativement différentes. PM8 avaient des valeurs de pente significativement plus élevées que PM7 et PM9 (*p-values* <0,05 et <0,001 respectivement), alors que PM7 avait des valeurs moyennes de pente significativement plus élevées que PM9 (*p-value* <0,001). Au 52° parallèle, les trois placettes étaient également significativement différentes, avec PM6 ayant des valeurs de pente significativement plus élevées que PM4 et PM5 (*p-values* <0,05 et <0,001 respectivement). PM4 avaient aussi des valeurs de pente significativement supérieures à celles obtenues dans PM5 (*p-value* <0,001). Finalement, au 53° parallèle, les valeurs de pente obtenues dans PM3 étaient significativement plus élevées que celles des arbres dans PM2 (*p-values* <0,05).

À la fin de la saison de croissance, parmi les pessières à lichens du 51° parallèle, PL8 présentait des valeurs de pente moyennes significativement moins élevées que PL7 et PL9 (*p-values* <0,05 et <0,01 respectivement). Au 52° parallèle, la pessière à lichens PL4 avait des valeurs de pente moyennes significativement plus élevées que les valeurs obtenues dans PL5 et PL6 (*p-values* <0,001 et <0,05 respectivement). Au 53° parallèle, aucune différence significative n'a été détectée entre les différentes pessières à lichens. Dans les pessières à mousses, aucune différence significative n'a été identifiée entre les placettes du 51° parallèle. Au 52° parallèle, les valeurs obtenues dans PM6 étaient significativement moins élevées que PM4 et PM5 (*p-values* <0,001). Au 53° parallèle, PM3 avaient des valeurs de pente significativement plus élevées que PL3 (*p-value* <0,01).

En regroupant les placettes par latitudes pour chaque moment dans la saison de croissance, des différences significatives ont été détectées entre les valeurs moyennes de pente de chaque type de peuplement (Figure 29). Au début de la saison de croissance, les valeurs de pente dans les pessières à lichens étaient significativement plus élevées que dans les pessières à mousses pour les 51° et 52° parallèles (p -values <0,001). Aucune différence significative n'a été détectée entre les peuplements du 53° parallèle. Au milieu de la saison de croissance, les peuplements au 51° parallèle n'étaient pas significativement différents. Aux 52° et 53° parallèles, les valeurs de pente dans les pessières à lichens étaient significativement plus élevées que dans les pessières à mousses (p -values <0,001 et <0,05 respectivement). Au passage C, les pessières à lichens aux 51° et 52° parallèles avaient des valeurs significativement plus élevées que dans les pessières à mousses (p -values <0,001).

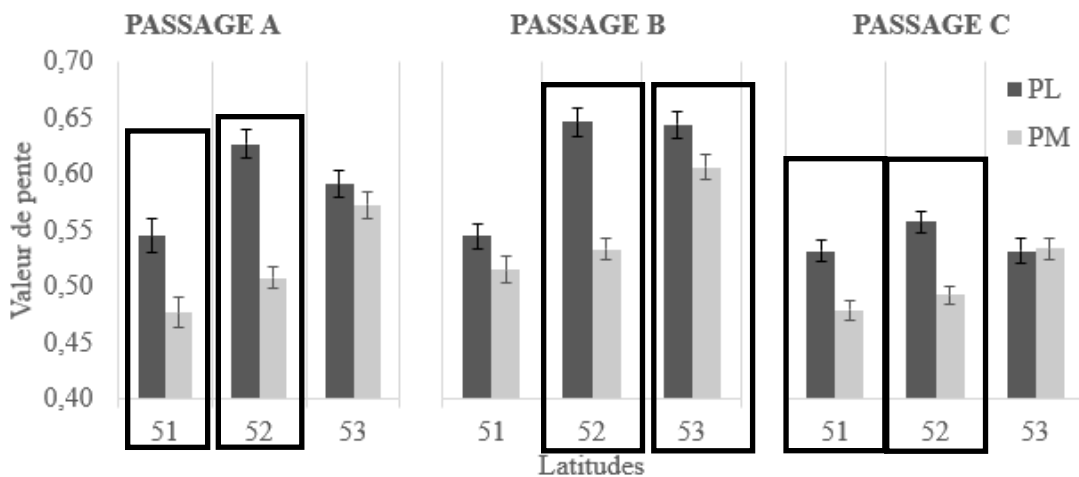


Figure 29 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs de pente moyennes extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les deux types de peuplements.

En comparant les latitudes entre elles dans les pessières à lichens, il est possible de constater qu'au début de la saison de croissance, les valeurs de pente obtenues au 51° parallèle sont significativement moins élevées que les valeurs au 52° parallèle (p -value <0,01), mais significativement plus élevées que celles issues des épinettes du 53° parallèle (p -value <0,001). Au milieu de la saison de croissance, les valeurs obtenues au 51° parallèle étaient significativement inférieures aux valeurs des autres latitudes (p -values <0,001).

Aucune différence significative n'a été identifiée à la fin de la saison de croissance entre les différentes latitudes (Figure 30).

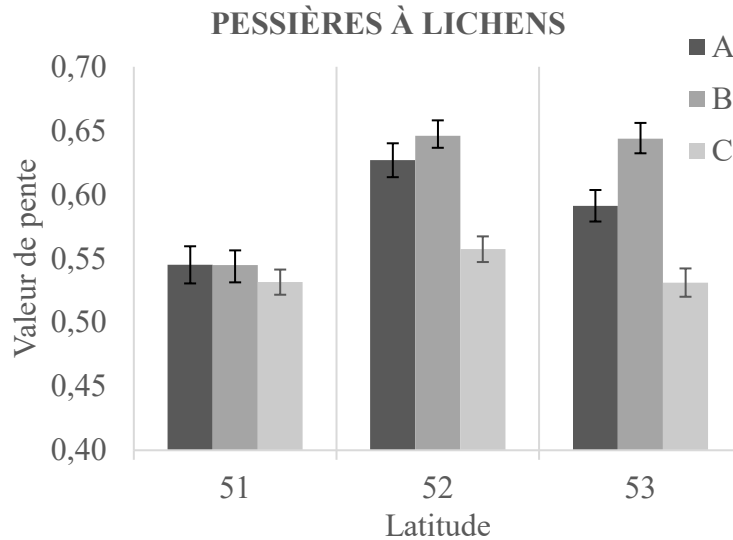


Figure 30 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs moyennes de pente extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à lichens le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

En comparant les différents moments dans la saison de croissance pour chaque latitude, aucune différence significative n'a été détectée au 51^e parallèle. Au 52^e parallèle, les valeurs moyennes de pente à la fin de la saison de croissance étaient significativement inférieures aux valeurs obtenues aux passages A et B (p -values <0,001). Aucune différence significative n'a été obtenue entre les deux premiers passages. Au 52^e parallèle, les valeurs obtenues au passage B étaient significativement plus élevées qu'aux 51^e et 53^e parallèles (p -values <0,001). Les valeurs obtenues au passage C étaient également significativement inférieures à celles issues des épinettes lors du passage A (p -value <0,001).

Dans les pessières à mousses, aux passages A et B, les valeurs de pente obtenues au 53^e parallèle étaient significativement inférieures à celles des autres latitudes (p -values <0,001). À la fin de la saison de croissance, les valeurs issues des mesures spectrales des épinettes au 53^e parallèles étaient également significativement inférieures à celles aux 51^e et 52^e parallèles (p -values <0,001 et <0,05 respectivement). En comparant les différents

moments dans la saison de croissance, il a été possible d'identifier des différences significatives à chaque latitude étudiée (Figure 31). Au 51° parallèle, les valeurs obtenues au milieu de la saison de croissance étaient significativement plus élevées qu'aux passages A et C (p -values <0,05). Aucune différence n'a été identifiée entre les passages A et C. Au 52° parallèle, les valeurs obtenues au passage B étaient significativement plus élevées qu'au passage C (p -value <0,01). Aucune pessière à mousses à cette latitude n'avait de différence significative par rapport au début de la saison de croissance. Au 53° parallèle, les valeurs obtenues au passage B étaient significativement plus élevées qu'aux passages A et C (p -values <0,05 et <0,001 respectivement). Les valeurs obtenues au passage A étaient également significativement supérieures à celle du passage C (p -value <0,05).

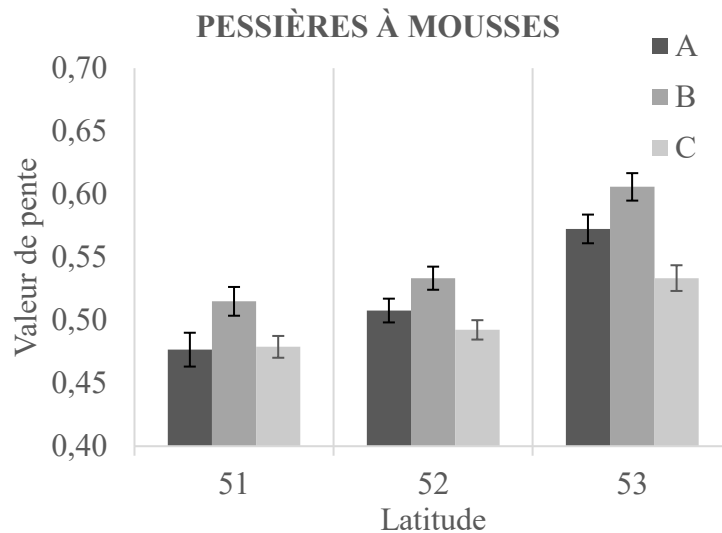


Figure 31 : Moyennes et écarts-types pour les valeurs moyennes de pente extraites des signatures spectrales mesurées sur des épinettes noires dans les pessières à mousses le long de la route de la Baie James à l'été 2018. Kruskal-Wallis rank sum test et Tukey and Kramer (Nemenyi) comme test post-hoc. Intervalle de confiance à 95%. L'échelle a été adaptée pour pouvoir observer les différences entre les différents éléments.

DISCUSSION

Dans le sud de la forêt boréale, les pessières à lichens sont majoritairement des petits îlots forestiers enclavés dans les pessières à mousses. À l'inverse, les pessières à lichens au nord de la forêt boréale dominant le paysage alors que des petits îlots de pessières à mousses sont plutôt en minorité. Les pessières à lichens et celles à mousses sont toutes deux formées et modelées par des feux de forêt récurrents ou survenant à des moments critiques de la vie des arbres. Les pessières à lichens se retrouvent majoritairement sur des sols plus secs ce qui influence à leur tour le cycle et le comportement des feux (Payette, Delwaide, & Simard, 2010). Les phénomènes menant à la formation de ces écosystèmes dans le sud ne sont pas les mêmes que dans le nord. Plusieurs études associent les pessières à lichens du sud à des problèmes de régénération après feux, notamment à cause d'une absence ou encore quantité importante de graines non viables. Le déficit de graines viables peut être observé suite à un stress environnemental ou suite à une combinaison des épidémies d'insectes et des feux rapprochés dans le temps (Côté, 2013; Girard, Payette, & Gagnon, 2009).

La distribution latitudinale des sites de la présente étude, sur 300 km sur la route de la Baie James, est centrée à l'écotone de la zone de la pessière à lichens et celle à mousses, un endroit sensible pour la régénération des arbres. Les deux peuplements dans toutes les paires de placettes échantillons ont le même âge moyen, ce qui prouve qu'ils sont issus d'un même feu. La formation des pessières à lichens étudiées est ainsi due à un problème de régénération ayant comme origine l'avant-dernier feu ou même auparavant. Le problème de régénération provient d'un stress quelconque qui a empêché les arbres de produire des graines viables au moment du passage du dernier feu. À cette latitude, les insectes n'ont que peu d'impact sur la mortalité ou le stress des arbres. Les stress causant ces échecs de régénération peuvent être hydriques ou climatiques, et vont varier selon le moment dans la saison de croissance.

Stress hydrique

Les pessières à lichens sont des écosystèmes offrant des conditions plutôt difficiles. Dans ce milieu, la densité d'arbres est moindre, et la diversité de plantes au sol est généralement faible. Les lichens sont des éléments dominants dans ces écosystèmes. Ce type d'organisme a la particularité d'être poïkilohydrique, ce qui signifie que son contenu en eau varie avec l'humidité atmosphérique. Il a été démontré que la présence de lichens permet de limiter l'évaporation du contenu en eau du sol sous ces derniers. L'augmentation des températures fait donc augmenter l'évaporation de manière importante. Des températures plus fraîches permettent donc de conserver l'eau plus longtemps dans le sol (Payette, Delwaide, & Simard, 2018). Les sols des pessières à lichens, souvent sablonneux, sont des milieux acides, et ont un contenu en azote et en nutriments très bas, et la décomposition de la matière est très lente (Payette et al., 2000; Payette, Delwaide, & Simard, 2018).

Dans les pessières à lichens, les épisodes de gel estival sont directement influencés par les conditions météorologiques quotidiennes. Alors que les journées ensoleillées et les nuits claires encourageront le gel, les conditions nuageuses et pluvieuses peuvent quant à elles limiter les chutes importantes de températures. Cependant, les précipitations, qui font augmenter le contenu en eau du lichen, augmentent le risque de gel au début de la saison de croissance. Dans les pessières à mousses, l'humidité plus importante contenue dans la mousse et dans les sols forestiers permettent d'accumuler plus de chaleur dans l'écosystème grâce à une meilleure conductivité thermique. La mousse crée donc un effet tampon et permet de limiter les changements importants de température entre le jour et la nuit (Payette, Delwaide, & Simard, 2018). Les résultats devraient donc indiquer que les pessières à lichens sont des milieux avec un stress hydrique plus important que les pessières à mousses.

Les impacts d'un déficit en eau sont visibles dans les longueurs d'onde infrarouge, mais peuvent être limités par la structure interne de la feuille, qui a une influence à certaines longueurs d'onde (Govender et al., 2009; Stimson et al., 2004). Les indices NDVI et NDWI sont des indices utilisant les réflectances dans l'infrarouge (avec une portion du

visible dans le cas du NDVI) afin de détecter le stress chez la végétation (Gao, 1996; Gao et al., 2015; Gu et al., 2008). Dans les résultats obtenus, les valeurs dans les pessières à lichens étaient souvent plus élevées que dans les pessières à mousses et ce, pour les deux indices mentionnés précédemment. La prémisse de la démarche, affirmant que les pessières à lichens sont des milieux plus stressés que les pessières à mousses, est en contradiction avec ce résultat. Le NDVI, qui utilise la réflectance dans le rouge et dans le proche infrarouge, ainsi que le NDWI, qui utilise la réflectance dans le proche infrarouge et l'infrarouge à ondes courtes, font ressortir les changements intracellulaires en eau. Les valeurs de ces indices devraient donc réduire avec les pertes en eau dans les cellules (Gao, 1996; Gu et al., 2008; May et al., 2018; Pettorelli et al., 2005; Yengoh et al., 2014; Yoder & Waring, 1994). Comme les résultats sont plus élevés dans les pessières à lichens, il est possible que le plus grand accès à la lumière dans ces écosystèmes fasse augmenter l'activité photosynthétique dans les aiguilles, et provoque ainsi une augmentation des valeurs de réflectance dans l'infrarouge. Cela expliquerait pourquoi les valeurs de NDVI et de NDWI sont plus élevées dans les pessières à lichens. Le stress hydrique ne serait pas assez important pour pallier à la quantité d'énergie lumineuse disponible dans ce type d'écosystème.

Les effets du stress hydrique se font sentir au niveau des cellules et des pigments dans les feuilles. La chlorophylle est un pigment directement associé à la capacité photosynthétique et à la productivité d'une plante et une diminution de ce pigment est un bon indice que la végétation subit un stress (Govender et al., 2009). Le stress hydrique peut faire diminuer la production de chlorophylle, et même causer la décomposition de cette molécule (Li et al., 2018). Sur les signatures spectrales, l'impact de la chlorophylle est visible sous les 700 nm, alors que l'absorbance de l'eau est détectée en haut de la 950 nm de longueur d'onde (Stimson et al., 2004). La chlorophylle absorbe dans les longueurs d'onde rouges et bleues. Il est cependant important de noter que l'absorption atteint rapidement sa saturation, et ce, à des quantités de chlorophylle peu élevées. C'est pourquoi des indices qui utilisent des longueurs d'onde plus basses seront plus utiles pour évaluer les quantités de ce pigment, car la saturation est atteinte avec des valeurs plus élevées de chlorophylle. La zone de

longueurs d'onde dans le bleu n'est pas utilisée, car l'absorbance des caroténoïdes y est importante (Wu et al., 2009).

Les indices comme le PRI et le SIPI sont plus utiles dans l'étude de la quantité de chlorophylles et de l'activité photosynthétique (Gamon, Penuelas, & Field, 1992; Penuelas, Baret, & Filella, 1995; Suárez et al., 2008; Verrelst et al., 2008), mais ont tout de même été efficaces pour certains chercheurs dans l'étude du stress hydrique (Peñuelas & Inoue, 1999; Ripullone et al., 2011; Suárez et al., 2008). De manière indirecte, une faible quantité de chlorophylle pourrait être l'impact d'un déficit en eau, mais les conditions climatiques ne sont pas à exclure. Un PRI élevé est indicateur de stress chez la végétation et que les valeurs de PRI augmentent avec la diminution du contenu en eau des feuilles (Kováč et al., 2018; Ripullone et al., 2011; Suárez et al., 2008; Thenot, Méthy, & Winkel, 2010). Dans le PRI, la valeur de réflectance à 531 nm est utilisée, car c'est à cet endroit que le cycle des xanthophylles se manifeste dans la signature spectrale de la végétation (Gamon, Serrano, & S., 1997). Ce cycle est essentiel dans la photoprotection des plantes et permet, grâce aux différents pigments de caroténoïdes, de dissiper l'excédent d'énergie reçu par la végétation (Demmig-Adams & Adams, 1996). La valeur de 570 nm est une valeur de référence pour mesurer l'intensité du cycle (Gamon, Serrano, & S., 1997). Des valeurs de réflectance plus élevées à 531 nm sont donc un indice d'une augmentation de l'activité dans le cycle des xanthophylles, et provoque une diminution des valeurs de PRI.

Plusieurs études ont démontré que le stress hydrique peut provoquer une augmentation de l'activité du cycle des xanthophylles (Adams III et al., 1995; Baraldi et al., 2008; Peguero-Pina et al., 2008). Dans les résultats obtenus, les valeurs de PRI sont plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses. Il est donc possible de supposer que les caroténoïdes sont plus actifs dans les pessières à lichens, témoignant possiblement d'un plus grand stress, mais pourrait également vouloir dire que l'apport en énergie lumineuse est très important. Les études effectuées sur le cycle de xanthophylles en situation de stress font souvent part d'une accumulation de plusieurs facteurs. Il est possible que le stress hydrique, couplé à un apport important en énergie lumineuse, viennent limiter l'activité

photosynthétique (notamment par la fermeture des stomates) (Adams III et al., 1995; Baraldi et al., 2008; Peguero-Pina et al., 2008).

Les études effectuées sur l'utilisation du SIPI pour détecter le stress dans la végétation ont démontré les valeurs de SIPI diminuent avec l'augmentation du contenu en eau dans les feuilles de végétation (Peñuelas & Inoue, 1999), et qu'une augmentation importante de cet indice est indicative d'un plus grand stress (Lakkaraju et al., 2010; Penuelas, Baret, & Filella, 1995; Sankaran et al., 2013). Le SIPI utilise les réflectances aux longueurs d'onde dans le rouge et dans le bleu afin d'estimer les ratios entre le caroténoïde et la chlorophylle (Penuelas, Baret, & Filella, 1995; Verrelst et al., 2008). Les longueurs d'onde utilisées dans la formule représentent les endroits sur la courbe spectrale où l'absorption est maximale pour le caroténoïde (445 nm) et la chlorophylle α (680 nm), alors que l'impact de la structure des feuilles est diminué grâce à l'utilisation de la réflectance à 800 nm. La dégradation de la chlorophylle et/ou l'augmentation de la quantité de caroténoïdes feront augmenter les valeurs de SIPI (Lakkaraju et al., 2010; Penuelas, Baret, & Filella, 1995). Dans les résultats obtenus, les valeurs de SIPI étaient majoritairement plus élevées dans les pessières à lichens que dans les pessières à mousses. Ces résultats suggèrent donc un stress plus important dans les pessières à lichens. Peñuelas & Inoue (1999) ont noté une augmentation des valeurs de SIPI avec une augmentation du stress hydrique. Les résultats obtenus concordent donc avec les autres études sur le stress hydrique et le SIPI (Lakkaraju et al., 2010; Penuelas, Baret, & Filella, 1995; Peñuelas & Inoue, 1999; Sankaran et al., 2013), et permettent de conclure que le stress hydrique peut être détecté avec cet indice sur les sites de la présente étude.

Comme mentionné précédemment, la quantité de chlorophylle constitue un bon indice dans la détection du stress hydrique chez les plantes (Govender et al., 2009; Li et al., 2018). La forte absorption de ce pigment dans les longueurs d'onde rouge a un impact important sur la pente du *red-edge*. Sur la signature spectrale, lorsque les quantités de chlorophylles sont importantes, la pente du *red-edge* est située dans les longueurs d'onde plus grande (Govender et al., 2009; Thomas et al., 2008). Lorsque la végétation est en situation de stress hydrique, le *red-edge* se déplace vers les longueurs d'onde bleues ce qui est communément

appelé *blue shift* (Carter & Knapp, 2001; Govender et al., 2009; Rock, Hoshizaki, & Miller, 1988; Seager et al., 2005; Stimson et al., 2004). Ce déplacement est généralement observé en identifiant le point d'inflexion dans la courbe (Carter & Knapp, 2001). L'impact du stress hydrique est observé grâce à l'interdépendance entre la chlorophylle α et la quantité totale de chlorophylle. Une modification de la quantité de chlorophylle α ne fera pas changer la quantité de chlorophylle totale. Cette dernière ne fera que modifier la position du *red-edge*. La forme et l'emplacement du *red-edge* seraient également indicatifs du stress hydrique (Govender et al., 2009).

À défaut d'avoir pu observer des variations dans les valeurs des points d'inflexion dans les courbes de *red-edges*, les pentes de cette partie de la courbe ont été analysées. Cette méthode n'a pas été utilisée dans la littérature scientifique consultée dans le cadre du présent projet (une seule étude trouvée), mais montre tout de fois des patrons notables et les résultats présentent des comportements similaires à ceux des analyses sur les indices de végétation. Merton (1999) a déterminé que des pentes plus élevées sont signe de végétation en santé, alors que les pentes moins prononcées sont indicatrices de stress chez les arbres (Merton, 1999). Généralement, la transition vers le bleu du point d'inflexion du *red-edge*, fait en sorte que la pente de cette portion de la signature spectrale est moins importante, alors que pour la végétation en santé, l'emplacement du point d'inflexion rend la pente plus intense. Dans cette optique, les résultats de la présente étude vont à l'encontre des résultats attendus, car de manière générale, les valeurs de pente dans les pessières à lichens sont plus élevées que celles dans les pessières à mousses. Cependant, l'emplacement du point d'inflexion dans la courbe du *red-edge* est également directement lié à la quantité de chlorophylle. Plus le point d'inflexion est vers la gauche (vers les longueurs d'onde bleues), moins il y a de chlorophylle dans la végétation (Thomas et al., 2008). Cela pourrait donc suggérer que la quantité de chlorophylle est plus importante dans les pessières à lichens, et donc directement liée à l'accessibilité à la lumière des arbres, dans ce type de milieu qui est moins dense que les pessières à mousses. Les écosystèmes étudiés, au moment de la présente étude, ne manifestaient pas de signes de stress hydrique.

Stress climatique

À la suite de la dernière glaciation, les forêts fermées ont migré jusqu'au nord du Québec, mais les feux ont créé une mosaïque forestière où les pessières à lichens ont pris place dans les milieux bien drainés. Les sols mieux drainés ont contribué à réduire les dommages causés par le feu, et ont permis aux pessières à mousses de perdurer (Girard, Payette, & Gagnon, 2008; Jasinski & Payette, 2005). Le feu de forêt le plus récent a brûlé les deux types de peuplements dans l'ensemble des sites, ce qui permet donc de douter que le stress hydrique ait été facteur influençant la mise en place des pessières à lichens à la place des pessières à mousses. Une autre avenue pour expliquer le comportement des résultats pourrait alors être le stress climatique. Le gradient de latitude, d'environ 300 km, est assez grand pour faire en sorte que des différences dans les températures moyennes annuelles soient possiblement assez importantes pour occasionner des différences de valeurs d'indices de végétation entre les sites d'étude. Cela permet donc d'observer l'influence d'une diminution de température sur les indices de végétation pour les deux types d'écosystèmes étudiés.

En plus des différences latitudinales de températures, les deux types d'écosystèmes étudiés ont des différences microclimatiques importantes. Les pessières à lichens sont des milieux parsemés de microclimats et propices à la formation de cuvettes de gel (Dy & Payette, 2007; Payette, Delwaide, & Simard, 2018; Plasse & Payette, 2015). Un facteur déterminant dans les différences microclimatiques provoquant les cuvettes de gel est l'albédo élevé du lichen. L'albédo est la capacité d'une surface à réfléchir le rayonnement (Bernier et al., 2011; Dy & Payette, 2007; Payette, Delwaide, & Simard, 2018; Petzold & Rencz, 1975; Plasse & Payette, 2015). La formation de cuvettes de gel est influencée par, non seulement l'albédo, mais également la microtopographie et la densité de la végétation (Payette, Delwaide, & Simard, 2018). L'albédo élevé du lichen limite l'accumulation de chaleur pendant la journée. La faible densité des arbres occasionne également d'importantes pertes de chaleur. L'accumulation de ses facteurs fait en sorte qu'une chute importante de température la nuit et des conditions atmosphériques calmes, une stratification thermique se produit près du sol, et occasionne un gel dans les creux topographiques. Dans la saison

estivale, des chutes de température beaucoup plus importantes ont lieu dans ce type d'écosystème par rapport aux pessières à mousses, ce qui occasionne un stress notable au niveau de l'activité photosynthétique (Dy & Payette, 2007; Plasse & Payette, 2015).

Il a été démontré dans plusieurs études qu'une augmentation des températures fera augmenter l'activité photosynthétique (Allen & Ort, 2001; Berry & Björkman, 1980). Afin de s'adapter aux changements de températures, la végétation réagit généralement en modifiant son activité au niveau des stomates, ce qui enclenche plusieurs changements dans la structure des cellules et le contenu en eau de ces dernières (Allen & Ort, 2001; Berry & Björkman, 1980; Blonquist Jr., Norman, & Bugbee, 2009; Feller, 2006). L'ouverture des stomates influence directement le contenu en eau et la concentration en CO₂ autour des cellules. Outre la température, la quantité de lumière reçue par les feuilles aura également un impact important sur l'activité stomatique. En situation de stress, les stomates se ferment, et réduisent ainsi les échanges entre les espaces intercellulaires et l'atmosphère. Les concentrations de CO₂ dans les feuilles sont généralement similaires aux concentrations atmosphériques, mais cette relation devient moins apparente lorsque les températures sont plus fraîches (Berry & Björkman, 1980; Blonquist Jr., Norman, & Bugbee, 2009). Si les quantités de CO₂ disponibles pour les cellules sont moindres, l'activité photosynthétique devient moins efficace et peut causer des dommages au niveau des composantes intracellulaires et compromettre l'état des chloroplastes.

Le froid peut provoquer des changements dans la structure des organelles et nuire au développement des chloroplastes. S'ils sont endommagés, les pigments de chlorophylles seront dégradés et leur nombre diminuera (Crosatti et al., 2013; Liu et al., 2018). Pour limiter les dommages, la photo-inhibition permettra de gérer l'excédent d'énergie (Allen & Ort, 2001; Crosatti et al., 2013; Demmig-Adams & Adams, 1996; Liu et al., 2018). Avec ces informations, il est possible de supposer que, peu importe le type d'écosystème, les indices de végétation devraient indiquer que les sites au nord sont plus stressés. Il a cependant été observé chez la végétation acclimatée aux températures plus froides, que la diminution de l'activité photosynthétique est contrée par la production d'une plus grande quantité d'enzymes photosynthétique (Liu et al., 2018).

La sensibilité du NDVI aux changements au niveau de la chlorophylle devrait être visible par une diminution de l'activité photosynthétique en allant vers le nord et ce, dans les deux types de peuplement (He et al., 2012; Suárez et al., 2008; Verbyla, 2015). Les valeurs maximales ont cependant été observées au 52° parallèle. Les forêts au 52° parallèle étaient à proximité d'un immense territoire qui a brûlé en 2013. Un aussi gros feu de forêt pourrait avoir eu un impact sur la disponibilité des nutriments, en remettant en circulation ces derniers par la fumée. Les températures moyennes peuvent également avoir augmenté dans la région après le feu. Ma & al. (2010) ont démontré que selon l'intensité du feu, il est possible que les températures augmentent dans les années qui suivent. Il est également possible que le territoire brûlé contribue à l'augmentation de l'albédo dans la région, et augmente ainsi le rayonnement qui atteint les arbres. À ces latitudes, tous les feux sur le territoire se régénèrent en forêt à lichens à l'intérieur une vingtaine d'années. Le sol recouvert de lichens a donc un albédo très élevé, augmentant ainsi le rayonnement atteignant les rameaux d'épinettes. Comme mentionné précédemment, l'augmentation de l'énergie lumineuse disponible contribuerait à faire augmenter les quantités de chlorophylles, l'activité photosynthétique, et donc les valeurs de NDVI. Bien que les valeurs obtenues démontrent bien une quantité plus importante de chlorophylles, les informations récoltées ne permettent pas d'identifier avec certitude les raisons pour lesquelles les valeurs de NDVI sont plus élevées au 52° parallèle.

Les résultats obtenus avec le NDWI montrent un comportement similaire que pour le NDVI dans les pessières à lichens. L'hypothèse du feu de forêt de 2013 pourrait donc également expliquer les résultats. Cependant, dans les pessières à mousses, les valeurs ont tendance à augmenter en allant vers le nord. Ceci pourrait être expliqué par le fait qu'au sud, les températures sont généralement moins froides, donc l'eau aurait tendance à s'évaporer plus rapidement que dans les placettes plus au nord. Les arbres conservent donc leur eau plus longtemps au 53° parallèle dans les pessières à mousses. Le stress climatique ne serait pas influant sur les valeurs de NDWI dans le cas de la présente étude.

Les valeurs de PRI étaient sensiblement les mêmes aux trois latitudes étudiées, à l'exception d'une différence significative entre le 51° et le 52° parallèle à la fin de la saison de croissance. Les études affirment que la température a un effet important sur le PRI (Kováč et al., 2018; Wong & Gamon, 2015). En conséquence, la diminution de la quantité de chlorophylle ainsi que l'augmentation de la photo-inhibition, visible par la réflectance provoquée par l'augmentation de l'activité dans le cycle des xanthophylles (Demmig-Adams & Adams, 1996; Gamon, Serrano, & S., 1997) pourraient s'être manifestés lors de variations quotidiennes de température lors de la campagne d'échantillonnage. Les variations observées pourraient être dues à la température au moment du dernier passage dans la saison de croissance, mais les résultats ne permettent pas de confirmer les raisons de ces différences.

Les valeurs de SIPI, tout comme celles du PRI, sont influencées par la quantité de chlorophylle. Comme dans le cas du stress hydrique, une diminution de températures fera augmenter l'activité du cycle des xanthophylles, augmentant ainsi la quantité de caroténoïdes (Allen & Ort, 2001; Crosatti et al., 2013; Demmig-Adams & Adams, 1996; Liu et al., 2018). La diminution de la quantité de chlorophylle par la dégradation des chloroplastes est également un impact d'une diminution des températures (Crosatti et al., 2013; Liu et al., 2018). Cette modification des ratios entre les deux pigments permet de croire que les valeurs de SIPI augmenteraient avec la latitude (Lakkaraju et al., 2010; Penuelas, Baret, & Filella, 1995). Dans les deux types de peuplement, les valeurs les plus au sud sont significativement plus basses que les autres latitudes, nous permettant ainsi de croire que les pessières à lichens au nord sont plus stressées qu'au sud. La température a donc une influence sur les valeurs de SIPI des épinettes noires.

En se basant sur les principes abordés précédemment, sachant que la quantité de chlorophylle diminue lorsque les températures sont plus fraîches (Crosatti et al., 2013; Liu et al., 2018), les pentes de *red-edges* devraient diminuer en allant vers le nord. Les différences significatives obtenues sont en majoritairement en accord avec cette prémisse, l'exception étant les valeurs moyennes au 52° parallèle, qui ont la valeur maximale dans les pessières à lichens. L'hypothèse des effets du feu de 2013, tout comme avec le NDVI,

peut être avancée à savoir que l'augmentation de températures moyennes et de l'énergie lumineuse disponible provoquée par un immense feu de forêt peut avoir modifié le microclimat de la région et permis d'augmenter l'activité photosynthétique dans les pessières à lichens.

Le stress climatique semble avoir une influence significative sur le SIPI et les pentes du *red-edge*, permettant ainsi la possibilité de détecter un stress relié aux températures dans les peuplements nordiques d'épinettes noires.

Stress saisonnier

Les trois passages dans la saison de croissance devraient permettre de couvrir la majorité de la saison de croissance dans les résultats obtenus. Les indices utilisés dans le cadre de la présente étude et les pentes des *red-edges* utilisent la chlorophylle ou le contenu en eau pour évaluer le stress chez la végétation. La chlorophylle, l'activité du cycle des xanthophylles et l'activité photosynthétique sont des paramètres qui varient tout au long de la saison de croissance. Au début de la saison de croissance, suite au débourrement des feuilles, les quantités de chlorophylles sont très élevées, puis elles atteignent un plateau au milieu de la saison, pour diminuer à l'automne lorsque les températures diminuent (Demarez et al., 1998; Soukupová et al., 2008; Wu et al., 2009).

Les résultats de NDVI ont permis de détecter ce patron de variations des quantités de chlorophylles pendant la saison de croissance. Les valeurs les plus basses sont normalement retrouvées au début de la saison (Delbart et al., 2005; Huemmrich et al., 1999), alors que les valeurs les plus basses obtenues étaient à la fin de la saison de croissance. Les résultats obtenus pourraient donc indiquer que la dernière campagne de mesures était trop tard dans la saison de croissance, ou qu'une période de température anormalement basse a caractérisé la dernière collecte de données. Des valeurs plus basses de NDVI sont souvent signe d'une quantité plus basse de chlorophylles, issues de stress hydrique ou climatique (Gao, 1996; Gu et al., 2008; He et al., 2012; May et al., 2018; Pettorelli et al., 2005; Suárez et al., 2008; Verbyla, 2015; Yengoh et al., 2014; Yoder &

Waring, 1994). Effectivement, cette dernière campagne, qui s'est déroulée à la fin du mois d'août, a été caractérisée par beaucoup de temps froid et nuageux, alors que les deux autres campagnes d'échantillonnage ont observé des températures très chaudes et un ensoleillement très présent (ECC, 2021).

Des études ont démontré que les valeurs de NDWI augmentent avec l'avancement de la saison de croissance, et qu'il y a une baisse légère à la fin de la saison de croissance, juste avant une montée drastique. Les valeurs de NDWI sont généralement très élevées lorsque la neige est présente dans la canopée, due à l'apport constant en eau aux aiguilles (Delbart et al., 2005; Sekhon, Hassan, & Sleep, 2010). Le contenu en eau de la végétation augmente également tout au long de la saison de croissance, influençant ainsi directement le NDWI. L'augmentation des valeurs de NDWI avec l'avancement de la saison de croissance correspond donc majoritairement aux résultats attendus.

Plusieurs études sur la variation annuelle du PRI et sur son comportement selon les températures ont été faites. Selon ces recherches, typiquement, une augmentation est observée au début de la saison de croissance, pour atteindre un maxima au milieu de la saison, et une diminution marquée à l'automne (Gamon et al., 2005; Nakaji, Oguma, & Fujinuma, 2006; Stylinski, Gamon, & Oechel, 2002; Wong & Gamon, 2015). Compte tenu de l'influence de la température et de l'ensoleillement sur cet indice, les changements au niveau de l'efficacité photosynthétique sont visibles dans les valeurs de PRI (Gamon, Serrano, & S., 1997; Ripullone et al., 2011; Stylinski, Gamon, & Oechel, 2002). Dans le cas de la présente étude, la première campagne d'échantillonnage a commencé alors que la saison de croissance était déjà entamée. À ce moment dans la saison, les rameaux de l'année sont en pleine croissance, et le PRI est généralement corrélé avec la productivité primaire des forêts. À la fin de la saison, la productivité diminue grandement, en même temps que la photosynthèse, et les valeurs de PRI augmentent (Gamon et al., 2016; Wong et al., 2020). L'augmentation du PRI à la fin de la saison de croissance suggère donc qu'une importante diminution de la productivité des arbres à la fin du mois d'août est plus probable qu'une situation de stress hors du commun dans ces écosystèmes.

Des études ont démontré que les valeurs de SIPI augmentent de manière importante au printemps pour atteindre un plateau dans la saison estivale, puis redescendent drastiquement à l'automne (Zhang et al., 2017). À l'arrivée de l'hiver, les quantités de chlorophylles diminuent plus rapidement que les quantités de caroténoïdes, faisant ainsi diminuer les valeurs de SIPI et l'activité photosynthétique (Ferreira et al., 2016). Dans les pessières à lichens, aux trois latitudes étudiées, les valeurs de SIPI ont diminué avec la latitude. La diminution de la chlorophylle ou l'augmentation des quantités de caroténoïdes à cause de la diminution des températures dans la saison de croissance pourraient donc expliquer le comportement des valeurs de SIPI. Dans les pessières à mousses, les valeurs moyennes de SIPI suivent la même tendance que dans les pessières à lichens. Cependant, la moyenne de SIPI est plus élevée au milieu de la saison aux 52° et 53° parallèles, alors que ce n'est pas le cas au 51° parallèle. Cela pourrait également être en lien avec l'activité photosynthétique au moment de la prise de mesures. Des températures plus chaudes peuvent avoir creusé l'écart entre les quantités des deux pigments qui influencent le SIPI et ainsi faire augmenter la valeur moyenne de l'indice au milieu de la saison de croissance.

Les valeurs de *red-edges* sont directement liées aux quantités de chlorophylles, et devraient donc suivre le patron décrit précédemment. Dans les pessières à lichens, les valeurs maximales de pente observées correspondent aux résultats attendus. Dans les pessières à lichens, les valeurs augmentent pour atteindre des valeurs maximales à la fin de la saison de croissance. Cela pourrait être expliqué par une meilleure capacité de cet écosystème à conserver l'humidité et limiter les chutes de température, et donc conserver de meilleures conditions pour l'activité photosynthétique (Payette, Delwaide, & Simard, 2018). Le *red-edge* semble une bonne avenue pour suivre le comportement de la chlorophylle tout au long de la saison de croissance.

Critiques des indices

L'utilisation de ces différents indices de végétation et des *red-edges* pour étudier le stress chez la végétation comporte son lot de limitations. La majorité de ces indices sont habituellement calculés sur des images satellitaires, et sont souvent utilisés à l'échelle de territoires beaucoup plus grands que les sites de la présente étude. Dans le cas du NDWI et du PRI, les désavantages principaux sont évités par l'étude à l'échelle de la feuille, quelques inconvénients subsistent pour le NDVI et le SIPI.

Pour le NDVI, cela pouvait être avantageux dans l'optique où sa sensibilité aux aérosols et au bruit atmosphérique, et l'impact de la réflectivité du sol et de la densité de la végétation ne sont plus des limitations lorsque nous sommes à l'échelle de la feuille (Carlson & Ripley, 1997). Cependant, les travaux de Wong & al. (2019) ont démontré que les mesures de NDVI ont tendance à surestimer l'activité photosynthétique des conifères, les résultats obtenus ne sont donc probablement pas totalement représentatifs de la santé des arbres étudiés. Nagai & al. (2012), quant à eux, suggèrent que le manque de visibilité de la saisonnalité pour les conifères avec cet indice est dû au fait que le NDVI utilise les longueurs d'onde dans le rouge et dans l'infrarouge, alors que la phénologie est normalement plus visible dans l'infrarouge. L'étude de la phénologie dans les écosystèmes dominés par les conifères n'est pas efficace avec le NDVI (Gamon, Penuelas, & Field, 1992; Nagai et al., 2012; Wong et al., 2019). Le SIPI, s'il est utile pour détecter les changements dans le ratio de caroténoïdes et de chlorophylles, quelques études ont démontré qu'il n'était pas très efficace à exprimer les changements de caroténoïdes (Fusaro et al., 2019; Moran et al., 2000; Sims & Gamon, 2002). Il a également été démontré que lorsque les ratios sont petits, l'indice perd de l'efficacité (Blackburn, 1998), qu'à l'échelle de la feuille, sa performance reste à prouver (Chang-Hua et al., 2010).

CONCLUSION

Si quelques indices ont réussi à détecter des différences entre certains sites et certains peuplements et à justifier ces variations avec des symptômes de stress, bien plus de résultats non significatifs ont été obtenus. Il semblerait que les pessières à lichens se soient bien adaptées à leurs conditions plus difficiles.

La présente étude visait à déterminer s'il est possible d'identifier les pessières à mousses à risque de subir un accident de régénération en étudiant les propriétés spectrales de la végétation comme indicateur de stress. Le premier objectif, soit d'établir des liens entre les informations extraites des signatures spectrales et les indices de végétation et les différents types de stress affectant les écosystèmes boréaux a été atteint. Des variations significatives du contenu en eau et de chlorophylle ont été détectées dans certains sites. Ces variations sont cependant moins visibles que ce qui était attendu, et l'accès accru à l'énergie lumineuse dans les pessières à lichens semble une contrainte importante dans l'utilisation de plusieurs des indices utilisés.

Le deuxième objectif, soit de modéliser ces liens à l'échelle du paysage afin de faire ressortir les zones à risque de passer à un état alternatif stable, a été partiellement atteint. Bien que des tentatives de créer des modèles reliant les valeurs d'indices de végétation obtenus avec les paramètres biotiques et abiotiques du milieu aient été avortées, la détection des comportements des valeurs selon la latitude et le moment dans la saison de croissance a été faite avec succès. Il est donc possible de supposer que les différences significatives entre les deux types de peuplements représentent l'état normal des écosystèmes étudiés, et que des valeurs semblables peuvent suggérer que les pessières à mousses sont plus stressées qu'elles ne le devraient.

Les points d'inflexion des *red-edges* n'ont pas fourni les résultats escomptés, et la création des modèles incluant les paramètres biotiques et abiotiques ont donné des résultats mitigés. La variabilité des résultats était plus grande qu'escomptée, ce qui fait en sorte que les modèles étaient trop généraux. La variabilité intra et inter-arbres était très élevée, les

modèles présentés ont donc un fort biais. Un nombre supérieur d'échantillons n'aurait probablement pas donné de meilleurs résultats, compte tenu de la sensibilité de l'appareil. En effet, les valeurs données par le spectroradiomètre étaient trop précises par rapport aux objectifs. La comparaison entre les indices de végétation à large bande ou à bande étroite pourrait être également être pertinente, étant donnée la plus grande sensibilité des indices à bande étroite aux changements dans la végétation. Plusieurs fois, les valeurs du 52^e parallèle affichaient un comportement particulier. Le feu de forêt de 2013 pourrait avoir un lien avec le comportement des résultats. Un suivi de cette région de la route de la baie James sur plusieurs années et à des intervalles de temps plus rapprochés pourraient confirmer ou infirmer ce lien. La campagne d'échantillonnage a été bien effectuée, mais les conditions météorologiques étaient variables, et les périodes de temps d'échantillonnage étaient restreintes. Une stratégie d'échantillonnage concentrée sur la prise de mesures de spectroradiométrie en laissant de côté les autres éléments aurait pu contribuer à avoir des résultats moins étendus.

Le stress, climatique ou hydrique provoque des échecs de régénération dans la forêt boréale fermée, contribue l'expansion de la forêt ouverte vers le sud. L'importance de la forêt boréale fermée comme puits de carbone est indéniable, et la perte de ce type d'écosystème constitue une perte majeure dans la lutte contre les changements environnementaux. Si le stress identifié à l'aide des outils utilisés dans la présente étude peut être également identifié à l'échelle du paysage, sur les images satellitaires, un suivi et une gestion après feux et épidémies peuvent être faits afin de limiter les pertes de ce précieux écosystème.

RÉFÉRENCES

- Abdou, B., Morin, D., Bonn, F., & Huete, A. (1996). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, *13*, 95-120. doi:10.1080/02757259509532298
- Adams III, W. W., Demmig-Adams, B., Verhoeven, A. S., & Barker, D. H. (1995). 'Photoinhibition' During Winter Stress: Involvement of Sustained Xanthophyll Cycle-dependent Energy Dissipation. *Australian Journal of Plant Physiology*, *22*, 261-276.
- Allen, D. J., & Ort, D. R. (2001). Impacts of chilling temperatures on photosynthesis in warm-climate plants. *Trends in Plant Science*, *6*(1).
- Baraldi, R., Canaccini, F., Cortes, S., Magnani, F., Rapparini, F., Zamboni, A., & Raddi, S. (2008). Role of xanthophyll cycle-mediated photoprotection in *Arbutus unedo* plant exposed to water stress during the Mediterranean summer. *Photosynthetica*, *46*(3), 378-386.
- Bernier, P. Y., Desjardins, R. L., Karimi-Zindashty, Y., Worth, D., Beaudoin, A., Luo, Y., & Wand, S. (2011). Boreal lichen woodlands: A possible negative feedback to climate change in eastern North America. *Agricultural and Forest Meteorology*, *151*, 521-528. doi:10.1016/j.agrformet.2010.12.013
- Berry, J., & Björkman, O. (1980). Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology*, *31*, 491-543.
- Blackburn, G. A. (1998). Spectral indices for estimating photosynthetic pigment concentration: A test using senescent tree leaves. *International Journal of Remote Sensing*, *19*(4), 657-675. doi:10.1080/014311698215919
- Blonquist Jr., J. M., Norman, J. M., & Bugbee, B. (2009). Automated measurement of canopy stomatal conductance based on infrared temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, *149*, 1931-1945. doi:10.1016/j.agrformet.2009.06.021
- Boiffin, J., Aubin, I., & Munson, D. (2015). Ecological controls on post-fire vegetation assembly at multiple spatial scales in eastern North American boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, *26*, 360-372. doi:10.1111/jvs.12245
- Boiffin, J., & Munson, A. D. (2013). Three large fire years threaten resilience of closed crown black spruce forests in eastern Canada. *Ecosphere*, *4*(5). doi:10.1890/ES13-00038.1
- Boucher, Y., Perrault-Hébert, M., Grenon, F., & Boucher, J. (2017). *Qu'est-ce qui influence la résilience après feu des jeunes pessières noires aménagées ?* Retrieved from <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Boucher-Yan/Avis95.pdf>

- Boulanger, Y., Taylor, A. R., Price, D. T., Cyr, D., & Sainte-Marie, G. (2018). Stand-level drivers most important in determining boreal forest response to climate change. *Journal of Ecology*, *106*(3), 977-990. doi:doi:10.1111/1365-2745.12892
- Brandt, J. P. (2009). The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, *17*(NA), 101-161. doi:10.1139/a09-004
- Brisson, J., Gauthier, S., Gosselin, J., Grondin, P., Lavoie, C., Leduc, A., Morin, H., Morneau, C., Payette, S., Richard, P. H., Robitaille, A., Saucier, J.-P., Sirois, L., & Thiffault, E. (2009). Écologie forestière. In É. MultiMondes (Ed.), *Manuel de Foresterie* (2e édition ed., pp. 165-316). Québec.
- Calvo, B., & Santafe, G. (2016). Statistical Comparison of Multiple Algorithms in Multiple Problems (scmamp) (Version 0.2.55) [R Package].
- Carlson, T. N., & Ripley, D. A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote sensing of environment*, *62*(3), 241-252.
- Carter, G. A., & Knapp, A. K. (2001). Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *American Journal of Botany*, *88*(4), 677-684.
- Ceccato, P., Flasse, S., Tarantola, S., Jacquemoud, S., & Grégoire, J.-M. (2001). Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote sensing of environment*, *77*(1), 22-33.
- Chang-Hua, J., Yong-Chao, T., Xia, Y., Wei-Xing, C., Yan, Z., & Hannaway., D. (2010). Estimating Leaf Chlorophyll Content Using Red-Edge Parameters. . *Pedosphere*, *20*(5), 633-644.
- Côté, D. G., François ; Hébert, François ; Bouchard, Sylvie ; Réjean Gagnon & Danien Lord. (2013). Is the closed-crown boreal forest resilient after successive stand disturbances? A quantitative demonstration from a case study. *Journal of Vegetation*, *24*, 664-674. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01488.x
- Crosatti, C., Rizza, F., Badeck, F. W., Mazzucotelli, E., & Cattivelli, L. (2013). Harden the chloroplast to protect the plant. *Physiologia Plantarum*, *147*. doi:10.1111/j.1399-3054.2012.01689.x
- Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire de la Baie-James CRRNTBJ. (2011). *Portrai territorial de la Baie-James*. Retrieved from
- Delbart, N., Kergoat, L., Toan, T. L., Lhermitte, J., & Picard, G. (2005). Determination of phenological dates in boreal regions using normalized difference water index. . *Remote sensing of environment*, *97*, 26-38. doi:10.1016/j.rse.2005.03.011
- Demarez, V., Gastellu-Etchegorry, J. P., Mougin, E., Marty, G., Proisy, C., Dufrêne, E., & Dantec, V. L. (1998). Seasonal variation of leaf chlorophyll content of a temperate forests. Inversion of the PROSPECT model. *International Journal of Remote Sensing*, *20*(5), 879-894.
- Demmig-Adams, B., & Adams, W. W. (1996). The role of xanthophyll cycle in the protection of photosynthesis. *Trends in Plant Science*, *1*(1).

- Dufour, B. B., Jean-François ; Tremblay, Pascal ; Mailly, Daniel & Daniel Lord. (2016). Black-spruce-lichen woodlands growth and carbon drawdown potentials as revealed by mature stands. *Boreal Environment Research*, 21, 71-86.
- Dy, G., & Payette, S. (2007). Frost hollows of the boreal forest as extreme environments for black spruce tree growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(2), 492-504. doi:10.1139/x06-235
- Environnement et Changement climatique Canada (ECC). (2021). Données climatiques (Ensemble de données). from ECC
- Elmore, A. J., Mustard, J. F., Manning, S. J., & Lobell, D. B. (2000). Quantifying vegetation change in semiarid environments: precision and accuracy of spectral mixture analysis and the normalized difference vegetation index. *Remote sensing of environment*, 73(1), 87-102.
- Erni, S. (2016). *Régulation des régimes de feux dans la forêt boréale de la Baie James, Québec*. (Thèse de doctorat), Institut National de la Recherche Scientifique.
- ESRI. (2016). *ArcGIS Desktop (version 10.4.1)*. [Logiciel]. Redlands, CA, É-U: Environmental System Research Institute.
- Feller, U. (2006). Stomatal opening at elevated temperature: an underestimated regulatoru mechanism? *General and Applied Plant Physiology*(Special Issue), 19-31.
- Ferreira, M. P., Zorteza, M., Zanotta, D. C., Shimabukuro, Y. E., & Filho, C. R. d. S. (2016). Mapping tree species in tropical seasonal semi-deciduous forests with hyperspectral and multispectral data. *Remote sensing of environment*, 179, 66-78. doi:10.1016/j.rse.2016.03.021
- Fusaro, L., Salvatori, E., Mereu, S., & Manes, F. (2019). Photosynthetic traits as indicator of phenotyping urban and peri-urban forests: A case study in the metropolitan city of Rome. *Ecological Indicators*, 103, 301-311. doi:10.1016/j.ecolind.2019.04.033
- Gagnon, R., & Morin, H. (2001). Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, perturbations et biodiversité. *Nat. Can*, 125, 26-35.
- Gamon, J., Penuelas, J., & Field, C. (1992). A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. *Remote sensing of environment*, 41(1), 35-44.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., Peñuelas, J., & Valentini., R. (2005). Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications*, 5(1), 28-41. doi:10.2307/1942049
- Gamon, J. A., Huemmrich, K. F., Wong, C. Y. S., Ensminger, I., Garrity, S., Hollinger, D. Y., Noormets, A., & Peñuelas, J. (2016). A remotely sensed pigment index reveals photosynthetic phenology in evergreen conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(46), 13087-13092. doi:10.1073/pnas.1606162113

- Gamon, J. A., Serrano, L., & S., S. J. (1997). The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types and nutrient levels. *Oecologia*, *112*, 492-501.
- Gao, B. C. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, *58*(3), 257-266.
- Gao, Y., Walker, J. P., Allahmoradi, M., Monerris, A., Ryu, D., & Jackson, T. J. (2015). Optical sensing of vegetation water content: A synthesis study. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, *8*(4), 1456-1464.
- Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A. Z., & Schepaschenko, D. G. (2015). Boreal forest health and global change. *Science*, *349*(6250), 819-822. doi:10.1126/science.aaa9092
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B., Bergeron, Y., & Drapeau, P. (2001). Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste canadien*, *125*, 10-17.
- Girard, F., Payette, S., & Gagnon, R. (2008). Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *Journal of Biogeography*, *35*(3), 529-537.
- Girard, F., Payette, S., & Gagnon, R. (2009). Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecology and Biogeography*, *18*(3), 291-303.
- Girard, F., Payette, S., & Gagnon, R. (2011). Dendroecological analysis of black spruce in lichen-spruce woodlands of the closed-crown forest zone in eastern Canada. *Ecoscience*, *18*(3), 279-294. doi:10.2980/18-3-3438
- Girardin, V., & McKenney, D. (2001). *Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles : Vers une définition des bioclimats du Québec*.
- Google Inc. (2018). Google Earth Pro (version 7.3.2). [Logiciel]. Mountain View, CA, É-U: Google Inc.
- Govender, M., Chetty, K., & Bulcock, H. (2007). A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water resource studies. *Water SA*, *33*(2).
- Govender, M., Dye, P. J., Weiersbye, I. M., Witkowski, E. T. F., & Ahmed, F. (2009). Review of commonly used remote sensing and ground-based technologies to measure plant water stress. *Water SA*, *35*(5).
- Gu, Y., Hunt, E., Wardlow, B., Basara, J. B., Brown, J. F., & Verdin, J. P. (2008). Evaluation of MODIS NDVI and NDWI for vegetation drought monitoring using Oklahoma Mesonet soil moisture data. *Geophysical Research Letters*, *35*(22).
- He, Y., Guo, X., Dixon, P., & Wilmschurst, J. F. (2012). NDVI variation and its relation to climate in Canadian ecozones. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, *56*(4), 492-507. doi:10.1111/j.1541-0064.2012.00441.x

- Hecht, E. (2012). *Optics* (A. Wesley Ed. 4 ed.). San Francisco, CA, USA: Pearson.
- Huemmrich, K. F., Black, T. A., Jarvis, P. G., McCaughey, J. H., & Hall, F. G. (1999). High temporal resolution NDVI phenology from micrometeorological radiation sensors. *Journal of Geophysical Research*, *104*(D22), 27935-27944.
- Jasinski, J. P. P., & Payette, S. (2005). The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. *Ecological Monographs*, *75*(4), 561-583.
- Jiang, Z., Huete, A. R., Chen, J., Chen, Y., Li, J., Yan, G., & Zhang, X. (2006). Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction. *Remote sensing of environment*, *101*(3), 366-378.
- Kéfi, Sonia. (2012). Des écosystèmes sur le fil : Comment certains écosystèmes basculent d'un état à un autre. Regards et débats sur la biodiversité. Société Française d'Écologie et d'Évolution.
- Knipling, E. B. (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote sensing of environment*, *1*(3), 155-159.
- Kováč, D., Veselovská, P., Klem, K., Večeřová, A., Peñuelas, J., & Urban, O. (2018). Potential of Photochemical Reflectance Index for Indicating Photochemistry and Light Use Efficiency in Leaves of European Beech and Norway Spruce Trees. *Remote Sensing*, *10*(1202). doi:10.3390/rs10081202
- Lakkaraju, V. R., Zhou, X., Apple, M. E., Cunningham, A., Dobeck, L. M., Gullickson, K., & Spangler, L. H. (2010). Studying the vegetation response to simulated leakage of sequestered CO₂ using spectral vegetation indices. *Ecological Informatics*, *5*(5), 379-389.
- Li, Y., He, N., Hou, J., Xu, L., Liu, C., Zhang, J., Wang, Q., Zhang, X., & X., W. (2018). Factors Influencing Leaf Chlorophyll Content in Natural Forests at the Biome Scale. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *6*(64). doi:10.3389/fevo.2018.00064
- Liu, X., Zhou, Y., Xiao, J., & Bao, F. (2018). Effects of Chilling on the Structure Function and Development of Chloroplasts. *Frontiers in Plant Science*, *9*(1715). doi:10.3389/fpls.2018.01715
- Ma, S., Concilio, A., Oakley, B., North, M., & Chen, J. (2010). Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecology and Management*, *259*, 904-915. doi:10.1016/j.foreco.2009.11.030
- Male, E. J., Pickles, W. L., Silver, E. A., Hoffmann, G. D., Lewicki, J., Apple, M., Repasky, K., & Burton, E. A. (2010). Using hyperspectral plant signatures for CO₂ leak detection during the 2008 ZERT CO₂ sequestration field experiment in Bozeman, Montana. *Environmental Earth Sciences*, *60*(2), 251-261. doi:10.1007/s12665-009-0372-2

- May, J. L., Parker, T., Unger, S., & Oberbauer, S. F. (2018). Short term changes in moisture content drive strong changes in Normalized Difference Vegetation Index and gross primary productivity in four Arctic moss communities. *Remote sensing of environment*, 212, 114-120.
- McCallum, I., Wagner, W., Schmullius, C., Shvidenko, A., Obersteiner, M., Fritz, S., & Nilsson, S. (2010). Comparison of four global FAPAR datasets over Northern Eurasia for the year 2000. *Remote sensing of environment*, 114(5), 941-949.
- Mccullough, D. G., Werner, R. A., & Neumann, D. (1998). Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual review of entomology*, 43(1), 107-127.
- MERN, (Cartographer). (2018). Système d'information géominière [Carte interactive]. Retrieved from https://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr
- Merton, R. N. (1999). *Multi-temporal analysis of community scale vegetation stress with imaging spectroscopy*. (Thèse de doctorat), The University of Auckland,
- Moran, J. A., Mitche, A. K., Goodmanson, G., & Stockburger, K. A. (2000). Differentiation among effects of nitrogen fertilization treatments on conifer seedlings by foliar reflectance: a comparison of methods. *Tree Physiology*, 20, 1113-1120.
- Morin, H., Laprise, D., Simard, A.-A., & Amouch, S. (2008). Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord. In S. Gauthier, V. M-A., A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, & Y. Bergeron (Eds.), *Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale* (pp. 197-192). Québec: Presses de l'Université du Québec.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN). (2015). Données planimétriques à l'échelle de 1/1 000 000. [Fichier de formes]. 1/1 000 000. MERN.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). (2008). *L'aménagement durable en forêt boréale : une réponse concrète aux défis environnementaux*.
- Myneni, R., & Williams, D. (1994). On the relationship between FAPAR and NDVI. *Remote sensing of environment*, 49(3), 200-211.
- Nagai, S., Saitoh, T. M., Kobayashi, H., Ishihara, M., Suzuki, R., Motohka, T., NAsmara, K. N., & Muraoka, H. (2012). In situ examination of the relationship between various vegetation indices and canopy phenology in an evergreen coniferous forest, Japan. *International Journal of Remote Sensing*, 33(19), 6202-6214. doi:10.1080/01431161.2012.682660
- Nakaji, T., Oguma, H., & Fujinuma, Y. (2006). Seasonal changes in the relationship between photochemical reflectance index and photosynthetic light use efficiency of Japanese larch needles. *International Journal of Remote Sensing*, 27(3), 493-509. doi:10.1080/01431160500329528

- Nicault, A., Boucher, E., Tapsoba, D., Arseneault, D., Berninger, F., Bégin, C., DesGranges, J., Guiot, J., Marion, J., & Wicha, S. (2014). Spatial analysis of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP) radial growth response to climate in northern Québec–Labrador Peninsula, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, *45*(3), 343-352.
- Nicodemus, F. E., Richmond, J. C., Hsia, J. J., Ginsberg, I. W., & Limperis, T. (1977). *Geometrical considerations and nomenclature for reflectance*. Retrieved from Washington D.C.:
- Nogueira, S., Moreira, M. A., & Volpato, M. M. (2018). Relationship between coffee crop productivity and vegetation indexes derived from OLI/LANDSAT-8 sensor data with and without topographic correction. *Engenharia Agrícola*, *38*(3), 387-394.
- Pasquini, C. (2003). Near infrared spectroscopy: fundamentals, practical aspects and analytical applications. *Journal of the Brazilian chemical society*, *14*(2), 198-219.
- Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A., & Simard, M. (2000). Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research*, *30*(2), 288-305.
- Payette, S., Delwaide, A., & Simard, M. (2010). Frost-ring chronologies as dendroclimatic proxies of boreal environments. *Geophysical Research Letters*, *37*(2).
- Payette, S., Delwaide, A., & Simard, M. (2018). Tamm review: The North-American lichen woodland. *Forest Ecology and Management*, *417*, 167-183. doi:Doi: 10.1016/j.foreco.2018.02.043
- Peguero-Pina, J. J., Morales, F., Flexas, J., Gil-Pelegrín, E., & Moya, I. (2008). Photochemistry, remotely sensed physiological reflectance index and depoxidation state of the xanthophyll cycle in *Quercus coccifera* under intense drought. *Oecologia*, *156*, 1-11. doi:10.1007/s00442-007-0957-y
- Penuelas, J., Baret, F., & Filella, I. (1995). Semi-empirical indices to assess carotenoids/chlorophyll a ratio from leaf spectral reflectance. *Photosynthetica*, *31*(2), 221-230.
- Peñuelas, J., & Inoue, Y. (1999). Reflectance indices indicative of changes in water and pigment contents of peanut and wheat leaves. *Photosynthetica*, *36*(3), 355-360.
- Perrault-Hébert, M., Boucher, Y., Fournier, R., Girard, F., Auger, I., Thiffault, N., & Grenon, F. (2017). Ecological drivers of post-fire regeneration in a recently managed boreal forest landscape of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, *399*, 74-81.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in ecology & evolution*, *20*(9), 503-510.
- Petzold, D. E., & Rencz, A. N. (1975). The Albedo of Selected Subarctic Surfaces. *Arctic and Alpine Research*, *7*(4), 393-398.

- Plasse, C., & Payette, S. (2015). Frost hollows of the boreal forest: a spatiotemporal perspective. *Journal of Ecology*, *103*(3), 669-678.
- Pohler, T. (2018). Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums (PMCMR). (Version 4.3) [R package].
- Pollock, S. L. S. P. (2010). Stability in the patterns of long-term development and growth of the Canadian spruce-moss forest. *Journal of Biogeography*, *37*, 1684-1697. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02332.x
- R-Core-Team. (2019). The R Stats Package (Version 0.1.0) [R package].
- Ram, K., Munjal, R., Sunita, P., & Kumar, N. (2017). Evaluation of chlorophyll content index and normalized difference vegetation index as indicators for combine effect of drought and high temperature in bread wheat genotypes. . *Global journal of bioscience and biotechnology*, *6*(3), 528-537.
- Ripullone, F., Rivelli, A. R., Baraldi, R., Guarini, R., Guerrieri, R., Magnani, F., Peñuelas, J., Raddi, S., & Borghetti, M. (2011). Effectiveness of the photochemical reflectance index to track photosynthetic activity over a range of forest tree species and plant water statuses. . *Functional Plant Biology*, *38*, 177-186. doi:10.1071/FP10078.
- Rock, B., Hoshizaki, T., & Miller, J. (1988). Comparison of in situ and airborne spectral measurements of the blue shift associated with forest decline. *Remote sensing of environment*, *24*(1), 109-127.
- Sankaran, S., Maja, J. M., Buchanon, S., & Ehsani, R. (2013). Huanglongbing (Citrus Greening) Detection Using Visible, Near Infrared and Thermal Imaging Techniques. *Sensors*, *13*. doi:10.3390/s130202117
- Saucier, J.-P., Gosselin, J., Morneau, C., & Grondin, P. (2010). Utilisation de la classification de la végétation dans l'aménagement forestier au Québec. *Revue forestière française*, *62*(3-4). doi:10.4267/2042/38956
- Scott, J. H., & Reinhardt, E. D. (2001). Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. *Res. Pap. RMRS-RP-29. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station*. 59 p., 29.
- Seager, S., Turner, E. L., Schafer, J., & Ford, E. B. (2005). Vegetation's red edge: a possible spectroscopic biosignature of extraterrestrial plants. *Astrobiology*, *5*(3), 372-390.
- Sekhon, N. S., Hassan, Q. K., & Sleep, R. W. (2010). A remote sensing-based system to predict early spring phenology over boreal forest. *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, *XXXVIII*(5).
- Sims, N. S., & Gamon, J. A. (2002). Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. . *Remote sensing of environment*, *81*, 337-354.

- Soja, A. J., Tchebakova, N. M., French, N. H., Flannigan, M. D., Shugart, H. H., Stocks, B. J., Sukhinin, A. I., Parfenova, E., Chapin III, F. S., & Stackhouse Jr, P. W. (2007). Climate-induced boreal forest change: predictions versus current observations. *Global and Planetary Change*, 56(3-4), 274-296.
- Soukupová, J., Cséfalvay, L., Urban, U., Košvancová, M., Marek, M., Rascher, U., & Nedbal, L. (2008). Annual variation of the steady-state chlorophyll fluorescence emission of evergreen plants in temperate zone. *Functional Plant Biology*, 35, 63-76. doi:10.1071/FP07158
- Spectral Evolution, Inc. (2016). DarWIN SP (version 1.4.6149). [Logiciel]. Lawrence, MA, É-U: Spectral Evolution, Inc.
- Stewart, J. (2007). *Single Variable Essential Calculus: Early Transcendentals* (Belmont Ed. 1 ed.). CA, USA: Brooks Cole.
- Stimson, H. C., Breshears, D. D., Ustin, S. L., & C., K. S. (2004). Spectral sensing of foliar water conditions in two co-occurring conifer species: *Pinus edulis* and *Juniperus monosperma*. *Remote sensing of environment*, 96, 108-118. doi:10.1016/j.rse.2004.12.007.
- Stylinski, C. D., Gamon, J. A., & Oechel, W. C. (2002). Seasonal patterns of reflectance indices, carotenoid pigments and photosynthesis of evergreen chaparral species. *Oecologia*, 131, 366-374. doi:10.1007/s00442-002-0905-9
- Suárez, L., Zarco-Tejada, P. J., Sepulcre-Cantó, G., Pérez-Priego, O., Miller, J. R., Jiménez-Muñoz, J., & Sobrino, J. (2008). Assessing canopy PRI for water stress detection with diurnal airborne imagery. *Remote sensing of Environment*, 112(2), 560-575.
- Thenot, F., Méthy, M., & Winkel, T. (2010). The Photochemical Reflectance Index (PRI) as a water-stress index. *International Journal of Remote Sensing*, 23(23), 5135-5139. doi:10.1080/10431160210163100
- Thomas, V., Treits, P., McCaughey, J. H., Noland, T., & Rich, L. (2008). Canopy chlorophyll concentration estimation using hyperspectral and lidar data for a boreal mixedwood forest in northern Ontario, Canada. *International Journal of Remote Sensing*, 29(4), 1029-1052. doi:10.1080/01431160701281023
- Turner, M. G., Hargrove, W. W., Gardner, R. H., & Romme, W. H. (1994). Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science*, 5(5), 731-742.
- Verbyla, D. (2015). Remote sensing of interannual boreal forest NDVI in relation to climatic conditions in interior Alaska. *Environmental Search Letters*, 10. doi:10.1088/1748-9326/10/12/125016
- Verrelst, J., Schaepman, M. E., Koetz, B., & Kneubühler, M. (2008). Angular sensitivity analysis of vegetation indices derived from CHRIS/PROBA data. *Remote sensing of environment*, 112(5), 2341-2353.

- Vicente-Serrano, S. M., Camarero, J. J., Olano, J. M., Martín-Hernández, N., Peña-Gallardo, M., Tomás-Burguera, M., Gazol, A., Azorin-Molina, C., Bhuyan, U., & El Kenawy, A. (2016). Diverse relationships between forest growth and the Normalized Difference Vegetation Index at a global scale. *Remote sensing of environment*, 187, 14-29.
- Williams, D. L. (1991). A comparison of spectral reflectance properties at the needle, branch, and canopy level for selected conifer species. *Remote sensing of environment*, 35(2-3), 79-93.
- Wong, C. Y. S., D'Odorico, P., Arain, M. A., & Ensminger, I. (2020). Tracking the phenology of photosynthesis using carotenoid-sensitive and near-infrared reflectance vegetation indices in a temperate evergreen and mixed deciduous forest. *New Phytologist*, 226(6). doi:10.1111/nph.16479
- Wong, C. Y. S., D'Odorico, P., Bhathena, Y., Arain, M. A., & Ensminger, I. (2019). Carotenoid based vegetation indices for accurate monitoring of the phenology of photosynthesis at the leaf-scale in deciduous and evergreen trees. *Remote sensing of environment*, 223. doi:10.1016/j.rse.2019.111407
- Wong, C. Y. S., & Gamon, J. A. (2015). Three causes of variation in the photochemical reflectance index (PRI) in evergreen conifers. *New Phytologist*, 206, 187-195. doi:10.1111/nph.13159
- Wotton, B., Flannigan, M., & Marshall, G. (2017). Potential climate change impacts on fire intensity and wildfire suppression thresholds in Canada.
- Wu, C., Niu, Z., Tang, Q., Huang, W., Rivard, B., & Feng, J. (2009). Remote estimation of gross primary production in wheat using chlorophyll-related vegetation indices. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149, 1015-1021. doi:10.1016/j.agrformet.2008.12.007
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E., & Tucker, C. J. (2014). The use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to assess land degradation at multiple scales: a review of the current status, future trends, and practical considerations. *Lund University Center for Sustainability Studies (LUCSUS), and The Scientific and Technical Advisory Panel of the Global Environment Facility (STAP/GEF)*, 47.
- Yoder, B. J., & Waring, R. H. (1994). The Normalized Difference Vegetation Index of Small Douglas-Fir Canopies with Varying Chlorophyll Concentrations. *Remote sensing of environment*, 49, 81-91.
- Zhang, C., Filella, I., Liu, D., Ogaya, R., Llusà, J., Asensio, D., & Peñuela, J. (2017). Photochemical Reflectance Index (PRI) for Detecting Responses of Diurnal and Seasonal Photosynthetic Activity to Experimental Drought and Warming in a Mediterranean Shrubland. *Remote Sensing*, 9(1189). doi:10.3390/rs9111189

Annexes

Annexe 1 : Résultats Friedman – Indices de végétation

Indices	Peuplement	A	B	C
<i>NDVI</i>	<i>PL</i>	-	< 0,001	< 0,05
	<i>PM</i>	< 0,001	< 0,01	< 0,01
<i>NDWI</i>	<i>PL</i>	< 0,001	-	-
	<i>PM</i>	< 0,01	-	< 0,01
<i>PRI</i>	<i>PL</i>	< 0,001	-	-
	<i>PM</i>	< 0,001	-	-
<i>SIPI</i>	<i>PL</i>	-	< 0,01	-
	<i>PM</i>	-	-	-

Annexe 2 : Résultats post-hoc de Friedman – Comparaison des placettes pour chaque indice de végétation

NDVI A	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	9,04E-01						
PL4	5,97E-01	7,34E-01					
PL5	9,27E-01	9,12E-01	6,10E-01				
PL6	8,22E-01	8,94E-01	8,78E-01	8,33E-01			
PL7	6,93E-01	5,59E-01	1,43E-01	6,87E-01	3,64E-01		
PL8	8,37E-01	7,45E-01	3,19E-01	8,36E-01	5,81E-01	8,69E-01	
PL9	5,51E-01	4,08E-01	6,91E-02	5,41E-01	2,30E-01	9,10E-01	7,91E-01

NDVI A	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	4,89E-01						
PM4	8,56E-01	7,66E-01					
PM5	3,70E-02	5,02E-01	1,18E-01				
PM6	1,60E-01	8,12E-01	3,65E-01	8,57E-01			
PM7	8,89E-01	6,56E-01	9,15E-01	8,25E-02	2,75E-01		
PM8	8,37E-01	2,05E-01	6,38E-01	5,05E-03	4,05E-02	7,25E-01	
PM9	7,67E-01	1,03E-01	5,10E-01	9,84E-04	1,32E-02	6,21E-01	9,30E-01

NDVI B	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	8,22E-01						
PL4	6,06E-01	2,77E-01					
PL5	9,29E-01	8,85E-01	4,92E-01				
PL6	8,84E-01	9,03E-01	3,90E-01	9,23E-01			
PL7	6,87E-01	8,93E-01	1,45E-01	7,84E-01	8,37E-01		
PL8	2,53E-01	5,78E-01	1,22E-02	3,47E-01	4,55E-01	7,44E-01	
PL9	1,49E-01	4,26E-01	5,00E-03	2,18E-01	3,11E-01	6,03E-01	9,19E-01

NDVI B	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	8,03E-01						
PM4	8,44E-01	5,82E-01					
PM5	3,56E-01	7,00E-01	1,79E-01				
PM6	9,21E-01	7,97E-01	8,49E-01	3,47E-01			
PM7	6,43E-01	2,83E-01	8,24E-01	4,29E-02	6,52E-01		
PM8	7,85E-01	4,29E-01	9,02E-01	7,92E-02	7,94E-01	9,30E-01	
PM9	7,77E-01	4,07E-01	9,02E-01	7,04E-02	7,87E-01	9,40E-01	9,69E-01

NDVI C	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	9,36E-01						
PL4	1,00E	9,89E-01					
PL5	1,00	9,67E-01	1,00				
PL6	4,76E-01	9,92E-01	6,95E-01	5,71E-01			
PL7	1,00	9,67E-01	1,00	1,00	5,71E-01		
PL8	6,34E-01	6,02E-02	4,15E-01	5,39E-01	3,79E-03	5,39E-01	
PL9	9,85E-01	4,15E-01	9,22E-01	9,67E-01	6,84E-02	9,67E-01	9,89E-01

NDVI C	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	5,87E-01						
PM4	9,23E-01	5,29E-01					
PM5	1,54E-01	7,12E-01	1,23E-01				
PM6	7,45E-01	9,08E-01	6,95E-01	5,44E-01			
PM7	8,63E-01	8,10E-01	8,30E-01	3,59E-01	8,98E-01		
PM8	7,40E-01	1,68E-01	7,85E-01	1,36E-02	3,01E-01	4,87E-01	
PM9	8,89E-01	3,93E-01	9,07E-01	6,92E-02	5,65E-01	7,31E-01	8,69E-01

NDWI A	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	2,88E-01						
PL4	5,05E-01	8,54E-01					
PL5	5,16E-01	8,35E-01	8,92E-01				
PL6	7,11E-02	8,14E-01	6,36E-01	6,18E-01			
PL7	9,41E-01	2,21E-01	4,17E-01	4,33E-01	4,62E-02		
PL8	5,70E-01	8,65E-01	9,41E-01	9,28E-01	5,97E-01	4,65E-01	
PL9	8,02E-01	4,69E-02	1,36E-01	1,56E-01	3,41E-03	8,63E-01	1,20E-01

NDWI A	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	8,29E-01						
PM4	3,11E-01	6,49E-01					
PM5	2,85E-01	6,38E-01	9,01E-01				
PM6	4,21E-01	7,56E-01	8,77E-01	8,86E-01			
PM7	3,31E-01	6,65E-01	8,82E-01	8,95E-01	8,76E-01		
PM8	2,33E-01	6,26E-01	9,31E-01	9,48E-01	9,10E-01	9,24E-01	
PM9	6,06E-03	5,28E-02	5,17E-01	5,38E-01	3,90E-01	4,96E-01	5,81E-01

NDWI B	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	7,98E-01						
PL4	6,74E-01	3,13E-01					
PL5	4,72E-01	1,48E-01	8,80E-01				
PL6	9,49E-01	7,76E-01	6,82E-01	4,91E-01			
PL7	8,27E-01	4,93E-01	8,56E-01	7,65E-01	8,26E-01		
PL8	9,09E-01	9,18E-01	4,47E-01	2,40E-01	8,90E-01	6,44E-01	
PL9	3,13E-01	7,81E-02	7,91E-01	9,16E-01	3,34E-01	6,31E-01	1,34E-01

NDWI B	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	8,55E-01						
PM4	9,25E-01	8,54E-01					
PM5	3,40E-01	6,66E-01	3,68E-01				
PM6	8,25E-01	9,43E-01	8,27E-01	6,73E-01			
PM7	8,85E-01	9,28E-01	8,81E-01	5,51E-01	9,04E-01		
PM8	8,20E-01	9,33E-01	8,21E-01	6,65E-01	9,16E-01	8,97E-01	
PM9	8,27E-02	2,75E-01	1,03E-01	8,01E-01	3,04E-01	2,08E-01	3,07E-01

NDWI C	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	1,00						
PL4	1,00	1,00					
PL5	9,80E-01	9,58E-01	9,96E-01				
PL6	9,96E-01	9,99E-01	9,80E-01	6,95E-01			
PL7	9,98E-01	1,00	9,89E-01	7,52E-01	1,00		
PL8	8,51E-01	9,07E-01	7,24E-01	2,54E-01	9,97E-01	9,94E-01	
PL9	5,28E-02	7,76E-02	2,63E-02	1,84E-03	3,03E-01	2,54E-01	7,52E-01

NDWI C	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	8,00E-01						
PM4	6,28E-01	2,89E-01					
PM5	6,64E-01	9,03E-01	1,53E-01				
PM6	9,08E-01	6,83E-01	7,73E-01	5,05E-01			
PM7	9,12E-01	7,46E-01	6,95E-01	5,89E-01	9,24E-01		
PM8	5,45E-01	2,20E-01	9,16E-01	1,07E-01	7,00E-01	6,18E-01	
PM9	5,69E-01	2,26E-01	9,31E-01	1,06E-01	7,30E-01	6,43E-01	9,35E-01

PRI A	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	1,48E-01						
PL4	9,44E-02	9,40E-01					
PL5	6,31E-01	6,51E-01	5,67E-01				
PL6	4,54E-03	5,81E-01	6,76E-01	1,11E-01			
PL7	4,55E-01	7,95E-01	7,39E-01	8,91E-01	2,26E-01		
PL8	8,55E-01	3,69E-01	2,78E-01	8,60E-01	2,40E-02	7,33E-01	
PL9	5,58E-01	7,16E-01	6,45E-01	9,20E-01	1,53E-01	9,10E-01	8,14E-01

PRI A	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	7,60E-01						
PM4	8,83E-01	9,15E-01					
PM5	6,24E-03	7,28E-02	2,76E-02				
PM6	2,84E-02	2,09E-01	9,67E-02	8,92E-01			
PM7	5,37E-01	1,36E-01	2,85E-01	1,71E-05	2,00E-04		
PM8	5,11E-01	8,96E-01	7,60E-01	2,17E-01	4,46E-01	4,07E-02	
PM9	8,68E-01	9,27E-01	9,44E-01	3,32E-02	1,12E-01	2,57E-01	7,88E-01

PRI B	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	3,54E-01						
PL4	7,82E-01	8,30E-02					
PL5	7,76E-01	7,21E-01	4,32E-01				
PL6	5,61E-01	8,96E-01	1,92E-01	8,87E-01			
PL7	7,15E-01	6,16E-02	9,31E-01	3,53E-01	1,47E-01		
PL8	8,91E-01	5,14E-01	6,58E-01	8,99E-01	7,40E-01	5,69E-01	
PL9	8,76E-01	5,09E-01	6,52E-01	8,79E-01	7,24E-01	5,70E-01	9,28E-01

PRI B	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	9,08E-01						
PM4	9,08E-01	9,16E-01					
PM5	3,49E-01	3,65E-01	3,87E-01				
PM6	9,04E-01	9,07E-01	9,02E-01	2,76E-01			
PM7	9,18E-01	9,26E-01	9,30E-01	4,16E-01	9,05E-01		
PM8	9,14E-01	9,26E-01	9,32E-01	4,76E-01	8,92E-01	9,52E-01	
PM9	5,38E-01	5,60E-01	5,87E-01	8,84E-01	4,49E-01	6,29E-01	7,03E-01

PRI C	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	9,19E-01						
PL4	9,21E-01	9,17E-01					
PL5	9,06E-01	8,99E-01	9,11E-01				
PL6	5,22E-01	5,73E-01	4,93E-01	4,69E-01			
PL7	8,97E-01	8,75E-01	9,12E-01	9,05E-01	3,19E-01		
PL8	8,21E-01	7,87E-01	8,41E-01	8,43E-01	2,15E-01	9,28E-01	
PL9	7,57E-01	7,17E-01	7,82E-01	7,88E-01	1,56E-01	8,98E-01	9,27E-01

PRI C	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	8,93E-01						
PM4	8,35E-01	7,08E-01					
PM5	3,43E-01	5,07E-01	1,18E-01				
PM6	4,90E-01	6,52E-01	2,12E-01	8,92E-01			
PM7	9,06E-01	8,20E-01	9,28E-01	1,90E-01	3,15E-01		
PM8	7,58E-01	6,02E-01	9,27E-01	6,78E-02	1,37E-01	8,88E-01	
PM9	9,29E-01	8,79E-01	8,87E-01	2,71E-01	4,15E-01	9,40E-01	8,25E-01

SIPI A	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	8,49E-01						
PL4	4,11E-01	7,07E-01					
PL5	8,52E-01	6,22E-01	1,67E-01				
PL6	5,03E-01	7,80E-01	9,46E-01	2,30E-01			
PL7	9,02E-01	7,45E-01	2,85E-01	8,97E-01	3,64E-01		
PL8	9,03E-01	9,02E-01	5,66E-01	7,42E-01	6,53E-01	8,33E-01	
PL9	8,68E-01	6,57E-01	1,95E-01	9,23E-01	2,61E-01	9,05E-01	7,69E-01

SIPI A	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	5,50E-01						
PM4	8,93E-01	7,31E-01					
PM5	3,33E-01	8,92E-01	4,96E-01				
PM6	5,69E-01	9,38E-01	7,32E-01	8,57E-01			
PM7	2,28E-01	8,18E-01	3,66E-01	9,04E-01	7,82E-01		
PM8	9,14E-01	6,36E-01	9,24E-01	4,02E-01	6,47E-01	2,83E-01	
PM9	8,86E-01	7,42E-01	9,34E-01	5,09E-01	7,40E-01	3,78E-01	9,20E-01

SIPI B	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	9,36E-01						
PL4	8,10E-01	7,80E-01					
PL5	8,64E-01	8,88E-01	5,62E-01				
PL6	8,42E-01	8,67E-01	5,45E-01	9,27E-01			
PL7	4,55E-01	4,99E-01	1,55E-01	7,26E-01	7,27E-01		
PL8	2,96E-01	3,35E-01	7,30E-02	5,80E-01	5,91E-01	9,08E-01	
PL9	1,20E-01	1,42E-01	1,99E-02	3,20E-01	3,41E-01	7,67E-01	8,77E-01

SIPI B	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	6,44E-01						
PM4	8,56E-01	4,03E-01					
PM5	5,60E-01	9,26E-01	3,37E-01				
PM6	9,28E-01	7,34E-01	8,20E-01	6,47E-01			
PM7	7,15E-01	1,99E-01	8,59E-01	1,60E-01	6,44E-01		
PM8	7,94E-01	2,53E-01	9,03E-01	2,03E-01	7,33E-01	9,30E-01	
PM9	7,08E-01	1,80E-01	8,59E-01	1,44E-01	6,33E-01	9,30E-01	9,36E-01

SIPI C	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
PL3	9,23E-01						
PL4	6,96E-01	7,46E-01					
PL5	8,80E-01	9,04E-01	8,80E-01				
PL6	7,68E-01	8,12E-01	9,23E-01	9,15E-01			
PL7	8,68E-01	8,36E-01	4,65E-01	7,11E-01	5,52E-01		
PL8	4,99E-01	4,37E-01	1,04E-01	2,56E-01	1,49E-01	7,23E-01	
PL9	8,83E-01	8,53E-01	4,99E-01	7,41E-01	5,88E-01	9,15E-01	6,92E-01

SIPI C	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8
PM3	4,55E-01						
PM4	9,17E-01	5,89E-01					
PM5	4,16E-01	9,35E-01	5,47E-01				
PM6	9,31E-01	5,33E-01	9,32E-01	4,93E-01			
PM7	9,07E-01	5,71E-01	9,17E-01	5,32E-01	9,20E-01		
PM8	7,37E-01	8,60E-02	6,14E-01	7,55E-02	6,68E-01	6,21E-01	
PM9	7,52E-01	1,22E-01	6,39E-01	1,07E-01	6,89E-01	6,47E-01	9,31E-01

Annexe 3 : Résultats post-hoc de Friedman – Différences entre les types de peuplements

NDVI	A	B	C
2	7,02E-01	1,00	8,26E-01
3	1,00	9,95E-01	9,74E-01
4	5,69E-02	1,94E-02	7,50E-04
5	4,33E-01	6,21E-01	5,77E-01
6	1,00	1,00	2,28E-01
7	1,00	9,90E-01	1,00
8	6,93E-01	1,00	8,93E-01
9	9,87E-01	9,99E-01	9,12E-01

NDWI	A	B	C
2	3,56E-02	8,85E-01	1,00
3	1,00	4,04E-03	7,53E-01
4	9,57E-01	1,00	3,60E-04
5	9,40E-01	7,51E-01	9,66E-01
6	1,03E-01	2,55E-01	1,00
7	1,00	1,00	1,00
8	7,34E-01	2,63E-02	9,97E-01
9	1,00	1,65E-01	9,84E-01

PRI	A	B	C
2	6,98E-01	1,00	1,00
3	1,25E-01	4,31E-02	9,85E-01
4	2,89E-01	1,00	1,00
5	2,90E-05	2,10E-04	3,20E-05
6	2,20E-13	4,95E-01	9,99E-01
7	7,44E-01	1,00	1,00
8	9,96E-01	6,05E-01	1,00
9	1,00	7,20E-04	5,58E-01

SIPI	A	B	C
2	6,00E-01	9,21E-01	4,31E-01
3	9,94E-01	1,00E+00	1,00E+00
4	7,80E-04	1,78E-02	2,07E-03
5	9,67E-01	9,96E-01	1,00E+00
6	3,10E-01	1,00E+00	3,44E-03
7	9,74E-01	1,00E+00	1,00E+00
8	4,74E-01	1,00E+00	9,87E-01
9	1,00E+00	1,00E+00	4,47E-02

Annexe 4 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le NDVI

	Comparaison des passages			51	52	53
	PL	A vs B	-	-	-	-
A vs C		< 0,05	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
B vs C		-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PM	A vs B	-	-	-	-	-
	A vs C	-	< 0,001	-	-	-
	B vs C	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Comparaison des latitudes			A	B	C
	PL	51 vs 52	< 0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001
51 vs 53		-	< 0,05	-	-	-
52 vs 53		-	-	-	< 0,05	< 0,05
PM	51 vs 52	< 0,001	< 0,05	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	51 vs 53	-	-	-	-	-
	52 vs 53	-	-	-	-	-
	Comparaison des peuplements			A	B	C
	PL vs PM	51	-	-	-	-
52		-	-	-	-	-
53		-	-	-	-	-

		Passages	PL	PM
		A vs B	-	-
		A vs C	< 0,001	< 0,001
		B vs C	< 0,001	< 0,001
PL vs PM	A		-	-
	B		-	-
	C		< 0,05	-

		Latitudes	PL	PM
		51 vs 52	< 0,001	< 0,001
		51 vs 53	< 0,001	< 0,001
		52 vs 53	< 0,01	-
PL vs PM	51		-	-
	52		-	-
	53		-	-

Annexe 5 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le NDWI

	Comparaison des passages	51	52	53
	PL	A vs B	-	-
A vs C		< 0,001	< 0,001	< 0,01
B vs C		< 0,001	-	< 0,001
PM	A vs B	-	-	< 0,01
	A vs C	< 0,001	< 0,05	< 0,001
	B vs C	-	-	-
	Comparaison des latitudes	A	B	C
	PL	51 vs 52	-	< 0,05
51 vs 53		-	< 0,05	-
52 vs 53		-	-	-
PM	51 vs 52	-	-	-
	51 vs 53	< 0,01	-	< 0,001
	52 vs 53	< 0,05	-	-
	Comparaison des peuplements	A	B	C
	PL vs PM	51	-	< 0,05
52		< 0,05	-	-
53		-	< 0,01	-

		Passages	PL	PM
		A vs B	-	< 0,001
		A vs C	< 0,001	< 0,001
		B vs C	< 0,001	-
PL vs PM	A		-	
	B		< 0,001	
	C		-	

		Latitudes	PL	PM
		51 vs 52	< 0,001	< 0,01
		51 vs 53	< 0,001	< 0,001
		52 vs 53	-	< 0,01
PL vs PM	51		-	
	52		< 0,001	
	53		-	

Annexe 6 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le PRI

	Comparaison des passages	51	52	53
	PL	A vs B	-	-
A vs C		< 0,001	-	< 0,001
B vs C		< 0,001	-	-
PM	A vs B	-	< 0,05	-
	A vs C	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	B vs C	< 0,001	-	< 0,01
	Comparaison des latitudes	A	B	C
	PL	51 vs 52	-	-
51 vs 53		-	-	-
52 vs 53		-	-	-
PM	51 vs 52	< 0,001	-	< 0,001
	51 vs 53	-	-	-
	52 vs 53	-	-	-
PL vs PM	Comparaison des peuplements	A	B	C
	51	-	< 0,05	-
	52	< 0,001	< 0,05	< 0,05
	53	-	-	-

		Passages	PL	PM
		A vs B	-	-
		A vs C	< 0,001	< 0,001
		B vs C	< 0,001	< 0,001
PL vs PM	A		< 0,001	
	B		< 0,001	
	C		< 0,001	

		Latitudes	PL	PM
		51 vs 52	-	< 0,001
		51 vs 53	-	-
		52 vs 53	-	< 0,001
PL vs PM	51		-	
	52		< 0,001	
	53		< 0,05	

Annexe 7 : Résultats des tests post-hoc de Tukey et Kramer (Nemenyi) pour le SIPI

	Comparaison des passages			51	52	53
	PL	A vs B	-	-	-	-
A vs C		< 0,001	< 0,01	< 0,05		
B vs C		-	-	< 0,001		
PM	A vs B	-	-	-	-	-
	A vs C	< 0,001	< 0,01	-		
	B vs C	< 0,001	< 0,001	< 0,001		
	Comparaison des latitudes			A	B	C
	PL	51 vs 52	-	< 0,001	< 0,001	
51 vs 53		-	< 0,001	-		
52 vs 53		-	-	-		
PM	51 vs 52	-	< 0,05	< 0,01		
	51 vs 53	-	< 0,05	< 0,01		
	52 vs 53	-	-	-		
	Comparaison des peuplements			A	B	C
	PL vs PM	51	-	-	-	
52		-	-	< 0,001		
53		-	-	-		

		Passages	PL	PM
		A vs B	-	-
		A vs C	< 0,001	< 0,001
		B vs C	< 0,001	< 0,001
PL vs PM	A		< 0,01	
	B		-	
	C		< 0,001	

		Latitudes	PL	PM
		51 vs 52	< 0,001	< 0,001
		51 vs 53	< 0,001	< 0,001
		52 vs 53	-	-
PL vs PM	51		-	
	52		< 0,001	
	53		< 0,05	

Annexe 8 : Red-edges – Résultats des tests de Student bilatéraux

A - PL	2	3	4	5	6	7	8	A - PM	2	3	4	5	6	7	8
3	-	-	-	-	-	-	-	3	< 0,001	-	-	-	-	-	-
4	< 0,05	< 0,05	-	-	-	-	-	4	-	< 0,001	-	-	-	-	-
5	-	-	< 0,01	-	-	-	-	5	-	< 0,001	-	-	-	-	-
6	< 0,001	< 0,001	-	< 0,001	-	-	-	6	< 0,01	< 0,001	< 0,05	< 0,001	-	-	-
7	-	-	< 0,001	-	< 0,001	-	-	7	-	< 0,001	-	-	< 0,01	-	-
8	-	-	< 0,01	-	< 0,001	-	-	8	-	< 0,001	-	-	< 0,01	-	-
9	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,01	< 0,01	< 0,001	9	< 0,05	< 0,001	< 0,05	-	< 0,001	-	-

B - PL	2	3	4	5	6	7	8	B - PM	2	3	4	5	6	7	8
3	-	-	-	-	-	-	-	3	< 0,05	-	-	-	-	-	-
4	< 0,05	-	-	-	-	-	-	4	< 0,01	< 0,001	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	5	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	6	-	< 0,001	< 0,05	< 0,001	-	-	-
7	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	7	< 0,001	< 0,001	-	< 0,01	< 0,01	-	-
8	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	8	-	< 0,01	-	< 0,001	-	< 0,05	-
9	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	9	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001

C - PL	2	3	4	5	6	7	8	C - PM	2	3	4	5	6	7	8
3	-	-	-	-	-	-	-	3	< 0,01	-	-	-	-	-	-
4	< 0,05	< 0,001	-	-	-	-	-	4	-	< 0,001	-	-	-	-	-
5	-	-	< 0,001	-	-	-	-	5	-	< 0,001	-	-	-	-	-
6	-	< 0,05	< 0,05	-	-	-	-	6	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	-
7	-	-	< 0,01	-	-	-	-	7	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	-
8	< 0,01	-	< 0,001	< 0,05	-	< 0,05	-	8	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	-
9	-	< 0,05	< 0,05	-	-	-	< 0,01	9	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-	-

Placettes	A	B	C
2	< 0,001	< 0,01	-
3	< 0,01	-	< 0,01
4	< 0,001	< 0,001	< 0,001
5	< 0,001	< 0,001	-
6	< 0,001	< 0,001	< 0,001
7	< 0,001	< 0,05	< 0,001
8	< 0,001	-	< 0,001
9	< 0,05	< 0,001	< 0,001

		Comparaison des passages		
		51	52	53
PL	A vs B	-	-	-
	A vs C	-	< 0,05	< 0,05
	B vs C	-	< 0,01	< 0,001
PM	A vs B	-	-	-
	A vs C	-	-	-
	B vs C	-	-	-
		Comparaison des latitudes		
		A	B	C
PL	51 vs 52	< 0,05	< 0,001	-
	51 vs 53	-	< 0,001	-
	52 vs 53	-	-	-
PM	51 vs 52	-	-	-
	51 vs 53	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	52 vs 53	< 0,01	< 0,001	< 0,01
		Comparaison des peuplements		
		A	B	C
PL vs PM	51	< 0,05	-	< 0,05
	52	< 0,001	< 0,001	< 0,01
	53	-	-	-
Total		< 0,05		

		Passages	PL	PM
		A vs B	-	-
		A vs C	-	-
		B vs C	-	-
PL vs PM	A		< 0,001	
	B		< 0,01	
	C		-	

		Latitudes	PL	PM
		51 vs 52	< 0,05	-
		51 vs 53	-	-
		52 vs 53	-	-
PL vs PM	51		-	
	52		< 0,001	
	53		-	