

JOSEPH MOISAN-DE SERRES

**INFLUENCE DU PAYSAGE DE BLEUETIÈRES SUR
LES COMMUNAUTÉS DE POLLINISATEURS
INDIGÈNES DU LAC-ST-JEAN ET ÉVALUATION
DU POTENTIEL DE POLLINISATION DES
POLLINISATEURS DU BLEUET NAIN**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie végétale
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.)

DÉPARTEMENT DE PHYTOLOGIE
FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2013

Résumé

La pollinisation entomophile est un service écosystémique essentiel à la productivité de nombreuses cultures. Dans les agroécosystèmes, on observe généralement une diminution des pollinisateurs indigènes lorsqu'on s'éloigne des milieux naturels. Dans cette étude, nous avons évalué l'effet des milieux naturels et semi-naturels sur l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs indigènes dans les bleuetières au Lac-St-Jean. Nos résultats démontrent que les pollinisateurs sont peu influencés par ces habitats, puisqu'ils sont majoritairement des nicheurs de sol, dépendant peu des zones boisées pour leur nidification. En revanche, on retrouve une abondance et une richesse spécifique supérieure en périphérie des bordures de forêt, étant donné qu'on y retrouve une disponibilité accrue en ressources nutritionnelles attrayantes pour ces insectes. De plus, ce projet a permis d'identifier des espèces possédant un meilleur potentiel de pollinisation, dû à leur grande capacité de transport de pollen et de leur spécificité vis-à-vis la fleur de *Vaccinium angustifolium*.

Abstract

Insect pollination represents a critical ecosystem service in lowbush blueberry production. Abundance and species richness are often negatively affected by increasing distance from forest remnants in agroecosystems. In this study, we evaluated the effect of natural and semi-natural habitats on abundance and species richness of native pollinators in blueberry fields in Lac-St-Jean. Our results demonstrated that native pollinators are more or less influenced by these habitats since most species are ground-nesting and therefore not depending on forest remnants to fulfill their nesting needs. By contrast, forest borders had an attractive effect on both abundance and species richness at its periphery, probably because the higher availability of nutritional resources attracted native pollinators. In addition, this project allowed us to identify species with greater pollination potential by evaluating their respective pollen carrying capacities and specificity toward *Vaccinium angustifolium* flowers.

Avant-Propos

Les chapitres II et III de ce mémoire sont présentés sous formes d'articles scientifiques en anglais et seront soumis pour publication dans une revue avec révision par les pairs. L'ensemble des éléments nécessaires à la production de ce mémoire, tel que la récolte des données, l'identification des spécimens récoltés, l'analyse des résultats ainsi que la rédaction de l'ensemble des textes sont issus du candidat. Valérie Fournier (directrice) et Madeleine Chagnon (co-directrice) ont collaboré aux manuscrits par leurs corrections et suggestions, permettant l'amélioration des textes présentés dans ce mémoire.

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier ma directrice Valérie Fournier et ma co-directrice Madeleine Chagnon pour m'avoir offert leur confiance tout au long de ma maîtrise et pour m'avoir initié au merveilleux monde de la pollinisation.

Je désire aussi exprimer ma reconnaissance envers Martine Bernier et Andrée Rousseau pour leur aide dans la récolte de données autant au laboratoire que sur le terrain. Je souhaite aussi remercier Mélissa Girard sans qui l'identification du pollen aurait été impossible. Aux dames nommées précédemment je souhaite ajouter Marine Marel, Émilie Lemaire, Paola Magallón et Salma Taktek pour leur « support » lors des longues heures passées devant mon binoculaire. Je tiens aussi à remercier Jean-Frédéric Guay pour son aide remarquable pour plusieurs éléments logistiques du laboratoire. Je dois aussi souligner l'aide précieuse de mon grand-père Gilles Moisan qui m'a grandement aidé lors de la préparation des pièges.

Pour m'avoir initié au monde de la recherche universitaire en entomologie et pour ses savants conseils, je tiens à remercier Conrad Cloutier. Merci à Gaétan Daigle pour son aide substantielle lors des analyses statistiques. Je tiens à remercier tout particulièrement ceux qui m'ont transmis une partie de leurs connaissances taxonomiques en plus de me transmettre leur grande passion pour les insectes pollinisateurs soit Cory Sheffield, Jason Gibbs, Jeffrey Skevington, Christian Thompson, Andrew Young et Gil Miranda.

Sans la coopération des producteurs de bleuets du Lac-St-Jean, ce projet aurait été impossible et c'est pourquoi je désire souligner le soutien et la collaboration des coopératives d'Albanel, de St-Eugène, de Girardville, de Notre-Dame-de-Lorette et de St-Augustin ainsi que M. Rénald Lavoie qui ont tous accepté que j'aie prélevé de précieux pollinisateurs dans leur champs. Je désire aussi remercier Véronique Moreau du Club Conseil Bleuets et Andrée Tremblay du MAPAQ pour leur aide dans la sélection des sites d'échantillonnage.

Je suis aussi très redevable envers mes amis qui, malgré leurs multiples taquineries au sujet de ma passion pour les insectes, m'ont permis de continuer en dépit des embuches rencontrées. « Guys, you're crazy... and this is how I want you to be... ».

Je ne saurais oublier celle qui a été près de moi au courant des dernières années et tout au long de mon séjour aux études graduées. Geneviève m'a supporté au travers de mes angoisses et m'a permis de garder le moral dans les moments les plus difficiles.

En terminant, il serait impensable de ne pas remercier ceux qui ont fait de moi ce que je suis, ma famille. Vous plus que quiconque savez à quel point je suis parti de loin pour arriver ici. Sachez que sans vous, rien de tout cela n'aurait été possible. Je tiens à remercier tout particulièrement mon père et ma mère qui ont toujours été présents pour moi, dans les bons coups, comme dans les mauvais. Vous m'avez soutenu, vous m'avez encouragé, vous m'avez stimulé, mais vous m'avez surtout poussé à continuer dans un monde qui n'était pas tout à fait taillé sur mesure pour moi, celui de l'éducation. Merci, merci mille fois.

À Jocelyne et Gaston

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Abstract.....	ii
Avant-Propos	iii
Remerciements.....	iv
Liste des tableaux.....	ix
Liste des figures	x
Introduction générale	1
Chapitre I : État des connaissances.....	2
1.1 Services écosystémiques.....	3
1.2 Intensification des pratiques agricoles.....	4
1.3 L’abeille domestique.....	5
1.3.1 Déclin du nombre de colonies d’abeille domestique.....	6
1.4 Les pollinisateurs indigènes.....	9
1.4.1 Diversité des pollinisateurs.....	9
1.4.2 Importance de la diversité pollinisatrice.....	10
1.4.3 Efficacité des pollinisateurs indigènes.....	12
1.4.4 Problématique des pollinisateurs indigènes.....	14
1.4.5 Types de nicheurs	16
1.5 Importance du paysage pour les pollinisateurs	18
1.6 Le bleuet nain.....	20
1.6.1 La culture du bleuet nain	21
1.6.1.1 Régie des insectes nuisibles.....	22
1.6.1.2 Régie des plantes nuisibles	22
1.6.2 Pollinisation dans la culture du bleuet nain	23
1.6.3 Études antérieures portant sur les pollinisateurs au Lac-St-Jean.....	25
1.6.4 Les haies brise-vent	26
1.7 Problématique	27
1.8 Hypothèse générale et objectifs du projet.....	27
Chapitre II: Influence of windbreaks and forest borders on abundance and species richness of native pollinators in lowbush blueberries in Québec	29
Résumé.....	30
Abstract.....	31
2.1 Introduction.....	32
2.2 Materials and methods	34
2.2.1 Study area	34
2.2.2 Experimental design	35
2.2.3 Statistical analyses	37
2.3 Results.....	37
2.4 Discussion.....	42
2.4.1 Forest border	43

2.4.2 Windbreaks.....	44
2.4.3 Nesters' dependence on forested areas.....	45
2.4.4 Blueberry fields as a suitable nesting environment.....	47
2.5 References cited	49
Chapitre III: Pollen carrying capacities and specificity of lowbush blueberry native pollinators in Quebec	55
Résumé	56
Abstract	57
3.1 Introduction	58
3.2 Material and methods	60
3.2.1 Study area	60
3.2.2 Pollinator sampling	61
3.3.3 Pollen analyses	61
3.3.4 Statistical analyses.....	63
3.4 Results	63
3.4.1 Pollen carrying capacity	63
3.4.2 Blueberry pollen specificity	65
3.4.3 Alternative foraging plants.....	66
3.5 Discussion	67
3.5.1 Pollen carrying capacities.....	67
3.5.2 Blueberry pollen specificity	68
Chapitre IV : Conclusion générale	75
Bibliographie	82
Annexes.....	97

Liste des tableaux

Tableau 1. Liste des espèces de pollinisateurs collectées à l'aide de pièges-bols dans les quatre traitements de zones boisées	101
Tableau 2. Taxons de pollen récoltés par les pollinisateurs indigènes dans les cultures de bleuets nains avec leur abondance relative (%) ainsi que le nombre de spécimens sur lesquels ils ont été collectés.	105
Tableau 3. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs en bleuetière	106
Tableau 4 . Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs en bleuetière	107
Tableau 5. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs nicheurs de sol en bleuetières	108
Tableau 6. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs nicheurs de sol en bleuetière.....	109
Tableau 7. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs nicheurs de cavités en bleuetière.....	110
Tableau 8. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs nicheurs de cavités en bleuetières	110
Tableau 9. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs non-nicheurs en bleuetières	111
Tableau 10. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs non-nicheurs en bleuetières	112

Liste des figures

Figure 1. Mean abundance of pollinators/site for each treatment	38
Figure 2. Abundance (a) and species richness (b) of pollinators for the four treatments as a function of the distance from the field edge.....	39
Figure 3. Abundance (a) and species richness (b) of ground-nesters for the four treatments as a function of distance from the field edge.	40
Figure 4. Abundance of cavity-nesters as a function of treatment.	41
Figure 5. Abundance a) and species richness b) of cavity-nesters as a function of distance.	41
Figure 6. Abundance (a) and species richness (b) of non-nesters for the four treatments as a function of the distance for the field hedge.....	42
Figure 7. Average number of pollen grains transported by 19 species of pollinators in lowbush blueberry fields	65
Figure 8. Percentage of <i>Vaccinium</i> pollen collected by 19 species of pollinators in lowbush blueberry fields.....	66
Figure 9. Carte de distribution de <i>Vaccinium angustifolium</i>	97
Figure 10. Schéma représentant la disposition des pièges-bols pour la collecte des pollinisateurs pour l'année 2010.....	98
Figure 11. Photographie d'un brise-vent composé d'une rangée d'arbres.....	99
Figure 12. Photographie d'un brise-vent composé de deux rangées d'arbres.	99
Figure 13. Photographie d'un brise-vent naturel.	100
Figure 14. Photographie d'une forêt bordant une culture de bleuet.....	100

Introduction générale

La pollinisation d'un grand nombre d'espèces d'importance commerciale représente un service écosystémique de premier ordre pour l'agriculture moderne. Les insectes sont sans nul doute les principaux vecteurs de transfert du pollen dans les agroécosystèmes et c'est pourquoi ils sont indispensables à la productivité de ceux-ci. L'abeille domestique (*Apis mellifera* L. Hymenoptera : Apidae) a été largement utilisée pour la pollinisation des cultures, à cause de plusieurs caractéristiques facilitant sa domestication. Par contre, une crainte croissante face à la perte continue du nombre de colonies d'*A. mellifera* laisse envisager une pénurie de pollinisateurs et donc une baisse généralisée de la productivité des agroécosystèmes. Les besoins en insectes pollinisateurs sont particulièrement indispensables dans les cultures de petits fruits telles que le bleuet nain, compte tenu de l'autostérilité de cette espèce.

La recherche d'une source de pollinisation entomophile plus stable et plus efficace que celle apportée par l'abeille domestique a fait renaître un intérêt marqué pour les pollinisateurs indigènes. Bien que ces derniers subissent aussi certains contrecoups de notre gestion des agroécosystèmes, ils possèdent certains avantages non négligeables qui pourraient s'avérer salvateurs pour l'industrie du bleuet, particulièrement pour la pollinisation des premières fleurs. En revanche, une quantité limitée d'informations est disponible quant à leur dépendance face aux écosystèmes naturels, ce qui complique les processus de gestion de ces insectes indigènes. L'acquisition de connaissances relatives au potentiel de pollinisation de ces espèces représente donc un argument de taille dans l'adoption de mesures de protection des ces pollinisateurs hautement bénéfiques.

Les objectifs de ce projet de recherche sont donc d'évaluer l'influence des différentes composantes du paysage de bleuetière sur l'entomofaune pollinisatrice au Lac-St-Jean ainsi que de mesurer le potentiel de pollinisation des espèces retrouvées dans ce milieu. Une présentation des connaissances disponibles sur le sujet sera suivie des résultats obtenus dans le cadre de cette étude et qui seront présentés sous forme d'articles scientifiques.

Chapitre I : État des connaissances

1.1 Services écosystémiques

Une grande variété d'interactions a lieu entre les diverses composantes d'un milieu, qu'il soit naturel ou agricole. Des services tels que la filtration et la purification de l'eau, l'assainissement des sols ainsi que le recyclage des nutriments sont principalement le résultat de l'activité biologique d'espèces végétales (Kremen, 2005; Zedler et Kercher, 2005). Par contre, plusieurs services écologiques résultent des interactions avec différents phylum d'arthropodes. On retrouve notamment le contrôle d'espèces ravageuses par les prédateurs naturels (Naylor et Erlich, 1997; Ostman *et al.*, 2003), la dégradation de la matière organique et le recyclage de nutriments par les décomposeurs et les espèces coprophages (Lavelle *et al.*, 2006; Nichols *et al.*, 2008), ainsi que la pollinisation par un grand nombre d'espèces anthophiles (De Marco et Coelho, 2004; Kremen et Chaplin-Kramer, 2007).

Ces relations écologiques primordiales sont donc à considérer lors de l'établissement de cultures à grande échelle, notamment celles impliquant la pollinisation entomophile des espèces cultivées. L'interaction plante-animal est essentielle à la reproduction sexuée des plantes à pollinisation croisée afin d'assurer la production de fruits et de graines. Ce processus a reçu une attention particulière depuis les dernières années puisqu'il représente un service écologique critique au sein des écosystèmes naturels et agricoles (Costanza *et al.*, 1997). Klein *et al.* (2007) ont évalué que 87 des plus importantes cultures pour la consommation humaine sont dépendantes de la pollinisation animale. On considère qu'environ un tiers de la production de nourriture au Canada est dépendante de façon directe ou indirecte de la pollinisation par les insectes (Richards et Kevan, 2002). Une diminution de la capacité des milieux naturels à fournir ce service écosystémique de premier ordre est observé à l'échelle mondiale et l'agriculture est présentée comme étant l'une des principales causes de ce déclin.

1.2 Intensification des pratiques agricoles

L'intensification des pratiques agricoles implique une multitude de modifications dans les régies de cultures des agroécosystèmes. Au courant du dernier siècle, et plus particulièrement des soixante dernières années, ces modifications se sont principalement traduites par une augmentation importante de l'ajout de fertilisants chimiques favorisant le développement accéléré des plantes produites (Bumb et Baanante, 1996; Byrnes et Bumb, 1998) et par l'utilisation de pesticides (Pimentel, 1973; Pimentel et Edwards, 1982; Zilberman *et al.*, 1991). La majorité des pesticides utilisés en agriculture visent la réduction de plantes indésirables au sein de l'agroécosystème, et ce, dans le but d'isoler et d'homogénéiser le paysage agricole en conservant la seule espèce cultivée. D'autre part, l'utilisation des pesticides vise l'extermination d'arthropodes s'attaquant à l'espèce végétale mise en culture. Compte tenu des techniques d'épandage imprécises et des molécules souvent peu spécifiques utilisées pour contrer les espèces indésirables, il est extrêmement difficile pour les agriculteurs d'atteindre uniquement les espèces réellement nuisibles. Seulement une infime fraction des pesticides appliqués pour le contrôle des espèces nuisibles atteignent leur cible (Pimentel et Levitan, 1986; Pimentel, 1995). La dérive de ces molécules, que ce soit pour les herbicides, les insecticides ou les acaricides, nuit de façon importante à certains organismes bénéfiques à l'agroécosystème et diminue donc l'importance des services écosystémiques.

En plus de l'effet délétère des pesticides sur les organismes non ciblés, l'intensification de l'agriculture cause de nombreux torts aux écosystèmes en provoquant la destruction et la fragmentation d'habitats naturels. L'isolation des populations animales et végétales occasionne des torts importants à celles-ci en favorisant la dérive génétique, la dépression endogamique et peut même mener à l'extinction des très petites populations (Kearns *et al.*, 1998).

1.3 L'abeille domestique

Depuis la prise de conscience relative à l'importance de la pollinisation, les producteurs agricoles, particulièrement ceux des cultures de fruits et de légumes, se fient sur une seule espèce pour la quasi-totalité de la pollinisation de leurs cultures, soit l'abeille domestique (Westerkamp et Gottsberger, 2000). Malgré plusieurs rapports indiquant le contraire, on attribue trop souvent encore l'intégralité de la pollinisation à l'abeille domestique (Batra, 1995; Kearns *et al.*, 1998). Toutefois, il a été démontré qu'individuellement, l'abeille domestique est un piètre pollinisateur de la grande majorité des espèces fruitières et maraîchères, compte tenu de sa morphologie et de ses méthodes de récolte du pollen et du nectar (Westerkamp, 1991). Une des raisons qui fait que la morphologie d'*A. mellifera* n'est pas adéquate pour tous les types de fleur est son uniformité. Selon Waddington (1989), les abeilles domestiques doivent posséder une taille très uniforme pour être en mesure d'indiquer clairement aux autres membres de la colonie la localisation exacte des sources de nectar lors de la danse de communication. Bien qu'utile pour communiquer entre elles, cette particularité des abeilles ne permettra pas une pollinisation efficace de nombreuses fleurs, dont la taille varie fortement selon l'espèce végétale.

Évidemment, l'utilisation de l'abeille domestique comporte aussi certains avantages indéniables par rapport aux autres types de pollinisateurs. On sait qu'*Apis mellifera* possède une capacité de déplacement pouvant atteindre 12 km (von Frisch, 1967). Cette caractéristique lui permet donc de polliniser des fleurs séparées de la colonie par une très grande distance, dans le cas d'un agroécosystème très étendu. De plus, le nombre de butineuses que procure une seule ruche d'abeilles doit aussi être pris en considération. Dans le cas d'une ruche comportant 60 000 individus, près de la moitié (30 000) participe à la récolte des ressources (Boucher *et al.*, 2011), ce qui représente un effort de pollinisation extrêmement important pouvant se traduire par une augmentation de production très bénéfique pour un producteur agricole. Certaines études conduites dans des bleuetières ont démontré l'intérêt de l'utilisation d'*A. mellifera* pour la pollinisation de cette culture. Aras

et al. (1996) ont observé une relation positive entre la densité d'abeilles, la mise à fruit, la production de graines et la taille des fruits. Lomond et Larson (1983) ont, quant à eux, évalué l'intérêt d'introduire des ruches d'abeilles dans les cultures de bleuets côtiers dans les maritimes, compte tenu des populations de pollinisateurs indigènes très réduites dans ces endroits. Ils ont observé une augmentation de la mise à fruits de 38,5 % lors de l'introduction d'*Apis mellifera* à une densité de 1,7 colonies/ha. Ces observations démontrent que l'abeille domestique s'avère un allié de taille dans la production de petits fruits tel que le bleuets nain et suggèrent que l'abondance de ce pollinisateur peut compenser son manque d'efficacité individuelle (Javorek *et al.*, 2002). En effet

1.3.1 Déclin du nombre de colonies d'abeille domestique

Cependant, un problème d'un tout autre ordre touche ce pollinisateur depuis la moitié du dernier siècle. Il s'agit de la constante diminution du nombre de colonies d'*A. mellifera* à l'échelle mondiale (Ellis *et al.*, 2010; Neumann et Carreck, 2010; Potts *et al.*, 2010). Plusieurs éléments ont été mis en accusation pour l'hécatombe qui touche ce pollinisateur, notamment l'augmentation de la présence de plusieurs parasites, l'usage de pesticides ainsi que la diminution de la disponibilité en ressources nutritionnelles.

En effet, l'une des principales raisons évoquées dans le dépérissement de l'abeille domestique, est le fait qu'elle subit une immense pression de la part de l'acarien parasite *Varroa destructor* Anderson et Trueman (Stokstad, 2007). Ce parasite externe de l'abeille lui porte atteinte de deux façons. Premièrement, il se nourrit de l'hémolymphe de ses victimes et peut causer des déficiences du développement pouvant causer la mort de l'individu. Deuxièmement, il est un vecteur important de certaines pathologies telles que le virus cachemirien de l'abeille (Chen *et al.*, 2004), le virus des ailes déformées (Nordstrom, 2003) ainsi que le virus israélien de la paralysie aiguë (Di Prisco *et al.*, 2011). Pour l'instant, peu de remèdes efficaces sont disponibles pour contrer l'effet dévastateur de *V.*

destructor et les traitements chimiques pour contrer ce parasite s'avèrent souvent nocifs pour l'abeille domestique elle-même (Haarmann *et al.*, 2002).

Un second acarien, *Acarapis woodi* Rennie, est un parasite interne se retrouvant dans les trachées de l'abeille domestique, où il se nourrit lui aussi de l'hémolymphe d'*A. mellifera*. En plus d'affaiblir son hôte par le prélèvement de ses fluides internes, il nuit fortement aux transferts gazeux dans les trachées, compromettant grandement la survie de celui-ci (Ritter, 2008). Ce parasite peut se répandre extrêmement rapidement au sein d'une colonie, puisque que la trophallaxie (activité très répandue chez l'abeille domestique consistant en un transfert de nourriture par régurgitation d'un individu à un autre) est son principal moyen de dispersion.

Certains parasites provenant d'autres taxons que les acariens sont aussi maintenant connus pour exacerber la perte des colonies d'abeilles domestiques. La découverte récente d'abeilles infectées par l'endoparasite *Apocephalus borealis* Brues, diptère que l'on croyait spécifique aux genres *Vespula* (Brown, 1993) et *Bombus* (Otterstatter *et al.*, 2002), nous laisse supposer qu'il semble avoir adopté *A. mellifera* comme nouvel hôte (Core *et al.*, 2012). Un des éléments particuliers observés suite au parasitisme par *A. borealis* est que les membres infectés de la colonie vont quitter la ruche au courant de la nuit pour se diriger vers des sources lumineuses. Les causes de la sortie de la ruche sont encore inconnues, mais deux hypothèses sont présentement avancées, la première étant que les autres membres de la colonie évincent leur consœur infectée pour éviter la contamination. La seconde serait que le parasite induit des comportements particuliers à son hôte, comme c'est le cas chez plusieurs autres espèces du genre *Mesophora*.

L'augmentation de l'usage de pesticides est aussi accusée de nuire fortement à la santé des colonies d'abeilles domestiques (Johnson *et al.*, 2010). Les effets nocifs et délétères de ces molécules ont été largement étudiés au courant des dernières décennies et plusieurs conséquences directes de l'exposition aux pesticides ont été révélées. On recense

notamment des incapacités de vol, des danses de communication anormales, une diminution du développement des colonies, ainsi que la mort directe des individus exposés (Johansen, 1977; Haynes, 1988; Thompson, 2003). De plus, des doses élevées de pesticides sont souvent détectées au sein même des colonies d'abeilles, puisque les butineuses en rapportent fréquemment de grandes quantités par la collecte de pollen contaminé. Aux États-Unis, Frazier *et al.* (2008) ont réalisé des analyses visant l'évaluation toxicologique des ressources récoltées par les butineuses, dans lesquelles ils ont détecté 46 pesticides différents et six de leurs métabolites dans le pollen.

Des analyses toxicologiques ont aussi permis d'évaluer certains effets des pesticides qui avaient reçu peu d'attention jusqu'à maintenant, soit les effets sub-létaux résultant de l'exposition à long terme aux pesticides. Des dérèglements du comportement de butinage, de la mobilité, de l'orientation et de la fécondité des reines ont été observés lors d'intoxications à faible dose (Bortolotti *et al.*, 2003; Colin *et al.*, 2004; Desneux *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2008)

Des éléments découlant de l'intensification de l'agriculture, tels que la diminution de la quantité et de la qualité des sources nutritionnelles semblent affecter négativement la santé des colonies d'abeilles domestiques (Naug, 2009; Girard *et al.*, 2012). Depuis quelques décennies, une utilisation croissante des monocultures s'est produite, au détriment des champs comportant plus d'une culture. Lors de l'introduction de ruches d'abeilles pour la pollinisation, il est fréquent que les abeilles disposent d'une seule source de nourriture disponible, soit la culture qu'elles doivent polliniser. Brodschneider et Crailsheim (2010) ont démontré que les colonies d'abeilles utilisées pour les services de pollinisation sont souvent introduites dans des monocultures supportant une flore très peu diversifiée. Puisque la quasi-totalité de l'alimentation des abeilles provienne d'une seule espèce florale, les colonies sont souvent carencées, les besoins en acides aminés et en protéines n'étant pas comblés.

Bien d'autres menaces telles que les infections bactériennes par la loque américaine (Genersch, 2010) et européenne (Forsgren, 2010), par le petit coléoptère de la ruche (Hood, 2004), les infections fongiques du genre *Nosema* (Fries, 2010) ainsi que le stress induit lors de la transhumance (Kevan *et al.*, 2007) pour les services de pollinisation pèsent aussi sur l'abeille domestique.

Peu importe les causes, qui sont très certainement multifactorielles, on observe que depuis quelques années, les agriculteurs québécois éprouvent une difficulté croissante à se procurer des ruches de bonne qualité pour polliniser leurs cultures. Ils doivent, en plus, faire face à une augmentation des prix relatifs à la location des colonies d'abeilles. Il est donc essentiel de se pencher sur la question pour trouver des solutions alternatives, ou du moins complémentaires, au pollinisateur introduit qu'est *A. mellifera*.

1.4 Les pollinisateurs indigènes

Depuis les dernières années, la nécessité de faire appel plus fréquemment à de nouvelles espèces de pollinisateurs disponibles sur le marché, mais aussi en milieu naturel, a grandement cru. L'impact des pollinisateurs indigènes, résidant à l'intérieur ou en périphérie des agroécosystèmes, est très souvent sous-estimé malgré l'importance qu'il peut représenter pour le rendement des cultures (Kevan *et al.*, 1990).

1.4.1 Diversité des pollinisateurs

La diversité des pollinisateurs indigènes est extrêmement importante et on considère que plus de 200 000 espèces anthophiles servent, à des degrés divers, à remplir les besoins reproductifs du trois-quarts des angiospermes (National Research Council, 2007). On retrouve notamment des espèces pollinisatrices chez les oiseaux, les mammifères mais principalement chez les insectes. Bien que tous s'entendent sur le fait que l'ordre des hyménoptères comprend les plus importants pollinisateurs avec la super-famille des

apoïdes, on considère que plusieurs espèces de coléoptères, de diptères et de lépidoptères représentent des vecteurs de reproduction importants pour plusieurs plantes.

À ce jour, plus de 18 000 espèces ont été décrites seulement chez les apoïdes (Michener, 2007) et cette grande diversité leur confère une grande valeur biologique et économique. Au Canada, Sheffield et Packer (données non publiées) estiment à 730 le nombre d'espèces d'abeilles indigènes. La famille des Syrphidae, représentant le second groupe en importance chez les pollinisateurs, comprend approximativement 6 000 espèces décrites mondialement pour 870 retrouvées dans la zone Néarctique (Vockeroth et Thompson, 1987). Le nombre d'espèces pollinisatrices provenant de l'ordre des coléoptères et des lépidoptères est plus difficilement évaluable, compte tenu du fait que plusieurs d'entre eux sont des pollinisateurs accidentels ou qui détiennent des besoins en pollen très limités.

1.4.2 Importance de la diversité pollinisatrice

Un grand nombre d'études ont démontré l'intérêt de contenir une forte diversité de pollinisateurs pour un agroécosystème, et ce, pour trois raisons principales. Premièrement, dépendre d'une seule, ou d'un très faible nombre d'espèces pour la pollinisation d'une culture peut s'avérer problématique dans le cas où l'espèce pollinisatrice principale déclinerait de façon importante (Winfrey, 2008). C'est d'ailleurs ce que nous observons dans le cas d'une agriculture comptant uniquement sur l'abeille domestique. En l'espace de quelques années, une inquiétude considérable s'est emparée des communautés agricoles à cause de la crainte croissante d'une pénurie du seul pollinisateur couramment utilisé. Deuxièmement, la complémentarité des méthodes de pollinisation des différentes espèces de pollinisateurs s'avère être un avantage considérable pour certaines fleurs. L'intérêt d'avoir accès à une plus grande diversité de pollinisateurs provient du fait que la visite d'insectes de différentes espèces sur une même fleur mène à une déposition plus complète de pollen sur le stigmate que lors de visites consécutives de représentants d'une même espèce (Chagnon *et al.*, 1993; Hoehn *et al.*, 2008; Bluthgen et Klein, 2011). La

pollinisation étant plus complète, les fruits sont de taille plus appréciable et de meilleure apparence. Troisièmement, les pollinisateurs n'ont pas tous les mêmes exigences et tolérances vis-à-vis les conditions climatiques (température, vent). Plusieurs études ont notamment démontré la résistance accrue des bourdons (*Bombus* spp.) aux conditions climatiques plus rigoureuses observées à nos latitudes (Free, 1993; Stubbs et Drummond, 2001; Desjardins et de Oliveira, 2006). Leur capacité de thermorégulation, supérieure à celle de la majorité des espèces pollinisatrices (Willmer, 1983), leur confère la capacité à butiner à des températures plus froides et même lors de précipitations (Bruggemann, 1958; Pesson et Louveaux, 1984; Stubbs et Drummond, 2001). Ce type de spécialisation assure une couverture plus complète de la période de floraison d'une culture, peu importe les conditions météorologiques.

Cette complémentarité se traduit de plusieurs façons. La première concerne la morphologie des multiples espèces de pollinisateurs. Puisque cette morphologie est très variable, les points de contact entre le corps d'un pollinisateur de forte taille, tel que le bourdon (*Bombus*), et les organes reproducteurs (étamines, stigmates) sont différents des points de contact entre ces mêmes organes et le corps d'un pollinisateur de très faible taille, tel que les apoïdes du sous-genre *Dialictus* (*Lasioglossum* : Halictidae). La seconde est le résultat des différents comportements de pollinisation adoptés par les différentes espèces anthophiles visitant une fleur. Chagnon *et al.* (1993) ont observé sur les fleurs de fraisiers que les abeilles de faible taille visitant les fleurs s'intéressaient principalement aux stigmates basaux, tandis que les abeilles de plus forte corpulence pollinisaient principalement les stigmates apicaux. Le succès de pollinisation des fleurs était maximal seulement quand les fleurs étaient visitées par les deux groupes de pollinisateurs. Des observations similaires ont été faites sur les fleurs de citrouille (Hoehn *et al.*, 2008) où des petits Halictidae et Andrenidae s'intéressaient principalement au pollen retrouvé à la base du stigmate, alors que l'abeille domestique s'intéressait principalement à la partie apicale. Troisièmement, la ressource que le pollinisateur désire collecter pourra aussi influencer la qualité de la pollinisation effectuée. La visite d'un insecte désirant récolter uniquement du

nectar provenant d'une fleur mènera souvent à une moins bonne pollinisation qu'une visite visant la récolte de pollen (Javorek *et al.*, 2002).

Finalement, on doit aussi considérer les méthodes de pollinisation qu'utilisent les différentes espèces de l'écosystème. Lorsqu'on parle de méthode de pollinisation, on fait référence aux différentes techniques développées par les pollinisateurs pour prélever du pollen, notamment la pollinisation vibratile. Cette action consiste en l'induction d'une vibration sur les anthères de la fleur pour qu'un détachement du pollen plus important ait lieu (Michener, 1962; Buchmann, 1983). Ce type de pollinisation augmentera grandement la quantité de pollen récoltable par un insecte et est presque nécessaire à la reproduction de certaines espèces. L'abeille domestique, quant à elle, est incapable de faire de la pollinisation vibratile et c'est pourquoi elle n'est pas en mesure de polliniser convenablement certaines espèces de plantes.

Compte tenu de ces éléments, on remarque qu'il est possible de tirer avantage d'une faune pollinisatrice plus diversifiée et qu'il serait donc intéressant de s'attarder aux espèces indigènes pour encourager la redondance permettant de promouvoir les services de pollinisation et la sécurité alimentaire (National Research Council, 2007). Ce besoin de diversité pourrait facilement être comblé, compte tenu du grand nombre d'espèces de pollinisateurs présents en milieu naturel.

1.4.3 Efficacité des pollinisateurs indigènes

En plus d'être très nombreux et diversifiés, il est bien connu que certains pollinisateurs indigènes sont plus efficaces que l'abeille domestique pour la pollinisation de certaines espèces végétales. Avant les débuts de l'utilisation massive d'insecticides, plusieurs observateurs avaient remarqué qu'à eux seuls, les pollinisateurs sauvages suffisaient aux besoins polliniques des plantes en culture et qu'il était donc important de travailler à leur conservation (Sax, 1922; Wilson, 1929; Atwood, 1933). La preuve a été faite qu'encore aujourd'hui, la seule présence naturelle de pollinisateurs indigènes peut

suffire pour les besoins de pollinisation de certains types de cultures (Kremen *et al.*, 2002; Winfree *et al.*, 2007). Cet effet est particulièrement observable dans les cultures où la morphologie des fleurs et les besoins polliniques de celles-ci sont particuliers. Certaines plantes nécessitent par exemple une pollinisation vibratile. Dans ce cas précis, les pollinisateurs doivent être en mesure d'accomplir cette pollinisation pour prélever du pollen. On sait par exemple que la fleur de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) ne peut être pollinisée convenablement par *Apis mellifera* compte tenu de sa faible attirance pour cette espèce de plante et de son incapacité à induire la vibration nécessaire (Buchmann, 1983; Free, 1993). Chez d'autres cultures d'importance économique, l'abeille domestique s'avère posséder une efficacité moindre que les pollinisateurs retrouvés en milieu naturel, notamment pour certaines courges (Canto-Aguilar et Parra-Tabla, 2000), pour la framboise (*Rubus idaeus*) (Willmer *et al.*, 1994) et pour le bleuet nain (*Vaccinium angustifolium*) (Shaw *et al.*, 1939; Wood, 1961; Bigras-Huot et Jobin, 1972; Javorek *et al.*, 2002).

Les fleurs du genre *Vaccinium* sont très bien adaptées à la pollinisation vibratile (Buchmann, 1983) puisque l'anthere est poricide. Comme l'abeille domestique est incapable de provoquer une vibration adéquate, très peu de pollen est accessible lors de chaque visite sur une fleur de bleuet nain. De plus, il a été démontré que dans le cas du bleuet nain (*Vaccinium angustifolium* Ait.), l'abeille domestique s'intéresse de façon presque exclusive au nectar que la fleur contient (Marucci et Moulter, 1977) et que sa morphologie n'est pas adaptée à la pollinisation (de Oliveira, 1997). Lesaffre *et al.* (1975) ont évalué que les charges de pollen transportées par les abeilles introduites dans les cultures de bleuets comportaient moins de 10 % de pollen de *V. angustifolium*, ce qui démontre le faible intérêt de l'abeille domestique pour le pollen de bleuet. La culture du bleuet nain est donc un très bon modèle pour évaluer l'efficacité supérieure de certains pollinisateurs par rapport à l'abeille domestique. Il a été démontré que des pollinisateurs indigènes tels *Bombus* spp. ou *Andrena* spp. possèdent une meilleure capacité de déposition du pollen sur les organes femelles de la fleur de bleuet que l'abeille domestique (Javorek *et al.*, 2002). Des équivalences de pollinisation ont démontré qu'*A. mellifera* devait visiter une

fleur à quatre reprises pour assurer une déposition égale à celle faite par les reines de *Bombus* spp. et *Andrena* spp en une seule visite.

Faire la promotion d'un service de pollinisation plus important de la part d'insectes tels que *Bombus* et *Andrena* pour la pollinisation du bleuet nain semblerait donc relativement logique. Par contre, certains problèmes pourraient se poser dans le cas où la totalité de la pollinisation ne dépendrait que des pollinisateurs sauvages.

1.4.4 Problématique des pollinisateurs indigènes

Une diminution généralisée de l'abondance et de la diversité des pollinisateurs indigènes se fait aussi sentir depuis plusieurs années à l'échelle mondiale (Buchmann et Nabhan, 1997; Biesmeijer *et al.*, 2006; National Research Council, 2007; Potts *et al.*, 2010; Cameron *et al.*, 2011). Plusieurs facteurs de nature anthropique, tels que l'utilisation d'insecticides, la perte et la destruction d'habitats naturels menant à une pénurie de ressources nutritionnelles et de sites de nidification semblent particulièrement dommageables pour ces insectes.

En effet, on considère que l'utilisation d'insecticides représente une menace particulièrement importante pour les communautés de pollinisateurs indigènes. Un grand nombre de rapports ont démontré les effets délétères de plusieurs molécules utilisées pour lutter contre les organismes nuisibles sur les insectes pollinisateurs (Kevan, 1975a; Johansen, 1977; Kevan *et al.*, 1997; Brittain *et al.*, 2010; Decourtye et Devillers, 2010; Cameron *et al.*, 2011). Comme énoncé préalablement, le manque de spécificité de ces composés chimiques affecte une grande partie de l'entomofaune, de façon similaire à l'abeille domestique. Que ce soit pour les espèces nuisibles ou bénéfiques, les effets sur le système nerveux sont généralement fatals ou suffisamment importants pour empêcher le développement normal des insectes. Encore une fois, on soupçonne l'action sub-létale de certains insecticides de causer des torts importants aux pollinisateurs (Tasei *et al.*, 2000;

Morandin *et al.*, 2005; Mommaerts *et al.*, 2010), malgré le fait que ces effets soient nettement plus difficiles à détecter. Les herbicides peuvent aussi s'avérer néfastes pour les pollinisateurs de façon indirecte en réduisant la disponibilité en ressources nutritionnelles dans les agroécosystèmes (Benedek, 1972; Johansen, 1977; Corbet *et al.*, 1992). Plusieurs plantes, considérées comme étant indésirables par les producteurs agricoles, représentent une source de pollen et de nectar importante pour les insectes bénéfiques (Kevan, 1975b). Soustraire les ressources florales d'un milieu nuit à la fois à la survie des adultes ne pouvant se procurer l'élément nécessaire à leur motricité (nectar), mais aussi à la croissance des larves d'apoïdes dépendantes de la consommation de pollen. En éliminant des espèces végétales favorisant la santé des pollinisateurs, l'épandage d'herbicides diminue inévitablement la viabilité de ces communautés.

La perte d'habitats naturels et la fragmentation de ceux-ci portent aussi de graves préjudices aux pollinisateurs indigènes (Hendrickx *et al.*, 2007; Goulson *et al.*, 2008; Winfree *et al.*, 2009). Un des effets pernicioeux associés à la perte des habitats est sans aucun doute la diminution en sites et en substrats de nidification (Kevan, 1991), ce qui aura nécessairement un impact sur la capacité de reproduction des pollinisateurs. De plus, la disponibilité en ressources nutritionnelles pourra elle aussi être affectée négativement. Cette réduction, autant sur le plan de la diversité que de la quantité de ressources, représente un goulot d'étranglement majeur pour les communautés de pollinisateurs indigènes (Biesmeijer *et al.*, 2006; Goulson *et al.*, 2008).

De plus, il a été démontré que les espèces de pollinisateurs indigènes subissent de grandes fluctuations au niveau de leur abondance d'une année à l'autre (Cane et Payne, 1993; Williams *et al.*, 2001). Un affaiblissement de ces communautés est observable suite à des conditions climatiques peu favorables telles qu'une sécheresse ou un gel tardif (Cane, 1997), ce qui diminuera évidemment leur capacité à polliniser convenablement un agroécosystème.

On doit aussi prendre en considération la capacité de déplacement de ces espèces, qui n'ont pas une portée aussi importante qu'*A. mellifera*. Cette caractéristique peut représenter soit un avantage ou un désavantage par rapport aux qualités que possède un pollinisateur. Par exemple, le fait qu'un pollinisateur indigène ne butine que dans un rayon de 100 mètres ne lui permettra pas nécessairement de couvrir la totalité d'un champ de forte taille, mais par contre, cela lui confère une grande fidélité à l'espèce végétale cultivée. En revanche, le grand nombre de butineuses que procure une seule ruche d'abeilles domestiques doit aussi être pris en compte. Comme énoncé auparavant, certaines colonies peuvent contenir plusieurs dizaines de milliers d'ouvrières, ce qui leur procure une efficacité supérieure aux pollinisateurs indigènes. Par contre, compte tenu de la diminution de la qualité et de la quantité des colonies disponibles sur le marché, cet avantage de l'utilisation de l'abeille domestique devrait perdre de son importance au courant des prochaines années (Richards et Kevan, 2002).

1.4.5 Types de nicheurs

Les pollinisateurs indigènes sont fréquemment divisés en sous-groupes en fonction de leurs besoins de nidification, puisque la disponibilité en sites, en substrats et en matériaux de nidification est l'un des facteurs influençant le plus fortement ces communautés. On retrouve dans la littérature deux principaux types de nicheurs, soit les nicheurs de cavités et les nicheurs de sol. Dans le cadre de cette étude, un troisième groupe a été ajouté dans le but de regrouper, sous le nom de non-nicheurs, les pollinisateurs n'ayant pas de besoins de nidification particuliers. Il nous a semblé nécessaire d'intégrer ce groupe puisque certains pollinisateurs abondants en bleuetières ne pouvaient être inclus dans les deux autres groupes de façon cohérente.

Les nicheurs de cavité, comme leur nom le suggère, utilisent des cavités ou des orifices pour procéder au stockage de ressources nutritionnelles nécessaires à la survie de leur progéniture. Une grande diversité de substrats est utilisée pour la nidification de ceux-

ci, tels que des fissures dans le sol ou entre des roches, la surface ou le dessous de roches, l'intérieur de tiges creuses ou molles, des cavités produites lors de l'émergence de coléoptères xylophages ou même des coquilles d'escargots vides (Cane *et al.*, 2007). Les nicheurs de cavités sont souvent considérés comme étant des opportunistes, puisque la majorité des espèces ne sont pas en mesure de creuser eux-mêmes leur nid et vont plutôt utiliser des cavités préexistantes (Westrich, 1996). Plusieurs représentants de ce groupe sont considérés comme étant très dépendants de la matière ligneuse, étant donné que la majorité de ces insectes utilisent des cavités présentes dans le bois pour leur nidification. Ce sont des insectes généralement hautement inféodés aux habitats naturels, car la majorité de leurs substrats de nidification se retrouve dans ces milieux et sont absents des agroécosystèmes. Un exemple caractéristique d'utilisation de matière ligneuse pour la nidification se trouve chez les apoïdes du genre *Ceratina*, aussi connu sous le nom d'abeille charpentière, qui sont fréquemment observés nichant à l'intérieur des tiges de framboisiers (*Rubus sp.*) ou de sumac (*Rhus sp.*) (Vickruck, 2010). *Hylaeus pectoralis* Förster est aussi reconnu pour nicher exclusivement dans les galles présentes sur les roseaux *Phragmites australis* laissées vacantes par la mouche *Liparia lucens* (Chloropidae : Diptera) (Westrich, 1996).

Les pollinisateurs appartenant au second groupe, les nicheurs de sol, sont plutôt dépendants des caractéristiques édaphiques du milieu (Michener *et al.*, 1958). L'une des caractéristiques influençant le plus fortement ces pollinisateurs est la texture du sol (granulométrie) (Cane, 1991), puisque celle-ci affecte plusieurs autres facteurs abiotiques d'importance. Une majorité d'espèces vont préférer une nidification dans un sol comportant un pourcentage de sable plus élevé, et ce, pour plusieurs raisons. Un sol de texture relativement grossière sera nettement plus facile à excaver pour une femelle bâtissant un site de ponte adéquat pour sa progéniture. De plus, le drainage sera plus important dans ce type de sol, ce qui réduira les chances que les larves se noient lors de précipitations abondantes. L'humidité s'accumulera de façon moins importante, ce qui diminuera la possibilité de développement fongique s'attaquant aux larves. L'oxygénation des larves sera aussi facilitée dans un sol plus poreux, ce qui augmentera leurs chances de survie. Un

des éléments favorisant la sélection de sites de nidification pour ce type de nicheur est aussi la disponibilité en sol nu. Pour la nidification, les femelles de plusieurs espèces semblent affectionner les milieux de sol nu ou des milieux où la couche de matière organique est relativement mince (Osgood, 1972). Les perturbations d'origines anthropiques influençant négativement ce type de nicheurs sont issues du travail du sol. Il a notamment été démontré que le labourage pouvait avoir un effet délétère sur certaines espèces de nicheurs de sol dans un agroécosystème (Parker *et al.*, 1981; Shuler *et al.*, 2005).

Les non-nicheurs sont des pollinisateurs très diversifiés et provenant d'une multitude d'ordres et familles différents. Par contre, dans le cadre de ce projet, ils sont représentés principalement par les diptères de la famille des Syrphidae. Ces pollinisateurs ne sont pas inféodés à un milieu en particulier, puisque les larves ont adopté des modes de vie très diversifiés allant de la prédation à la décomposition de matières organiques, en passant par la phytophagie. Certains d'entre eux sont donc particulièrement affectés par la disponibilité en proies, étant donné les comportements de prédation adoptés par les larves d'une majorité d'espèces, principalement de la sous-famille des Syrphinae (Vockeroth, 1992). La sous-famille des Eristalinae contient des larves ayant des modes de vie nettement plus variés que les Syrphinae. Elles sont retrouvées dans les milieux aquatiques, le bois pourri, les champignons, dans les blessures des arbres ou dans les tiges et racines de plantes vasculaires (Vockeroth, 1992). La disponibilité en substrat de nidification ne devrait donc pas constituer un élément limitant pour ces communautés.

1.5 Importance du paysage pour les pollinisateurs

L'intérêt grandissant de la communauté scientifique vis-à-vis des pollinisateurs indigènes a fait croître un désir de protéger plus efficacement ces insectes bénéfiques pour les services qu'ils procurent (Goulson, 2003; Klein *et al.*, 2003; Winfree *et al.*, 2007; Samnegard *et al.*, 2011). Évidemment, protéger les milieux que semblent affectionner les pollinisateurs indigènes est nécessaire à leur conservation et à leur augmentation en nombre

et en diversité, en milieu agricole. Selon Roubik (1989), les critères primordiaux pour assurer une pollinisation convenable des espèces cultivées sont de disposer d'une grande diversité de micro-habitats pour la nidification des communautés d'abeilles indigènes, ainsi que de maintenir une flore riche tout au long de la saison. On peut supposer que les zones non activement cultivées, telles que les fossés, les bordures de forêt et de champs, les champs en friche, les canaux d'irrigation ou les bandes riveraines, sont en mesure de répondre à chacun de ces besoins de manière plus ou moins importante. L'utilisation et la protection des différentes composantes du paysage agricole peuvent donc s'avérer être des outils primordiaux pour la conservation des pollinisateurs indigènes de nos agroécosystèmes.

Dans un premier temps, en ce qui a trait à la diversité et à la disponibilité florale, on considère que les milieux énumérés ci-haut possèdent une valeur nutritionnelle beaucoup plus élevée que le noyau cultivé. Les espèces végétales y étant plus variées, on y retrouve des plantes en floraison sur un étalement de périodes plus prolongé. Une source continue de nourriture pérenne favorise grandement la santé des diverses espèces de pollinisateurs, particulièrement celles formant des colonies persistant tout au long de l'été, comme les bourdons (Banaszak, 1992; Mand *et al.*, 2002). Hannon et Sisk (2009) ont démontré que les haies retrouvées dans un agroécosystème représentent un habitat d'alimentation très attrayant pour les abeilles indigènes, et ce particulièrement en début de saison estivale lorsque très peu de ressources issues de la plante en culture sont disponibles. Ces milieux s'avèrent particulièrement utiles dans le cas d'une monoculture de grande superficie, puisqu'ils fournissent une gamme plus étendue de ressources, favorisant ainsi l'équilibre nutritionnel des pollinisateurs. Ces milieux, partie intégrante d'une majorité de paysages agricoles, revêtent donc une importance primordiale compte tenu du garde-manger qu'ils représentent pour une grande quantité de pollinisateurs et autres insectes bénéfiques.

Deuxièmement, puisque le cœur des agroécosystèmes est souvent fortement modifié par de multiples méthodes agricoles, ces milieux représentent généralement des

endroits peu propices à la nidification des pollinisateurs (Westrich, 1996). Les sections du paysage agricole moins fortement dénaturées par ces pratiques représentent donc des environnements privilégiés par les pollinisateurs à la recherche de sites de nidification. Dans certains agroécosystèmes, la grande majorité des espèces indigènes niche uniquement dans la forêt bordant la culture, puisque celle-ci représente le seul milieu propice à leur nidification (Chacoff et Aizen, 2006). Ceci a pour conséquence de nuire fortement à la pollinisation des fleurs se situant dans le milieu de la parcelle cultivée. L'intérêt des zones non perturbées par la machinerie agricole en tant que site de nidification pour les pollinisateurs est donc manifeste. Certaines études ont d'ailleurs démontré que des zones non activement cultivées telles que les haies, les bords de route et les pâturages représentent des habitats propices à ce type de nicheurs, puisque le labour n'y est pas pratiqué (Morandin *et al.*, 2007; Hopwood, 2008). En conséquence, la préservation de ces microhabitats représente une étape critique dans une stratégie de conservation des espèces pollinisatrices des agroécosystèmes. Par contre, puisque la majorité des espèces d'abeilles sauvages sont des nicheurs de sol (Michener, 2007), il reste à démontrer que dans une culture où le travail du sol est minimal et où aucun insecticide n'est utilisé, qu'une plus grande proportion de pollinisateurs utilisera la forêt ou les brise-vents pour établir leur site de nidification.

1.6 Le bleuet nain

Vaccinium angustifolium Ait, le bleuet nain, est une espèce d'éricacée arbustive endémique à l'Amérique du Nord. Elle est retrouvée de Terre-Neuve à l'est, au sud du Manitoba à l'ouest, en Pennsylvanie et au Delaware au sud et atteint le bas de la Baie d'Ungava au nord (Vander Kloet, 1988) (Voir figure. 9). L'espèce mesure généralement de 9 à 27 cm de hauteur. Elle tolère une large gamme de températures, mais on la considère comme intolérante à l'ombre car elle ne fleurit pas à moins de 50 % de plein soleil (Hall *et al.*, 1979). On la retrouve uniquement dans les sols acides ayant un pH variant de 2,8 à 6,6 et préférentiellement de 4,4. Sa forte tendance à se reproduire de façon clonale lui confère un

« fitness » adapté à la survie dans des milieux peu propices à une majorité d'espèces (Klimes *et al.*, 1997). Le bleuet nain est cultivé de façon commerciale principalement dans l'état du Maine et dans les provinces atlantiques de Terre-Neuve, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et dans la région du Lac-St-Jean au Québec (Hall et Aalders, 1972).

Les colonies issues de la reproduction clonale peuvent atteindre plus de 12 mètres de diamètre (McGregor, 1976). Malgré sa capacité à se reproduire de façon asexuée, la production de fruits du bleuet nain nécessite une pollinisation croisée. L'autostérilité du bleuet est un fait bien connu et un grand nombre d'études ont démontré l'importance de l'utilisation des insectes comme vecteur reproductif pour la production de fruits (Phipps *et al.*, 1932; Shaw *et al.*, 1939; Schaub et Bauer, 1942; Yarborough, 2004).

Les organes floraux sont constitués de cinq pétales fusionnés de couleur blanche ou rose, formant un tube d'une profondeur de cinq à sept mm pointant vers le sol. De huit à dix étamines sont insérées à la base de la corolle autour d'un style nettement plus long, qui est seulement réceptif pour une période variant de cinq à huit jours. Suite à la pollinisation de la fleur, la corolle tombe habituellement après deux jours (McGregor, 1976).

1.6.1 La culture du bleuet nain

Compte tenu du fait que le bleuetier nain est une espèce indigène de l'est du Canada et du Nord-Est américain, il est bien adapté aux conditions climatiques et édaphiques dans lesquelles on le retrouve. Pour cette raison, le bleuetier nain est une espèce nécessitant une régie beaucoup moins intensive que la majorité des autres espèces fruitières. C'est la principale raison expliquant pourquoi le bleuet nain du Québec possède l'appellation de Bleuet Sauvage même s'il est exploité commercialement. Cette particularité représente un intérêt certain dû à l'équilibre qui s'est créé entre le bleuet nain et son milieu, ayant comme effet que relativement peu d'insectes ravageurs et maladies fongiques induisent des pertes importantes à cette culture.

1.6.1.1 Régie des insectes nuisibles

Bien que certaines espèces d'insectes s'attaquent aux plants de bleuet, les dommages qu'ils causent sont généralement restreints étant donné l'équilibre présent entre les proies et leurs espèces prédatrices. Par contre, un diptère de la famille des Tephritidae, la mouche du bleuet *Rhagoletis mendax* Curran, représente une réelle menace pour l'industrie (MAPAQ, 2011). Déjà présent de façon indigène dans plusieurs états du Nord-Est américain, dans les provinces maritimes ainsi que dans le sud du Québec, il représente le principal risque pour l'industrie du bleuet nain dans les régions plus nordiques de la province. Lorsque cette espèce est présente dans une région productrice de bleuet, on recommande d'appliquer des insecticides, tels que le Diméthoate, le Carbaryl ou le Phosmet.

1.6.1.2 Régie des plantes nuisibles

Les molécules chimiques les plus couramment utilisées dans la production de *V. angustifolium* sont des herbicides visant la réduction de la compétition provenant d'espèces considérées comme nuisibles. On utilise notamment le SPARTAN pour lutter contre le quatre-temps (*Cornus canadensis*), le FUSILADE contre les poacées et l'Hexazinone qui est efficace contre la verge d'or (*Solidago canadensis*), les asters, le rumex petite oseille et la plupart des graminées (Ministère de l'Agriculture du Nouveau-Brunswick, 1999). Évidemment, la diminution de la diversité végétale en bleuetière suivant l'utilisation d'herbicides réduit considérablement les ressources nutritionnelles disponibles pour les pollinisateurs indigènes et l'abeille domestique (Girard *et al.*, 2012).

Des méthodes de lutte non chimiques sont aussi couramment utilisées par les producteurs désirant cultiver leurs bleuettiers de façon biologique ou tout simplement pour compléter l'action des traitements chimiques. Les principales manipulations consistent à brûler ou à faucher les champs, ce qui, en plus d'éliminer partiellement les espèces nuisibles, favorise la régénération des plants de bleuets ainsi qu'une remise en circulation

de la matière organique. La seconde technique couramment utilisée est le paillage. Cette méthode consiste à recouvrir le sol à l'aide de paillis formés de copeaux de bois, de sciure ou d'écorce pour réduire la prolifération des mauvaises herbes sur les plaques de sol nu (Ministère de l'Agriculture du Nouveau-Brunswick, 1999). Bien qu'elle soit moins nocive pour l'environnement que la lutte chimique, la méthode de paillage nuit aux pollinisateurs indigènes en limitant la disponibilité en sol nu propice à la nidification.

1.6.2 Pollinisation dans la culture du bleuet nain

Compte tenu de la grande dépendance des fleurs de *V. angustifolium* à la pollinisation entomophile et du manque de pollinisateurs indigènes dans les grandes monocultures de bleuets, plusieurs producteurs optent pour la location de pollinisateurs domestiqués, afin d'obtenir une mise à fruit supérieure. Évidemment, l'abeille domestique est le pollinisateur le plus fréquemment utilisé, étant donné les avantages notables qu'elle procure. Plus de 20 000 ruches sont louées annuellement aux producteurs de bleuets québécois pour les besoins de pollinisation du bleuet nain (Institut de la statistique du Québec, 2011). Malgré cette mobilisation quasi-totale des ruches utilisées au Québec pour la transhumance, les besoins de pollinisation durant la floraison du bleuet restent supérieurs au nombre de colonies disponibles (comm. pers. producteurs de bleuets).

Étant donné la disponibilité insuffisante d'abeilles domestiques, le bourdon fébrile (*Bombus impatiens* Cresson) et l'abeille découpeuse de la luzerne (*Megachile rotundata* Fabr.), deux autres espèces non indigènes du Lac-St-Jean, sont aussi utilisées commercialement dans les cultures de bleuets.

Le bourdon fébrile est présent dans les cultures du Lac-St-Jean depuis seulement quelques années, suite à des travaux de recherches ayant démontré son efficacité à polliniser les fleurs de *V. angustifolium* (Stubbs et Drummond, 2001; Desjardins et de Oliveira, 2006). Cette espèce s'avère d'une importance appréciable, à cause de sa capacité à polliniser dans des conditions peu favorables à une majorité d'espèces pollinisatrices (heure

du jour, conditions climatiques trop rigoureuses, etc.). De plus, malgré qu'il ne soit pas originaire de la région d'étude et quoique présent dans la vallée du Saint-Laurent, le bourdon semble affectionner les fleurs de bleuet nain de façon beaucoup plus importante que l'abeille domestique, ce qui représente un avantage non-négligeable par rapport à cette autre espèce introduite. Un autre avantage présenté par *B. impatiens* est qu'il utilise la pollinisation vibratile lorsqu'il butine les fleurs de bleuets, ce qui permet une récolte de pollen plus appréciable ainsi qu'une meilleure pollinisation.

Par contre, un risque considérable inhérent à l'introduction d'espèces hors de leur zone de répartition habituelle est le fait qu'elles parviennent parfois à s'acclimater à la région d'accueil et qu'elles peuvent devenir nuisibles aux espèces indigènes. Plusieurs études ont soulevé des inquiétudes face aux effets négatifs de l'introduction de bourdons dans les agroécosystèmes pour la pollinisation (Matsumura *et al.*, 2004; Goka, 2010; Goulson, 2010). Un des principaux effets pernicioeux de ces mesures d'introduction est la compétition avec les espèces indigènes pour les ressources, ainsi que la prise de contrôle de certaines niches écologiques préalablement utilisées par ces dernières (Ings *et al.*, 2006). De plus, la transmission de pathogènes provenant d'espèces introduites vers des espèces indigènes (Goka *et al.*, 2006; Yoneda *et al.*, 2008; Goulson, 2010) possédant peu de défenses immunitaires contre ces pathogènes extérieurs, s'avère être une problématique tout aussi importante. La transmission de pathogènes par les espèces introduites est considérée comme étant l'une des principales causes de l'hécatombe observée chez plusieurs espèces de bourdons en Amérique du Nord (Colla *et al.*, 2006; Goulson, 2010; Cameron *et al.*, 2011; Meeus *et al.*, 2011).

Pour sa part, l'abeille découpeuse de la luzerne est originaire d'Eurasie et a été introduite accidentellement aux États-Unis dans les années 30 (Bohart, 1972). Depuis près d'une vingtaine d'années, plusieurs producteurs ont commencé à utiliser cette espèce pour la pollinisation des fleurs de *V. angustifolium*, suite à la publication d'études démontrant son efficacité (Stubbs *et al.*, 1994; Stubbs et Drummond, 1997) ainsi que sa facilité de domestication (Peterson *et al.*, 1992). L'une des principales contraintes de gestion de cette

espèce s'avère être l'hivernation sous conditions contrôlées, servant à synchroniser l'émergence de *M. rotundata*, qui est naturellement un pollinisateur d'été, avec la floraison du bleuet, qui a lieu au printemps. De plus, l'introduction de cette espèce dans l'est du Canada s'avère être quelque peu problématique, puisque sa capacité de pollinisation est limitée par les températures fraîches fréquemment observées à ces latitudes durant la floraison du bleuet. En effet, *M. rotundata* est relativement peu active à des températures inférieures à 21 °C (Lerer *et al*, 1982; Szabo et Smith, 1972). Lors de la floraison du bleuet au Lac-St-Jean, on observe fréquemment des journées où la température ne dépasse pas 21 °C, ce qui limite fortement l'effort de pollinisation que cette abeille peut fournir. Il est aussi important de prendre en considération le fait que cette espèce émerge naturellement durant l'été. À cause de cette modification dans sa phénologie, elle est particulièrement vulnérable aux épisodes de froid printanier, qui peuvent causer un fort taux de mortalité (Sheffield, 2008).

1.6.3 Études antérieures portant sur les pollinisateurs au Lac-St-Jean

Avant les débuts de l'utilisation intensive des ruches d'abeilles domestiques dans les bleuetières pour la pollinisation, certains travaux ont évalué l'importance des pollinisateurs indigènes dans cette culture ainsi que l'intérêt que pouvait représenter l'introduction d'espèces non-indigènes. En effet, dès le début des années 1960, Jobin (1963, 1964) affirme que les Apoïdes des genres *Andrena*, *Bombus*, *Halictus* et *Megachile* représentent les principaux pollinisateurs de *V. angustifolium* dans cette région. Quelques années plus tard, Bigras-Huot et Jobin (1972) ont étudié l'intérêt de l'introduction de l'abeille domestique dans les cultures de bleuets nains au Lac-St-Jean. Les auteurs soutiennent qu'*Apis mellifera* est inefficace pour la pollinisation de cette culture. Ils ne recommandent pas l'utilisation des ruches de cette espèce pour augmenter la productivité de celle-ci. Ces mêmes auteurs ont aussi évalué l'efficacité des bourdons dans la culture de bleuets nains (Bigras-Huot et Jobin, 1973). Ils concluent que deux espèces, *Bombus terricola* et *Bombus ternarius*, sont particulièrement abondantes dans cette culture et qu'ils sont en mesure de polliniser deux fois plus rapidement les fleurs de bleuets que l'abeille domestique. Ils

suggèrent aussi que les bourdons sous cages occasionnent une augmentation des rendements mais que leur nombre est insuffisant. Ils soulignent l'importance de conserver les terrains boisés autour des bleuetières pour favoriser la nidification des colonies de bourdons. Quelques années plus tard, Morrissette *et al.* (1985), ont fait un recensement des espèces d'abeilles sauvages présentes en Sagamie. Ils dénombrent 46 espèces d'abeilles butinant les fleurs de *V. angustifolium*, mais soulignent que celles-ci sont généralement trop peu abondantes pour assurer une pollinisation satisfaisante de cette culture. Seulement quatre espèces, *Dialictus pilosus pilosus* (aujourd'hui *Lasioglossum pilosum*), *Evyleus quebecensis* (aujourd'hui *Lasioglossum quebecense*), *Bombus ternarius* et *Bombus terricola*, sont fréquemment observées. À leur tour, ils signalent l'importance d'adopter des pratiques culturales respectueuses des pollinisateurs indigènes, compte tenu de la forte dépendance du bleuet nains vis-à-vis des insectes. Ils suggèrent notamment de conserver les terrains boisés en périphérie des bleuetières et de préserver les bosquets à l'intérieur des champs, dans le but de favoriser la nidification des Apoïdes au sein de la culture.

1.6.4 Les haies brise-vent

Les haies brise-vent sont des zones boisées qui font partie intégrante du paysage des bleuetières. En effet, on les retrouve dans une très grande majorité de bleuetières de grande dimension. Elles ont été instaurées dans le but de diminuer la vitesse des vents qui nuisent à la formation d'un couvert de neige uniforme tout au long de l'hiver. Ce couvert de neige diminue les risques de gel des rhizomes et la mort des plants de bleuets. Elles possèdent aussi un impact non négligeable sur l'érosion hydrique et éolienne des sols ainsi que sur le stress mécanique imposé aux plants de bleuets lors de forts vents.

Ces haies sont disposées perpendiculairement aux vents dominants, qui sont généralement orientés nord-sud dans la région du Lac-St-Jean. Elles sont le plus souvent constituées d'une ou deux rangées d'arbres qui ont été plantés il y a une quinzaine d'années, suite aux recommandations du Ministère de l'Agriculture, Pêcheries et Alimentation du Québec (MAPAQ). Les essences d'arbres les plus fréquemment utilisées

pour ces types de brise-vent sont le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), principalement à cause de leur bonne croissance en milieu de bleuétière et de leur capacité à diminuer la force éolienne durant l'hiver.

1.7 Problématique

Dans un contexte où les surfaces en bleuets nains cultivées ont fortement augmenté depuis les vingt dernières années dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, il est important d'évaluer où se situent les plus grandes densités de pollinisateurs et de déterminer s'ils sont dépendants de milieux peu utilisés pour la culture, tels que les brise-vents et les bordures de champs. Une étude approfondie des pollinisateurs indigènes est donc pertinente, afin de donner des pistes plus claires au sujet de la gestion et de la conception des parcelles de bleuets cultivées aux différents intervenants concernés.

Il est aussi indispensable de connaître les espèces ayant une meilleure capacité de pollinisation, dans le but de mettre l'accent sur la protection et le renforcement des populations de ces dernières. En vue du maintien de la biodiversité locale, autant pour la flore entomophile que pour les espèces pollinisatrices, la protection du plus grand nombre d'espèces de pollinisateurs est un enjeu majeur qui devrait être mis de l'avant dans tous les cas. Cependant, cette opinion n'est pas unanime; les producteurs notamment, seront plus enclins à investir dans la protection des pollinisateurs possédant une influence plus grande sur le taux de mise à fruit dans leur culture.

1.8 Hypothèse générale et objectifs du projet

L'objectif principal de ce projet de maîtrise est de déterminer si les zones boisées (brise-vent/bordures de forêt) influencent les communautés de pollinisateurs indigènes et si tel est le cas, quelle est l'intensité de cette influence. Ce projet vise à établir si une augmentation de la distance par rapport aux zones boisées entraîne une modification de la

diversité et l'abondance des insectes pollinisateurs. Il vise aussi à vérifier si les zones boisées ayant une composition végétale et floristique plus hétérogène influencent positivement ces mêmes paramètres de façon plus marquée que ceux supportant une diversité plus faible. Ces éléments ont été évalués auparavant dans plusieurs types d'agroécosystèmes, mais aucune étude dans ce sens n'a été faite dans un contexte de culture de bleuets nains, possédant une régie bien différente. Nos hypothèses sont que l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs sont plus importantes en périphérie des zones boisées et que celles supportant une diversité floristique plus importante représentent un habitat plus favorable aux communautés de pollinisateurs indigènes.

Le second volet de cette étude a pour objectif de déceler les espèces ayant le meilleur potentiel de pollinisation ainsi que d'identifier des espèces spécialisées dans la pollinisation du bleuet nain. Nous supposons que les espèces de plus forte taille et celles possédant une pilosité plus abondante transportent des quantités de pollen plus importantes et ont donc un potentiel de pollinisation plus grand. Ce second volet a pour but de pouvoir conseiller de façon plus adéquate les producteurs de bleuets nains en regard des espèces pollinisatrices qui ont l'impact le plus important sur les rendements des cultures. Il permet, en plus, de les informer sur les lieux que privilégient ces pollinisateurs pour leur nidification.

Chapitre II: Influence of windbreaks and forest borders on
abundance and species richness of native pollinators in
lowbush blueberries in Québec

Résumé

La production du bleuet nain est fortement dépendante des insectes pollinisateurs pour l'obtention de bons rendements. Le déclin du cheptel d'abeilles domestiques observé à l'échelle mondiale semble fragiliser cette industrie qui a développé un intérêt pour une source alternative de pollinisation, soit les pollinisateurs indigènes. Or, on observe généralement un impact négatif de l'éloignement des habitats naturels sur l'abondance et la richesse spécifique de ces communautés. Dans cette étude, nous avons évalué l'effet de l'éloignement des zones boisées telles que les haies brise-vent et les bordures de forêt sur les pollinisateurs indigènes dans les cultures de bleuets nains au Lac-St-Jean (Québec, Canada). Quatre traitements ont été comparés, soit les brise-vent à une rangée d'arbres, les brise-vent à deux rangées d'arbres, les brise-vent naturels et les bordures de forêt. Des pièges-bols ont été placés à trois distances des zones boisées, soit à 5 m, 30 m et 60 m. Nos résultats indiquent que les communautés de pollinisateurs indigènes retrouvées dans cet agroécosystème sont relativement peu influencées par ces habitats, étant donné qu'une forte majorité niche dans le sol directement au sein de la bleuetière. Cette caractéristique leur confère une dépendance minimale face aux zones boisées présentes dans ce milieu. Par contre, une abondance et une richesse spécifique plus importantes ont été retrouvées plus près des bordures de forêt, ce qui démontre que ce milieu attire certains pollinisateurs en quête de ressources nutritionnelles plus abondantes. Cette étude souligne l'importance de préserver les sols de bleuetières en tant qu'habitat pour les espèces pollinisatrices alternatives à l'abeille domestique.

Abstract

Lowbush blueberry production is highly dependent on insect pollination to achieve high yields. The current decline in honeybee colonies is threatening the blueberry industry which is now increasingly interested in alternative sources of pollinators, such as native species. Native pollinators are usually negatively affected by increasing distance from natural habitats. In this study, we evaluated the effects of distance from forest remnants like windbreaks and forest borders on native pollinators in blueberry fields in Lac-St-Jean (Québec, Canada). Four treatments were compared: windbreak made of one row of tree, windbreak made of two rows of trees, natural windbreak and forest borders. Pan-traps were placed at a distance of 5, 30 and 60 m from windbreak or forest border. Our results indicate that pollinators' communities in this agroecosystem are little influenced by these habitats since most species are ground-nesters which are able to nest in the field and are thus less dependent on forest remnants. In contrast, forest borders had an attractive effect on pollinators since greater abundance and species richness were observed at its periphery compared to further distances. This supports the idea that pollinators are attracted by habitats with greater nutritional diversity. Our study also highlights the importance of protecting the soil in blueberry fields since it represents an important nesting habitat for many blueberry pollinators.

2.1 Introduction

Over the last decades, a major shift has been observed in the way agricultural farming is influencing both abundance and biodiversity of numerous types of living organisms. Many taxa, including several beneficial species of birds (Donald *et al.*, 2001; Ambrosini *et al.*, 2002; Ghilain and Belisle, 2008), mammals (Russ and Montgomery, 2002; Wickramasinghe *et al.*, 2004; Fuller *et al.*, 2005) and insects (Hendrickx *et al.*, 2007; Winfree *et al.*, 2009; Brittain *et al.*, 2010) have often been negatively affected by agricultural practices. Many concerns have arisen from the decline of these valuable organisms and the agricultural industry is now trying to minimize the loss of the ecosystem services they provide. Insects' pollination is an important function that has been reduced by agricultural intensification (Kremen *et al.*, 2002). Pollination has become one of the biggest worries for many crop producers since the need for insect pollination has increased over the years (Aizen and Harder, 2009) and will keep on growing as emerging countries are asking for more diverse and abundant foods. Because modern agricultural production has come to rely on large monocropped farms, pollination by wild insects living in the periphery of fields has become less feasible (Rucker *et al.*, 2003). The fruit and vegetable industry is now largely depending on the beekeeping industry.

The lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium* Ait.), which is mainly cultivated in northeastern United States and eastern Canada, is highly dependent on insect pollination for fruit set because of its self-incompatibility (Mohr and Kevan, 1987). Aras *et al.* (1996) showed the strong relationship between honeybees' presence and fruit production. In the province of Quebec, Canada, blueberry farmers are therefore the most important honeybee hive renters with more than 20 000 colonies in 2010 (Institut de la statistique du Québec, 2011). The cost for renting hives has increased quickly over the past years and for most farmers, pollination represents one of the most important production expenses. The cultivated areas for blueberry have increased by 48,5 % in the last 6 years, making it one of the most important fruit crops in this province (MAPAQ, 2011). Considering the important growth of the blueberry industry, the demand for pollinating insects is expected to rise over

the next years while the beekeeping industry is struggling to maintain its honeybee livestock (Currie *et al.*, 2010). Because blueberry producers fear that, in the future, honeybees may not be as reliable as they used to be, there is a growing interest for a different and more secure source of pollination. Native pollinators could thus represent an interesting alternative. Over the past decades, few surveys have evaluated the diversity and abundance of native pollinators visiting this crop. Boulanger *et al.* (1967) collected 89 species associated with the lowbush blueberry in Maine and Eastern Canada. Finnamore and Neary (1978) listed 192 species of pollinators in lowbush in northeastern North America while Morrissette *et al.*, (1985) found 46 species on *V. angustifolium* blossoms in the Lac-St-Jean region. The latter stated that only four species, *Lasioglossum pilosum*, *Lasioglossum quebecense*, *Bombus ternarius* and *Bombus terricola* were frequently observed visiting this crop.

Native pollinators have recently received greater attention not only because of the honeybee colony losses, but also because some species are more efficient than the honeybee in pollinating blueberry. Since they lack the capacity to use buzz-pollination (Buchmann, 1983) and because they are mostly interested in nectar, honeybees are also ineffective pollinators when it comes to extract pollen from the poricide anthers of the lowbush blueberry. In contrast, by using sonication when pollinating blueberries flowers, some native pollinators like bumblebees and andrenids can deposit 6.5 times more pollen per visit than honeybees (Javorek *et al.*, 2002). Also, since the diversity of native pollinators is great, it is reassuring for farmers not to rely on a single species to pollinate their crop. Native pollinators may thus provide an insurance policy against the declining honeybee availability (Winfree *et al.*, 2007).

On the other hand, native pollinators are not immune to human threats and they also showed important declines in most parts of the world (Buchmann et Nabhan, 1997; Kevan et Viana, 2003; Goulson *et al.*, 2008; Winfree *et al.*, 2009). Many agricultural techniques like the use of pesticides (Kevan, 1975; Kevan *et al.*, 1997; Brittain *et al.*, 2010), plowing (Shuler *et al.*, 2005) and the establishment of large monocultures that provides minimal

nutritional diversity have been associated with the loss of pollinators in agroecosystems. Most agricultural lands are therefore not considered suitable nesting habitats for the majority of solitary or social bees, but forest remnants (Chacoff et Aizen, 2006), hedgerows (Goulson, 2003; Hannon et Sisk, 2009), roadsides (Hopwood, 2008) and other non-cultivated areas surrounding or inside agroecosystems have proven to be a great source of pollinators.

A habitat that has been overlooked in the past years is windbreak. Studies that demonstrated the impact of artificial windbreaks on pollination (Lewis et Smith, 1969; Pinzauti, 1986) did not investigate windbreaks as potential habitats for pollinators. Given that many non-cultivated areas often represent a pool for pollinators, we hypothesized that windbreaks in blueberry fields support larger communities of pollinators by providing them with nesting habitats and a greater nutritional diversity than the center of the monoculture.

Here, we compared the effect of four different types of forested habitats on pollinators. We predicted that 1) pollinators' abundance and species richness will be favored by the proximity of windbreaks; and 2) more heterogeneous (i.e. with greater assemblages of nesting substrates and nutritional resources) types of windbreaks will host more abundant and diverse pollinators' communities.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Study area

The study took place in the northern part of Lac-St-Jean region. This region is the epicenter of blueberry farming in the province of Quebec. Four blueberry fields of similar size were selected in four different localities. They were located in Albanel (48° 55.777'N, 72° 21.923'O), St-Augustin (48° 49.986'N, 71° 50.980'O), Notre-Dame-de-Lorette (49° 0.624'N, 72° 23.201'O), and St-Eugene (49° 0.204'N, 72° 20.104'O). Lowbush blueberry is a native plant in this part of Canada and is considered as being semi-cultivated by farmers.

The study region belongs to the balsam fir-yellow birch bioclimatic domain. The dominant tree species surrounding blueberry fields are balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill), black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP) and two different species of *Pinus* (*Pinus banksiana* Lamb. and *Pinus resinosa* Ait.). *V. angustifolium* is usually cultivated on well-drained sandy soil with an average pH of 4.4 (Vander Kloet, 1988). In large blueberry farms like the ones we sampled, windbreaks are an integral part of the landscape. They are used mainly to reduce wind speed in order to keep a thick snow cover over the fields during winter to protect rhizomes from freezing. Three types of windbreaks are usually encountered on blueberry farms. The first one, the natural windbreak, is a remnant of the native forest that has not been cut down during the establishment of the farm. They usually range between 7 and 20 m wide and 10 to 20 m high. Their main component is *Pinus banksiana*, although they also sometimes contain *Populus tremuloides* Michx and *Prunus virginiana* L.. The second type of windbreak is made of a single row of planted trees and the third one is made of two rows of planted trees. These latter types of windbreaks were planted by farmers 10 to 12 years ago and only have a single tree species (*Pinus banksiana* or *Pinus resinosa*).

2.2.2 Experimental design

We compared the following four different treatments (forested areas): Forest border (FB), natural windbreak (NWB), windbreak 1 row of tree (WB1), windbreak 2 rows of trees (WB2). The FB treatment represented the edge surrounding the blueberry field while the three others were situated inside the agroecosystem.

We delimited two 60 m-long transects, starting from the windbreak (or forest border). Along each transect, nine pan-traps were set by series of three separated by 1m and placed at 5, 30 and 60 m. These distances were selected because windbreaks are usually separated by a distance of 120 m at the study sites, it is therefore rarely possible to have a parcel of field that is further than 60 m from a forested area. The three pan-traps of a series had bowls of different colors (blue, white and yellow). These colors were selected because

they are known to attract the largest array of pollinators' species (Campbell et Hanula, 2007). The bowls were glued over a garden stake and placed at the height of the surrounding flowers (approximately 20-30 cm high). They were filled with water containing few drops of dishwashing liquid to break the surface tension of water. Each treatment was replicated four times, for a total of 288 pan-traps set out in the field. The traps were set at the beginning of the blueberry blooming period on May 26th and were operated until June 6th for a total of 12 sampling days/trap. The pan-traps were surveyed every 3 days during this period. Specimens were kept in a freezer in sealed bags containing 70% ethanol. The study was conducted in 2010, a year which was characterized by a short blooming period that was hindered by a freezing event that killed most of the remaining flowers on June 5th.

Specimens were sorted at the laboratory and only pollinators-like insects were kept for further identification. Insects from different taxonomic groups were selected for their pollinating behaviors. The first group was the Apoidea super-family (excluding former Sphecoidea) with five families (Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae and Megachilidae). Wasps from the Vespidae family were also selected since they were observed frequently visiting blueberry flowers. The Syrphidae represented the only Diptera family and the Sphingidae (*Hemaris spp.*) the Lepidoptera.

All specimens were identified at the lowest taxonomic level whenever possible. Morphospecies were used in some genera in the Syrphidae, like *Cheilisia*, *Eupeodes*, *Platycheirus* and *Sphaerophoria*. Three species of *Lasioglossum* (Halictidae: Apoidea) also had to be identified as morphospecies due to lack of taxonomic references. Specimen identifications were cross-checked at the Laurence Packer laboratory in York University, Toronto, Canada and at the Canadian National Collection (CNC) of insects, arachnids and nematodes in Ottawa, Canada.

2.2.3 Statistical analyses

To compare abundance and species richness, we used an ANOVA with repeated measures in space using sites as a random variable. Each distance of each treatment was compared with one another. Statistical analyses were performed using Mixed Procedure in Statistical Analysis System (SAS, SAS institute, 2012). We used an α level of 0.05 as the threshold for statistical significance. We did not conduct a linear regression analysis since the number of distances sampled was too limited in order to perform this type of analysis.

2.3 Results

Overall, 3878 native pollinators were collected inside the 16 sites that we sampled. We recorded 98 species, coming from 3 different orders (Hymenoptera, Diptera and Lepidoptera). The most diverse and abundant order was the Hymenoptera with 68 species and 3424 (88%) specimens belonging to 6 families (Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae and Vespidae), followed by the Diptera with 28 species and 430 (11%) specimens of Syrphidae. Finally, 24 (0.6%) specimens of Lepidoptera, coming from two species of the Sphingidae family, were collected.

The most frequent pollinators we collected were small halictids (*Lasioglossum*: Halictidae) which accounted for more than 44 % (n=1687) of all specimens. *Lasioglossum pilosum* alone represented 19 % of the total specimens, followed by *Lasioglossum quebecense* with 15 % and *Lasioglossum acuminatum* with 14 %. The most frequent non-Apoidea pollinator was *Toxomerus marginatus* (Syrphidae: Diptera) with more than 7 % of the total counts. Together, the ten most common species accounted for 78 % of all specimens collected. About 81% of pollinators that we captured belonged to the ground-nester group known to use soil as nesting substrate. The two other groups were representing about 7 and 12 % for cavity-nesters and non-nesters respectively.

When we compared the mean abundance of pollinators in the four treatments without considering the distance, no statistical differences were observed ($F_{(3, 12)} = 2.12$; $P = 0.0674$) (Fig.1). All fields facing the different treatments showed almost similar mean abundance except for WB2 that supported 25 % less pollinators but this difference was not statistically significant.

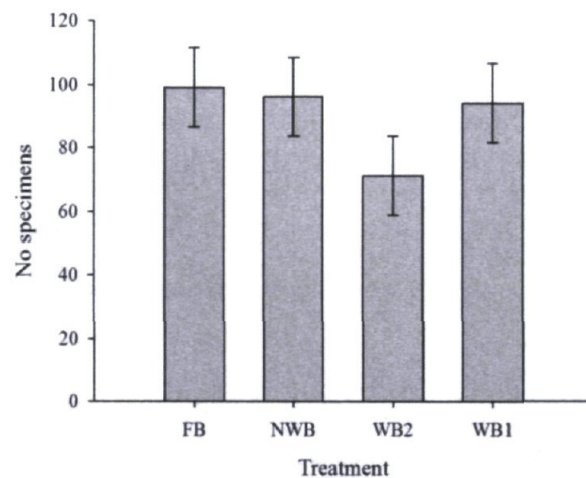


Figure 1. Mean abundance of pollinators/site for each treatment

When we looked at the entire pollinators community (all taxa) (Fig.2), the LSD test (Tukey-Kramer) on abundance showed that there was a significant interaction between the two parameters we studied, in this case, treatment and distance ($F_{(6, 24)} = 6.77$; $P = 0.0003$). Albeit almost no statistical differences were observed between the three windbreaks, the periphery of the FB treatment seemed to attract a greater abundance and greater diversity. We found more pollinators at 5 m than further in the field (30 and 60 m) in the FB treatment (129 vs. 76 and 72, respectively). Surprisingly, WB1 had an influence on abundance with more specimens collected at 5 m than at 30 m inside the agroecosystem. When comparing the treatments together, the only statistically significant difference was observed at the edge (5 m) where FB was supporting twice as many pollinators than WB2 (129 vs. 57). Results were quite similar when it came to species richness. For the FB

treatment, a higher number of species were collected at 5 m compared to 30 m and 60 m. At the periphery (5 m), there was also a statistically significant greater number of species for FB than for all three windbreaks ($F_{(6, 24)} = 7.27$; $P = 0.0002$).

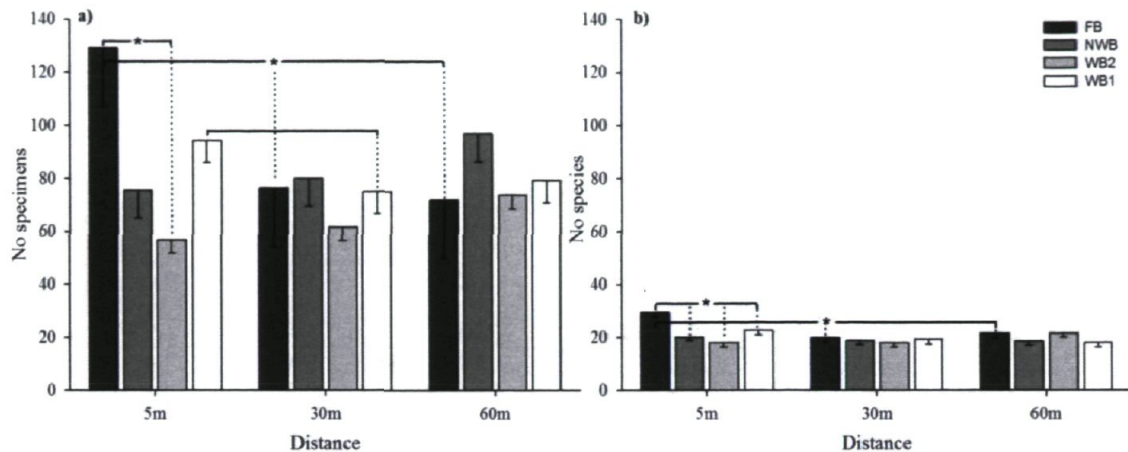


Figure 2. Abundance (a) and species richness (b) of pollinators for the four treatments as a function of the distance from the field edge. Columns connected with brackets differ significantly.

When we take a closer look at the specific groups of nesters, different patterns emerge from the data. As partially mentioned above, species from the Halictidae, Andrenidae and Colletidae families were particularly numerous inside this agroecosystem making it a ground-nesting species dominated community. The analyses on ground-nesters showed no differences between the four treatments except between FB and WB2 at 5 m where FB supported more pollinators than WB2 (90 VS 42). The only other statistically significant difference was found in the FB treatment where more ground-nesting pollinators have been collected at a distance of 5 m than at 30 m and 60 m ($F_{(6, 24)} = 4.16$; $P = 0.0053$) (Fig.3). Analyses of species richness showed the same pattern as abundance, with the only difference being present inside the FB treatment where we observed a statistical significant difference only between 5 m and 30 m ($F_{(6, 24)} = 4.69$; $P=0.0027$).

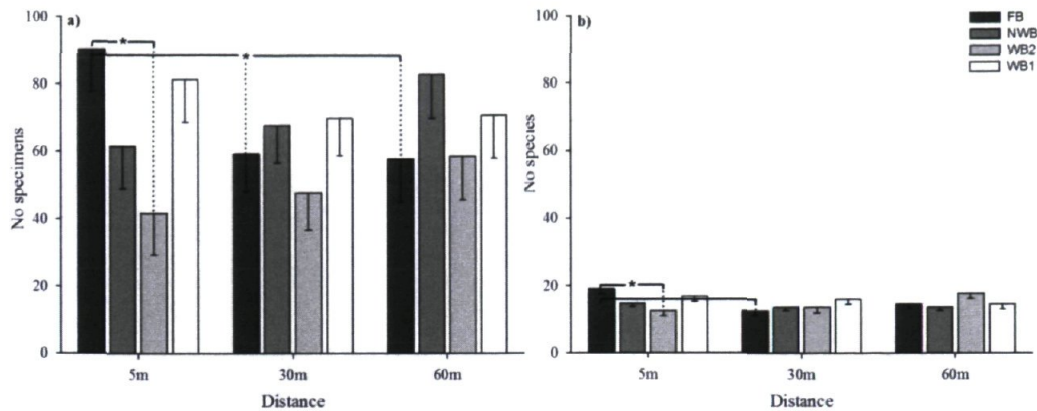


Figure 3. Abundance (a) and species richness (b) of ground-nesters for the four treatments as a function of distance from the field edge. Columns connected with brackets differ significantly.

Cavity-nesters were more abundant in the FB than in all other treatments ($F_{(3, 12)} = 5.34$; $P = 0.0144$). The FB treatment had 4.37 times more cavity-nesters than the WB1, 3.67 times more than the WB2 treatment and 2.21 times more than the NWB (Fig.4). For the latter treatment, the individual difference was not statistically significant. The number of cavity-nesters declined by almost two-folds between 5 m and 30 m and stayed at the same low level between 30 m and 60 m ($F_{(2, 24)} = 5.45$; $P = 0.0112$) (Fig.5a). Species richness was similarly affected but the decrease was not as dramatic as for abundance. The species richness at 5m of the forest border was 38 % and 78 % higher than at 30 and 60 m respectively, but the difference was statistically significant only at 60m ($F_{(2, 24)} = 4.46$; $P = 0.0226$) (Fig.5b).

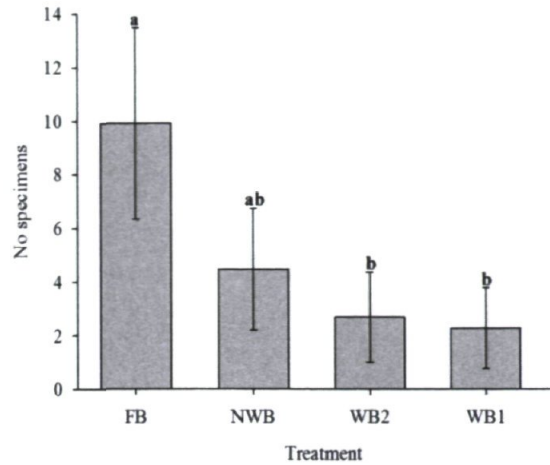


Figure 4. Abundance of cavity-nesters as a function of treatment (± 1 SE).

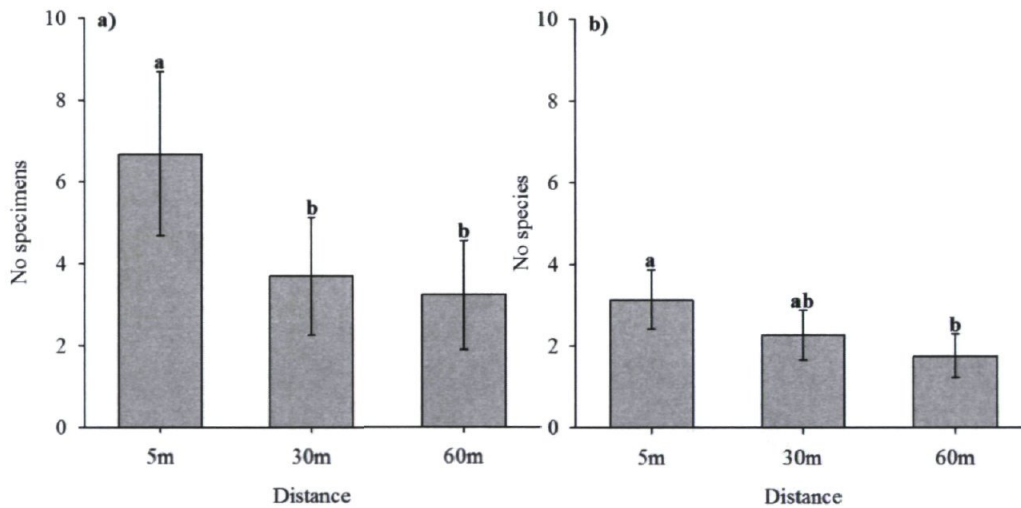


Figure 5. Abundance a) and species richness b) of cavity-nesters as a function of distance (± 1 SE).

Despite the fact that the FB treatment supported 2.4, 1.6 and 1.8 times more non-nesters than NWB, WB2 and WB1, respectively, it did not differ significantly from a statistical point of view. The difference in overall abundance of non-nesters was not statistically significant between the four treatments (Fig. 6a). For the FB treatment, the abundance of non-nesters decreased with distance from the border ($F_{(6, 24)} = 5.29$; $P = 0.0014$); compared to 5 m, the abundance was 1.75 and 2.76 times smaller at 30 m and 60 m, respectively. The FB treatment had a strong effect on species richness of non-nesters

with 2 to 3 times more species of non-nesters on the edge (5 m) of the FB than on the edge of windbreaks ($F_{(6, 24)} = 2.69$; $P = 0.0384$) (Fig.6b). This effect was also observed at further distances. At 30 m, the FB treatment supported 2.38, 2.11 and 2.71 times more species of non-nesters than NWB, WB2 and WB1, respectively.

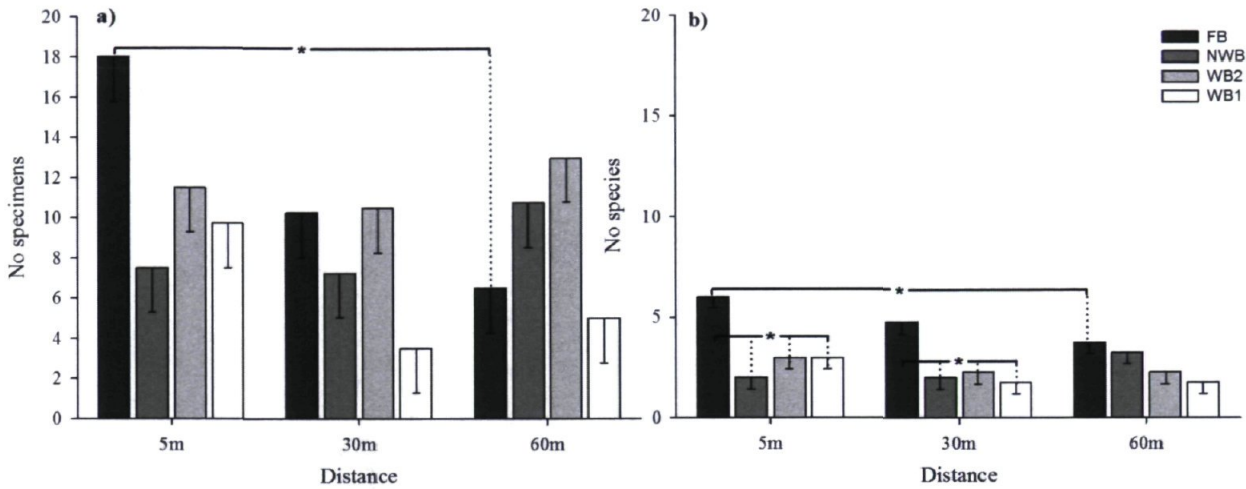


Figure 6. Abundance (a) and species richness (b) of non-nesters for the four treatments as a function of the distance for the field hedge. Columns with brackets differ significantly.

2.4 Discussion

Most studies that evaluated the dispersal of native pollinators inside large agroecosystems have shown that abundance and species richness were negatively affected by increasing distances from unmanaged habitats like forest borders, hedgerows and field margins (Chacoff and Aizen, 2006; Garibaldi *et al.*, 2011). Both of these studies suggested that abundance and diversity decreased linearly as distance from unmanaged habitats increased. Our study, conducted in lowbush blueberry monocultures in Lac-St-Jean region, partially supports this observation. In fact, the four treatments we compared supported similar abundance and species richness. By cons, differences were frequently observed in the FB treatment in which more pollinators (and more species) were collected at 5 m than at further distances. These results suggest that most native pollinators are generally

distributed quite homogeneously in the field, and thus are not depending on forested areas but that pollinators foraging in fields facing forest borders may be attracted by this habitat.

2.4.1 Forest border

The greater abundance and diversity of pollinators collected near the forest borders may be partly explained by the quality of this environment. The diversity of habitats may be suitable for a larger number of species. For cavity-nesters, this habitat likely offers a greater array of nesting possibilities like tunnels in trees made by emerging adults of wood-boring beetles (Cane *et al.*, 2007). Some species of bees also use hollow stems of dead plants, trees or bushes like sumac (*Rhus* spp.), rose, raspberry (*Rubus* spp.), elderberry (*Sambucus* spp.) and goldenrod for nesting (Vickruck, 2010). All these plants species can only be found in forest borders in such a type of agroecosystem. However for ground-nesters who constituted the most important group of pollinators, this reason does not explain well the greater abundance and species richness near the forest borders.

We suppose that ground-nesters were dragged to forest borders because of the greater floral diversity present in the first few meters surrounding this habitat. Some flowering plants, often considered as weeds by farmers, are important sources of nectar and pollen for pollinators (Odoux *et al.*, 2012). Weed control is of great concern for blueberry farmers who are engaging great amounts of money and efforts to minimize their negative impact on yields. Controlling weeds in fields' margins near forest is however much more difficult than around windbreaks (Farmers' pers. comm.), because the seed bank is usually more important there, leading to faster regeneration rates of unwelcomed species. It is therefore possible that these weeds represent an interesting nutritional resource for pollinators that attract them from the center to the margins of the field.

2.4.2 Windbreaks

Our results did not support our hypothesis that pollinators would react similarly to windbreaks as they did in studies focusing on the effect of hedgerows, in which higher abundance and diversity were found (Hannon and Sisk, 2009). None of the windbreaks (NWB, WB2 and WB1) had a positive effect on the abundance of pollinators and a slight increase of abundance was observed only in WB1 at 5 m. These results suggest that windbreaks seem to represent neither a great nesting habitat nor a good foraging environment for pollinators. The discrepancy between our results and those of previous studies may be explained by the difference in the environments and the windbreaks. In our study, the windbreaks were far more depauperate than expected in terms of habitats and foraging resources. For example, in WB1 and WB2, almost all trees had a diameter at breast height (DBH) of about 2.5-3.5 inches and were less than 12-15 years old. As a result, it is unlikely that these windbreaks support large number of holes made by wood-boring beetles which could represent a suitable nesting habitat for cavity-nesters. Moreover, WB1 and WB2 were supporting low flower diversity because, as mentioned earlier, weed managing near windbreaks seemed much more efficient. In most of these windbreaks, not a single flowering species was found. One can therefore assume that nutritional resources were not an important attractant for pollinators in windbreaks.

The results associated with natural windbreaks for both abundance and species richness were unexpected since we anticipated a similar effect as with forest borders. Even though NWB had a greater vegetal diversity than other windbreaks and thus possibly a greater range of habitats, the number of pollinators collected at 5 m was not greater than at further distances. While some pollinators probably use NWB as nesting habitats, the number of species that require such habitat for nesting was small and this effect was diluted by the vast majority of species capable of nesting inside the agroecosystem. In addition, the first few meters surrounding NWB were often trampled by heavy machinery which caused blueberry plants to be scrubby and more scattered, leading to lower resource availability

(author's pers. obs.). Finally, as for other windbreaks, weed control seemed more efficient around those windbreaks, making them less attractive for all types of pollinators.

2.4.3 Nesters' dependence on forested areas

While almost no statistically significant differences were found between the four treatments, FB had higher densities of ground-nesting pollinators at its edge, this was supported by a significant interaction between treatment and distance ($F=6.77$; $df=24$; $P=0.0003$). As partially exposed earlier, this result can be explained by the better foraging habitats that the first few meters around forest borders offer to ground-nesting bees. Even though they are not pledged to forested areas, as suitable nesting habitats can be found everywhere inside the field, ground-nesting pollinators are likely drawn to this ecotone to acquire nutrients to feed their progeny. Individuals who started building their nests prior to the blueberry bloom had probably selected a location where nutritional resources were already available. Species richness was influenced similarly as abundance. More diverse floral resources have probably attracted a higher number of species to nest and forage around the forest border.

In many ecosystems, cavity-nesting bees are highly represented by bees from the Megachilidae family (Sheffield *et al.*, 2008). The nesting habits of bees from this taxon show more variety than for any other bee family. The *Megachile* and *Osmia* genera are amongst the most important genera of this family. Species from both of these genera are known to nest in extremely various substrates including under or on rocks surfaces, on stems, in pithy stems or galls, in snail shells, and in preexisting tunnels left in wood by the larvae of wood-boring beetles (Cane *et al.*, 2007). Since none of these substrates are normally present inside blueberry agroecosystems (except snail shells), we hypothesized that these pollinators were highly infodated to forested areas like windbreaks and forest borders. We also presumed that a higher availability of these substrates would be found in more heterogeneous habitats like the forest borders. Both of these hypotheses are supported

by our results. The fact that more cavity-nesters were found in the FB treatment than in the WB1 one shows that these pollinators will rather choose a more diverse habitat in which they have better chances of finding adequate nesting substrates. Furthermore, the large difference observed between the FB treatment and NWB and WB2, suggests that the latter are also poorer nesting habitats than the highly diverse forest border. It is also likely that the greater floral diversity found in the forest borders may have attracted (or kept) cavity-nesting species around because their needs were being fulfilled without having to travel too much, therefore preserving their energy for progeny maintenance.

Distance was also an important driver in cavity-nesters' abundance. Almost twice as many of these pollinators were found at 5 m from forest borders and windbreaks combined compared to what was found at 30 m or 60 m. This suggests that no matter the quality of the forested area, cavity-nesting pollinators prefer to nest inside this habitat rather than further out in the field. The decrease was drastic considering that a distance of only 25m was sufficient to create a significant difference in cavity-nesting bees' abundance. It also suggests that a homogenous ecosystem like the center of a large blueberry monoculture will suffer from the near absence of these pollinators. Species richness was also strongly affected by distance. Cavity-nesting species therefore seem to stay close to the forested areas found in this agroecosystem. For example, for *Lasioglossum cressonii* which nests in rotting wood and was the most abundant cavity-nester found in this study, 78% of specimens have been found at 5 m while 92 % of the specimens were collected in the FB treatment (See table 1). This result shows the strong dependency on forested area for this important species.

The effect of FB on species richness of non-nesters was striking compared to other treatments. Most non-nesters' species we collected were part of the Syrphidae. It is well known that the quasi-totality of all known species of the Syrphinae sub-family are predators of soft-bodied arthropods and that Eristalinae are often closely related to aquatic habitat (Vockeroth and Thompson, 1987). It was thus anticipated to find more species around the more heterogeneous habitat. Some species probably have very specific biological needs that

are met exclusively in this more heterogeneous habitat. Our results seem to support this hypothesis since many species of non-nesters (i. e. *Toxomerus geminatus*, *Rhingia nasica*, *Sphaerophoria novaeangliae*, *Sphaerophoria asymetrica*, *Sericomyia transversa* and *Hemaris diffinis*) were only observed in the FB treatment.

2.4.4 Blueberry fields as a suitable nesting environment

The low dependency of pollinators to forested areas can be explained by the dominance of ground-nesting species found in the lowbush blueberry agroecosystem. Such pollinators are rather influenced by soil conditions and less affected by the presence of forested areas. Cane (1991) found that ground-nesting bees prefer to nest in sandy soil, which is ubiquitous in lowbush blueberry fields. Also, ground-nesters usually opt for open areas because ground temperatures are higher than those found in shaded environment. Nesting preference for warmer substrates has been shown in many fossorial hymenopterans species (Sakagami et Hayashida, 1961; Weaving, 1989). Soil water content is also of crucial importance for successful larval development of ground-nesters. The substrate surrounding the brood cell should neither be waterlogged nor too dry (Potts et Willmer, 1997). Blueberry fields are usually well-drained open areas, making it an appropriate nesting substrate. Agricultural practices such as tilling (Shuler *et al.*, 2005), crop rotation and insecticide use may be detrimental to pollinators (Cane, 1997). However, blueberry growers in the Lac-St-Jean region tend not to use these practices. For instance, Lac-St-Jean is one of the rare blueberry producing regions in which the blueberry maggot (*Rhagoletis mendax*) is absent, resulting in an extremely rare application of insecticide. Finally, tillage is not used to avoid destroying blueberry rhizomes. Therefore, ground-nesting bees are relatively well protected in lowbush blueberry agroecosystem.

This study also allowed us to evaluate how diverse was the pollinators fauna in blueberry fields. Almost a hundred species were identified, while only 46 were recorded by Morrissette *et al.* (1985) 25 years ago. The refinement of identification techniques and

extensive sampling are the most likely reasons explaining the amplitude of these differences. We have also been able to detect an important dissimilarity between our results and the ones discussed by Morrissette. In fact, *Bombus terricola* was considered by Morrissette *et al.* as being one of the most important pollinator of blueberry blossoms, while not a single specimen of this species was collected in our study. This observation is coherent with the fact that populations of *B. terricola* have been declining rapidly over the past decades in most parts of northeastern North America, its native distribution range (Cameron *et al.* 2011).

In summary, lowbush blueberry crop represents an interesting environment for ground-nesting pollinators, which, again, are by far the most abundant group in this agroecosystem. It may even be a refuge for many beneficial insects (Ricketts *et al.* 2001). We also have to take into consideration that the studies (e.g., Chacoff *et al.* 2006; Ricketts *et al.*, 2008; Garibaldi *et al.*, 2011) that have reported a decline in abundance and species richness with distance from forest remnants generally used greater distances (up to 30 km) than the ones we investigated in our study (5-60m). It is thus possible that negative effects on pollinators' community would become greater if the size of blueberry monocultures keeps expanding.

Finally, although lowbush blueberry fields may be a suitable habitat for ground-nester pollinators, they may also represent a challenge for long lasting pollinators, such as bumblebees, which are left with a very limited amount of nutritional resources when the crop is not flowering. It is therefore critical for growers to ensure the availability of nutritional resources throughout the summer to sustain those colonies (Lye *et al.*, 2009) and refrain from excessive weed control in field edges.

Acknowledgements

Our research was funded by the Programme de soutien à l'innovation agroalimentaire (*PSIA, MAPAQ*), NSERC-Discovery and NSERC-CANPOLIN. We would like to thank Cory S. Sheffield, Jason Gibbs, Jeff Skevington, Andrew Young, Gil Felipe Gonçalves Miranda and F. Christian Thompson for their taxonomic expertise. We also want to thank Véronique Moreau (Club Conseil Bleuët) and Andrée Tremblay (MAPAQ) for their help in selecting appropriate sites; Geneviève Dufour Tremblay and Andrée Rousseau for their field and lab assistance; and Gaétan Daigle for help with statistical analyses.

2.5 References cited

- Aizen, M. A. and Harder, L. D. 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current Biology* 19: 915-918.
- Ambrosini, R., Bolzern, A. M., Canova, L., Arieni, S., Moller, A. P. and Saino, N. 2002. The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use. *Journal of Applied Ecology* 39: 524-534.
- Aras, P., de Oliveira, D. and Savoie, L. 1996. Effect of a honey bee (Hymenoptera: Apidae) gradient on the pollination and yield of lowbush blueberry. *Journal of Economic Entomology* 89: 1080-1083.
- Boulanger, L. W., Wood, G. W., Osgood, E. A. and Dirks, C. O. 1967. Native bees associated with the low-bush blueberry in Maine and Eastern Canada. Cooperative publication of the Maine Agricultural Experiment Station, Orono, and the Canada Agricultural Research Station, Fredericton, N.B. Technical bulletin 26: 22 pp.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Barmaz, S., Settele, J. and Potts, S. G. 2010. The impact of an insecticide on insect flower visitation and pollination in an agricultural landscape. *Agricultural and Forest Entomology* 12: 259-266.
- Buchmann, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms in *Handbook of experimental pollination biology*. C. E. Jones and R. J. Little. New York, Van Nostrand Reinhold: 73-113.
- Buchmann, S. L. and Nabhan, G. P. 1997. *The Forgotten Pollinators*. Washington, DC, Island Press. 312 p.

- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F. and Griswold, T. L. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 662-667.
- Campbell, J. W. and Hanula, J. L. 2007. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 11: 399-408.
- Cane, J. H. 1991. Soils of ground-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea): texture, moisture, cell depth and climate. *Journal of the Kansas Entomological Society* 64: 406-413.
- Cane, J. H. 1997. Ground-nesting bees: The neglected pollinator resource for agriculture in *Seventh International Symposium on Pollination - Pollination: From Theory to Practise*. K. W. Richards: 309-324.
- Cane, J. H., Griswold, T. and Parker, F. D. 2007. Substrates and materials used for nesting by North American *Osmia* bees (Hymenoptera : Apiformes : Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America* 100: 350-358.
- Chacoff, N. P. and Aizen, M. A. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology* 43: 18-27.
- Currie, R. W., Pernal, S. F. and Guzman-Novoa, E. 2010. Honey bee colony losses in Canada. *Journal of Apicultural Research* 49: 104-106 .
- Donald, P. F., Green, R. E. and Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268: 25-29.
- Finnamore, A. T., and Neary, M. E. 1978. Blueberry pollinators of Nova Scotia, with a checklist of the blueberry pollinators in eastern Canada and northwestern United States. *Annales de la Société Entomologique du Québec* 23: 168-181.
- Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., Mathews, F., Stuart, R. C., Townsend, M. C., Manley, W. J., Wolfe, M. S., Macdonald, D. W. and Firbank, L. G. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1: 431-434.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Dudenhoffer, J. H., Greenleaf, S. S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Potts, S. G., Ricketts, T. H., Szentgyorgyi, H., Viana, B. F., Westphal, C., Winfree, R. and Klein, A. M. 2011. Stability of pollination

- services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062-1072.
- Ghilain, A. and Belisle, M. 2008. Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification. *Ecological Applications* 18: 1140-1154.
- Goulson, D. 2003. Conserving wild bees for crop pollination. *Food, Agriculture & Environment* 1: 142-144.
- Goulson, D., Lye, G. C. and Darvill, B. 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology* 53: 191-208.
- Hannon, L. E. and Sisk, T. D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation* 142: 2140-2154.
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. and Bugter, R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.
- Hopwood, J. L. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological Conservation* 141: 2632-2640.
- Institut de la Statistique du Québec. I.S.Q. 2011. Statistiques relatives à la location de colonies à des fins de pollinisation selon le type de culture, Québec, 2011, http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/filr_bioal/elevage/miel/h7_2010.htm. (Page consulted on January 10 2012).
- Javorek, S. K., Mackenzie, K. E. and Vander Kloet, S. P. 2002. Comparative pollination effectiveness among bees (Hymenoptera : Apoidea) on lowbush blueberry (Ericaceae : *Vaccinium angustifolium*). *Annals of the Entomological Society of America* 95: 345-351.
- Kevan, P. G. 1975. Forest application of the insecticide fenitrothion and its effect on wild bee pollinators (Hymenoptera: Apoidea) of lowbush blueberries (*Vaccinium* spp.) in Southern New Brunswick, Canada. *Biological Conservation* 7: 301-309.
- Kevan, P. G., Greco, C. F. and Belaousoff, S. 1997. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology* 34: 1122-1136.
- Kevan, P. G. and Viana, B. F. 2003. The global decline of pollination services. *Biodiversity* 4: 3-8.

- Kremen, C., Williams, N. M. and Thorp R. W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 : 16812-16816.
- Lewis, T. and Smith, B. D. 1969. The insect faunas of pear and apple orchards and the effect of windbreaks on their distribution. *Annals of Applied Biology* 64: 11-20.
- Lomond, D. and Larson, D. J. 1983. Honey bees, *Apis mellifera* (Hymenoptera, Apidae), as pollinators of lowbush blueberry, *Vaccinium angustifolium*, on Newfoundland coastal barrens. *Canadian Entomologist* 115: 1647-1651.
- Lye, G. C., Park, K., Osborne, J., Holland, J. and Goulson, D. 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biological Conservation* 142: 2023-2032.
- MAPAQ, 2011. Monographie de l'industrie du bleuets au Québec. Ministère de l'agriculture du Québec (MAPAQ). 70 pages.
- Mohr, N. A. and Kevan, P. G. 1987. Pollinators and pollination requirements of lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium* Ait.) and *Vaccinium myrtilloides* Michx) and cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Ait.) in Ontario with notes on highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) and lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.). *Proceedings of the Entomological Society of Ontario* 118: 149-154.
- Morrisette, R., Francoeur, A. and Perron, J. M. 1985. Importance des abeilles sauvages (Apoidea) dans la pollinisation des bleuets nains (*Vaccinium spp.*) en Sagamie, Québec. *Revue d'Entomologie du Québec* 30: 44-53.
- Odoux, J. F., Feuillet, D., Aupinel, P., Loublie, Y., Tasei, J. N. and Mateescu, C. 2012. Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honey bee colonies. *Apidologie* 43: 561-575.
- Pinzauti, M. 1986. The influence of the wind on nectar secretion from the melon and on the flight of bees: the use of an artificial wind-break. *Apidologie* 17: 63-71.
- Potts, S. G. and Willmer, P. 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology* 22: 319-328.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. and Fay, J. P. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15: 378-388.

- Rucker, R. R., Thurman, W. N. and Burgett, M. 2003. Internalizing reciprocal benefits: the economics of honeybee pollination markets. Working paper. Raleigh: North Carolina State University.
- Russ, J. M. and Montgomery, W. I. 2002. Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation* 108: 49-58.
- Sakagami, S. F. and Hayashida, K. 1961. Biology of the primitively social bee, *Halictus duplex* Dalla Torre, III. Activities in spring solitary phase. *Journal of the Faculty of Science Hokkaido University Series VI. Zoology* 14: 639-682.
- Sheffield, C. S., Kevan, P. G., Westby, S. M. and Smith, R. F. 2008. Diversity of cavity-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) within apple orchards and wild habitats in the Annapolis Valley, Nova Scotia, Canada. *The Canadian Entomologist* 140: 235-249.
- Shuler, R. E., Roulston, T. H. and Farris, G. E. 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology* 98: 790-795.
- Vander Kloet, S. P. 1988. *The genus Vaccinium in North America*. Ottawa, Research Branch Agriculture Canada. 201 p.
- Vickruck, J. 2010. The nesting biology of Ceratina (Hymenoptera: Apidae) in the Niagara Region: New species, nest site selection and parasitism. M. Sc. thesis, Brock University.
- Vockeroth, J. R. and Thompson, F. C. 1987. Syrphidae in *Manual of Nearctic Diptera*. J. F. McAlpine. Ottawa, Agriculture Canada. 2: 713-743.
- Weaving, A. J. S. 1989. Habitat selection and nest construction behaviour in some Afrotropical species of *Ammophila* (Hymenoptera: Sphecidae). *Journal of Natural History* 23: 847-871.
- Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G. and Jennings, N. V. 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18: 1283-1292.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D. P., LeBuhn, G. and Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90: 2068-2076.
- Winfree, R., Williams, N. M., Dushoff, J. and Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10: 1105-1113.

Chapitre III: Pollen carrying capacities and specificity of
lowbush blueberry native pollinators in Quebec

Résumé

À cause de son autostérilité, la reproduction de *Vaccinium angustifolium* est étroitement liée à la pollinisation entomophile. Certaines espèces de pollinisateurs indigènes sont reconnues pour avoir une capacité de pollinisation plus importante que l'espèce introduite qu'est *Apis mellifera*. Dans le cadre de cette étude, nous avons évalué le potentiel de pollinisation de plusieurs espèces de pollinisateurs indigènes retrouvées dans les bleuetières de la région du Lac-St-Jean au Québec. Pour ce faire, nous avons quantifié la capacité de transport de pollen de ces espèces en plus d'identifier les espèces spécialisées dans la pollinisation du bleuet nain. Sept-cent-vingt-huit spécimens ont été collectés à l'aide d'un filet entomologique. La charge de pollen de chacun des spécimens a été isolée pour permettre un comptage à l'hémacytomètre et une identification des principaux taxons de pollen contenus dans celle-ci. Nos résultats démontrent qu'il y a une différence marquée dans le nombre de grains de pollen transporté par les espèces, allant de quelques dizaines à plus de 175 000. Nous avons observé que les espèces des genres *Bombus* et *Andrena* sont particulièrement efficaces pour récolter le pollen des fleurs de bleuets et qu'ils seraient possiblement des pollinisateurs particulièrement efficaces. De plus, les analyses de charges de pollen ont démontré que deux espèces (*Andrena bradleyi* et *Andrena carolina*) sont oligolectes et collectent activement uniquement du pollen de bleuet pour nourrir leur progéniture. Ce projet a finalement permis d'identifier certaines plantes pollinifères alternatives pouvant favoriser le maintien des communautés de pollinisateurs dans les agroécosystèmes de bleuetières.

Abstract

Due to self-incompatibility, the reproduction of lowbush blueberry is closely tied to insect pollination. It is well known that many species have greater pollination efficiency than the introduced *Apis mellifera*. In this study, we evaluated the pollination potential of several antophilous species, mostly Apoids and Syrphid flies, present in lowbush blueberry field in Lac-St-Jean. For that purpose, we quantified pollen carrying capacity and species' specificity toward *Vaccinium angustifolium* pollen. Seven-hundred-and-twenty-eight specimens of pollinators were net-collected and their pollen load retrieved in order to identify pollen taxa and count pollen grains using a hemacytometer. We found that pollen carrying capacities were highly variable amongst species, ranging from few hundreds to more than 175 000 pollen grains/individual. *Bombus* and *Andrena* species were especially efficient in carrying pollen and may thus have the greater pollination efficiency. Also, two species (*Andrena bradleyi* and *Andrena carolina*) showed oligolectic behavior toward lowbush blueberry and actively collected pollen exclusively from blueberry flowers. Finally, this project allowed us to identify alternative forage plants that were visited by native pollinators. Protecting these flowering plants should be part of management practice in order to maintain healthy pollinators' communities in lowbush blueberry agroecosystem.

3.1 Introduction

A large proportion of the 300,000 known angiosperms rely on bees for their pollination and reproduction (O'Toole and Raw 1991). Pollen collection leading to fruit production represents a critical ecosystem service provided by a large array of native and exotic pollinators. About 35 % of the crops cultivated worldwide depend on pollinators (Klein *et al.*, 2007). Despite this fact, modern agriculture has tended to rely on a single pollinator for the vast majority of crop pollination. The European honeybee, *Apis mellifera* L., an exotic species in North America, has been used intensively over the last decades in order to pollinate flowers of many crops, such as apples, almonds, cranberries and blueberries. Recently, the global decrease in honeybee populations seems to threaten our dependency on this species (Aizen and Harder, 2009). Stakeholders have therefore turned their attention towards other sources of pollinators in order to respond to the upcoming pollination crisis.

Native pollinators are thus getting more attention from both scientists and farmers for their potential in becoming effective substitutes to the declining honeybee, or to simply complement its work. As for introduced pollinators, natives ones are also affected by anthropogenic disturbances as pesticide use (Kevan *et al.*, 1997; Brittain *et al.*, 2010), destruction of natural habitats (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002), fragmentation (Cunningham, 2000; Winfree *et al.*, 2009), tillage (Shuler *et al.*, 2005) and increasing monoculture size leading to nutritional shortage of resources (Biesmeijer *et al.*, 2006). Replacing the honeybee will not be an easy task since more than 30 000 pollinating individuals may live in a single hive (Boucher *et al.*, 2011). Even though native pollinators will probably not be able to reach such densities, they possess great advantages over the honeybees, notably the fact that some species have a greater pollinating efficiency than *A. mellifera* (Westerkamp, 1991). As shown repeatedly, many native pollinators are having a superior impact on fruit set and yields than the European honeybee (Willmer *et al.*, 1994; Canto-Aguilar and Parra-Tabla, 2000). Flowers with particular pollination needs benefit to a higher degree when they are visited by non-honeybee pollinators. For example, honeybee are mainly interested

in nectar gathering when they visit the flowers of lowbush blueberry and are unable to do buzz-pollination, making it a poor pollinator of this economically important crop. Javorek *et al.* (2002) found that honeybees needed to visit a blueberry flower 4 times in order to deposit the same amount of pollen on the stigma compared to bumblebee queens and *Andrena* spp.. It is also known that *Apis* foragers are not really interested in blueberry pollen since the grains are too small to build normal-sized pollen loads.

Even though native pollinators are sometimes more efficient in pollinating blueberry compared to honeybees, they may not be as reliable. For instance, as highlighted earlier, native pollinators have been facing similar decline as the honeybee over the last decades (National Research Council, 2007; Potts *et al.*, 2010). They also display important annual variations in populations (Cane and Payne, 1993) and may therefore be less numerous and less effective to pollinate crops than honeybees, especially the year after a harsh summer or cold winter. Because most farmers, on the one hand, are not aware of the great pollinators' diversity present in their agroecosystem and, on the other hand, they do not know exactly which species are the most effective at pollinating their crop, they hesitate to take measures in order to maintain these communities. The different biology (nesting preferences, nutritional needs, phenology, etc.) of the various pollinating species makes it even harder to protect these populations. A greater knowledge and awareness about the most efficient pollinator species found in their fields may enhance the interest of farmers to protect these insects and the critical ecosystem service they provide. Few studies have tried to evaluate pollinators' effectiveness in the past using different parameters. Seed set, pollen deposition on the stigma of a flower, fruit set, flower visitation speed and yields are amongst the many techniques used in order to compare pollinating species with one another (Spears, 1983; Willmer *et al.*, 1994; Canto-Aguilar et Parra-Tabla, 2000; Javorek *et al.* 2002).

Weed control in blueberry fields is considered by farmers as being one of the most important operations to increase yields (Ministère de l'Agriculture du Nouveau-Brunswick, 1999), but since this practice may lead to a diminishing floral diversity, it is important to

know which flowering plants have a greater importance for native pollinators. Very few animal species are well adapted to the consumption of a single type of food and most pollinators are no exception. Offering a single, but abundant, type of pollen for a really short period of time to pollinators may lead to nutritional deficiency and starvation after the blooming period. So, providing them with a diverse and abundant flora not only during the blooming period but also throughout the whole summer represents a vital element in their survival and should be part of their management to increase their presence in the agroecosystems. Stubbs *et al.* (1992) identified alternative forage plants that were visited by native pollinators in Maine blueberry agroecosystem and provided a list of potentially interesting plants.

Here we conducted a pollen analysis in Lac-St-Jean, the most important region producing wild blueberries in Canada. Our study entailed three specific objectives: 1) identify native pollinators with the highest pollen carrying capacities; 2) evaluate the specificity of native pollinators toward blueberry pollen to determine whether this agroecosystem housed oligolectic (specialist) species and 3) identify non-blueberry flowering species that were visited by pollinators during the bloom.

3.2 Material and methods

3.2.1 Study area

The study took place in 2009 in the northern part of the Lac-St-Jean region, in the province of Quebec, Canada. Four large blueberry fields were selected in different localities. The study sites were part of the balsam fir-yellow birch bioclimatic domain. The four sites were located in Dolbeau-Mistassini (48°51.639'N, 72°14.052'O), Albanel (48°49.433'N, 72°20.630'O), Girardville (48°59.599'N, 72°28.165'O) and St-Eugene (49°0.207'N, 72°22.428'O). The four fields were similar in size (approx. 150 ha) and were all intensively managed. The dominant tree species surrounding blueberry fields were

balsam fir (*Abies balsamea*), black spruce (*Picea mariana*) and two different species of pine (*Pinus banksiana* and *Pinus resinosa*).

3.2.2 Pollinator sampling

Two 250 m long transects starting at the forest border and going toward the center of the field were delimited and separated by a distance on 250 m. Five collecting zones, ranging from 30 to 50 m wide, were delimited on the transect and separated by a buffer zone of 20 to 50 m. The sampling zones were from 0-30, 50-80, 100-130, 150-200 and 250-300 m. In each zone of both transects, a collecting period took place in the morning (9 AM to 12 PM) and in the afternoon (1 PM to 4 PM) for a duration of ten minutes. A single site was visited each day during the blueberry blooming period that ranged from June 12th to June 22nd in 2009. Two sites were visited twice and the two others (Girardville and St-Eugène), where the blooming season lasted few more days, were visited a third time. Sampling occurred on sunny days when cloud cover was minimal and the temperature at noon was exceeding 18°C. Insects were collected with an entomological net when they were observed visiting a blueberry flower. Individuals of *Apis mellifera* L. and *Megachile rotundata* Fabr. were purposely not captured since these species are exotic. Each pollinator was placed separately in an Eppendorf vial and was euthanized using dry ice.

3.3.3 Pollen analyses

3.3.3.1 Pollen counts

Back to the laboratory, the pollen load of each pollinator was retrieved using a technique adapted from Primack and Silander (1975), using a metal stick and consecutive 70 % alcohol rinses. A total of 15 ml of alcohol was used for rinses in order to fill the 15 ml Sarstedt centrifugation tube. A centrifugation at 5000 rpm for 5 minutes was used to isolate the pollen in the tube. The supernatant was then retrieved and the remaining liquid was evaporated using a heating chamber to obtain a completely dry pollen load for each pollinator in each tube. As pollen loads were extremely variable between species and given that using a hemacytometer would not have been suitable for very small pollen loads, we

had to separate the tubes in two categories. We categorized as “small” pellets that were barely visible to the naked eye and as “large” pellets for which pollen grains were easily visible.

When the pollen was completely dry, 0.5 ml of distilled water containing 0.5 % of Tween was poured in both “small” and “large” tubes. For “small” pellet tubes, we used 100 µl of the liquid in order to mount two microscope slides with glycerine-gelatine dyed with fuchsine. All the pollen grains found on these slides were counted.

For “large” tubes, we counted the pollen grains using the Improved Neubauer hemacytometer (Hausser Scientific, U.S.A.). Once the pollen count was done, we mounted two microscope slides per sample using 100 µl of the remaining liquid and glycerine-gelatine dyed with fuchsine (Louveaux *et al.*, 1970).

3.3.3.2 Pollen identification

The pollen grains were identified under the microscope (x 1000) to the lowest taxonomical level possible using the laboratory reference collection and a taxonomic key (Moore et Webb, 1978). For “small” tubes, every grains present on the slides were identified, but for “large” tubes, we identified 400 pollen grains on each slide and extrapolated the approximate ratio for each pollen species.

3.3.3.3 Insect identification

All pollinators were identified at the lowest taxonomic level whenever possible. For Apoidea specimens, only female specimens were considered for statistical analyses since males do not carry pollen load.

3.3.4 Statistical analyses

In order to evaluate differences in mean pollen load size for each species, statistical analyses for the pollen carrying capacities of pollinators were made using an ANOVA with multiple comparison tests (Least significant difference, LSD). Species needed a minimum of 8 individuals to be included into analyses. Log transformation was applied to response variable. For *Vaccinium* pollen specificity, we used similar tests (LSD) using data previously transformed with arcsine square root which is commonly used in comparisons of percentages. All analyses were performed using the Mixed procedure of SAS (SAS 9.2, SAS Institute).

3.4 Results

A total of 475 pollinators representing 82 species were collected during the two weeks of sampling. The most abundant species were all part of the Hymenoptera order which represented more than 64 % of all specimens. *Bombus frigidus* Smith was the most abundant species and accounted for more than 22 % of all pollinators collected, *Andrena vicina* Smith (13.1 %), *Andrena regularis* Malloch (12.6 %) and *Andrena bradleyi* Viereck (9.26 %). The most abundant non-hymenoptera pollinator was a syrphidae (*Sericomyia bifasciata* Williston) representing 4.6 % of all captured specimens. For 36 (40 %) of the 83 species, only one specimen was collected during the sampling period. For only 19 species the number of specimens was sufficient for statistical analysis ($N \geq 8$).

3.4.1 Pollen carrying capacity

There were large differences in pollen carrying capacities between species ($F_{(18, 456)} = 45.36$; $P < 0.0001$). Pollen load averages ranged from few hundred pollen grains to more than 175 000/individual (Fig. 7). As expected, Apoidea specimens gathered bigger pollen loads than pollinating Diptera species. The first ten species in terms of average pollen load size were all Apoidea. Two genera seemed to obtain a particularly great amount of pollen from flower visitation, these being *Bombus* and *Andrena*. *Bombus impatiens*

specimens were those who transported the highest number of pollen grains on their body, with 177 680 pollen grains (pg) ($\pm 68\ 203$) on average. The second, third and fourth most important pollen gatherers were large-bodied *Andrena* species, respectively *Andrena vicina* (120 780 pg $\pm 13\ 788$), *Andrena regularis* (117 240 pg $\pm 22\ 155$) and *Andrena nivalis* (116 230 pg $\pm 20\ 468$). No statistically significant differences were detected between these three species. Even though species like the medium-sized *Andrena bradleyi* (71 459 pg $\pm 7\ 715$) could carry only half of the amount of pollen larger bees transported, no statistical difference was observed between this species and other *Andrena* species named above ($t=1.827$; $df=18$; $P=0.0647$ for *A. vicina*; $t=0.846$; $df=18$; $P=0.3976$ for *A. regularis*; $t=1.724$; $df=18$; $P=0.0853$ for *A. nivalis*). The other bumblebee species (*Bombus frigidus*, 60 772 pg $\pm 6\ 918$) also showed a great pollen carrying capacity but seemed less effective than *B. impatiens*. Other large bodied hymenoptera, like *Colletes validus* (18 632 pg $\pm 4\ 949$) and *Halictus rubicundus* (16 500 pg $\pm 6\ 348$), had a lower average pollen carrying capacity compared to *Andrena* species, albeit few specimens of both species transported more than 60 000 pg. We found that *Sericomyia transversa*, the best non-Apoidea pollen carrier, transported 5 590 pg $\pm 1\ 156$ in average, which represents only about 3.1 % of the average load carried by *B. impatiens*. Two species of small Halictids, *Lasioglossum* sp.1 and *Lasioglossum leucomum*, transported 12 356 pg $\pm 2\ 908$ and 1 960 pg ± 859 respectively. As expected, Bombyliidae species (*Bombylius mexicanus*, *Bombylius major* and *Bombylius pygmaeus*) with their non-intrusive flower visiting behavior showed very poor pollen carrying capacities with less than 2000 pg each.

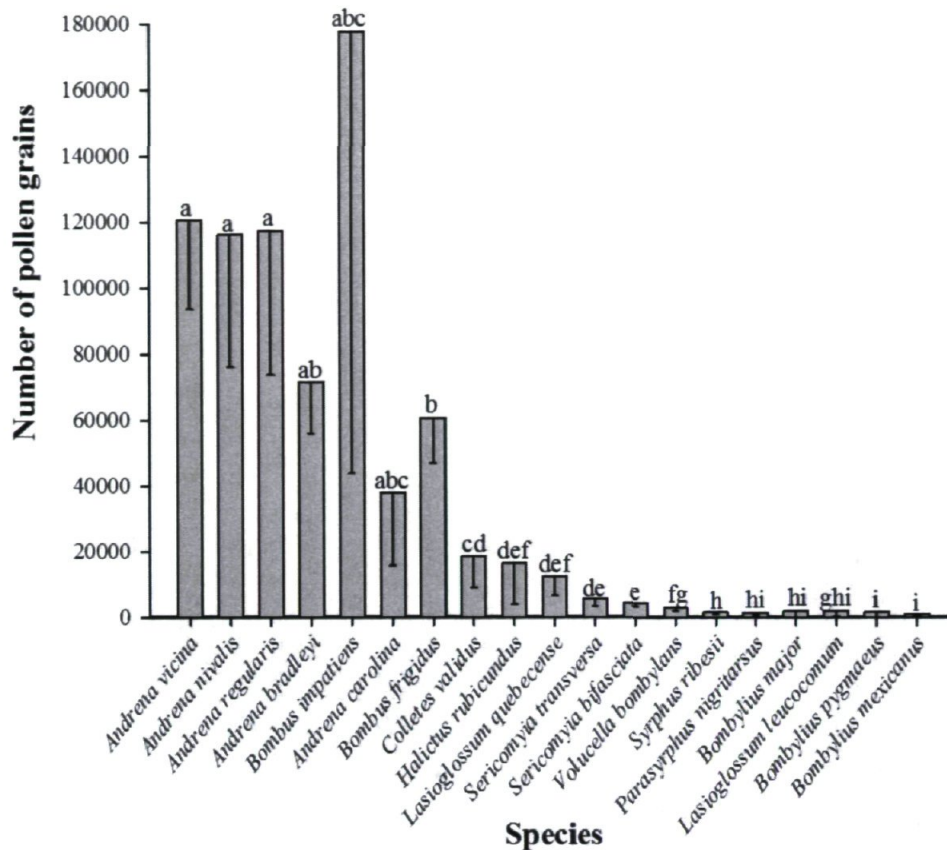


Figure 7. Average number of pollen grains transported by 19 species of pollinators in lowbush blueberry fields (± 1.96 SE).

3.4.2 Blueberry pollen specificity

Specificity toward *Vaccinium* pollen was highly variable amongst species, ranging from nearly 99 % to 10 % (see fig.8). Apoidea species seemed to have a greater attraction to *V. angustifolium* since the seven most specific species were part of this family. Almost half of the species had an average of 80 % or more of blueberry pollen on their body and this proportion was higher than 90 % for four. Two species in particular seem to have an oligolectic relation with *V. angustifolium*. *Andrena carolina* (98.6 %) and *Andrena bradleyi* (98.0 %) had actively collected pollen only from *V. angustifolium*. For these two species, all the pollen grains not coming from *V. angustifolium* were *Pinus* pollen.

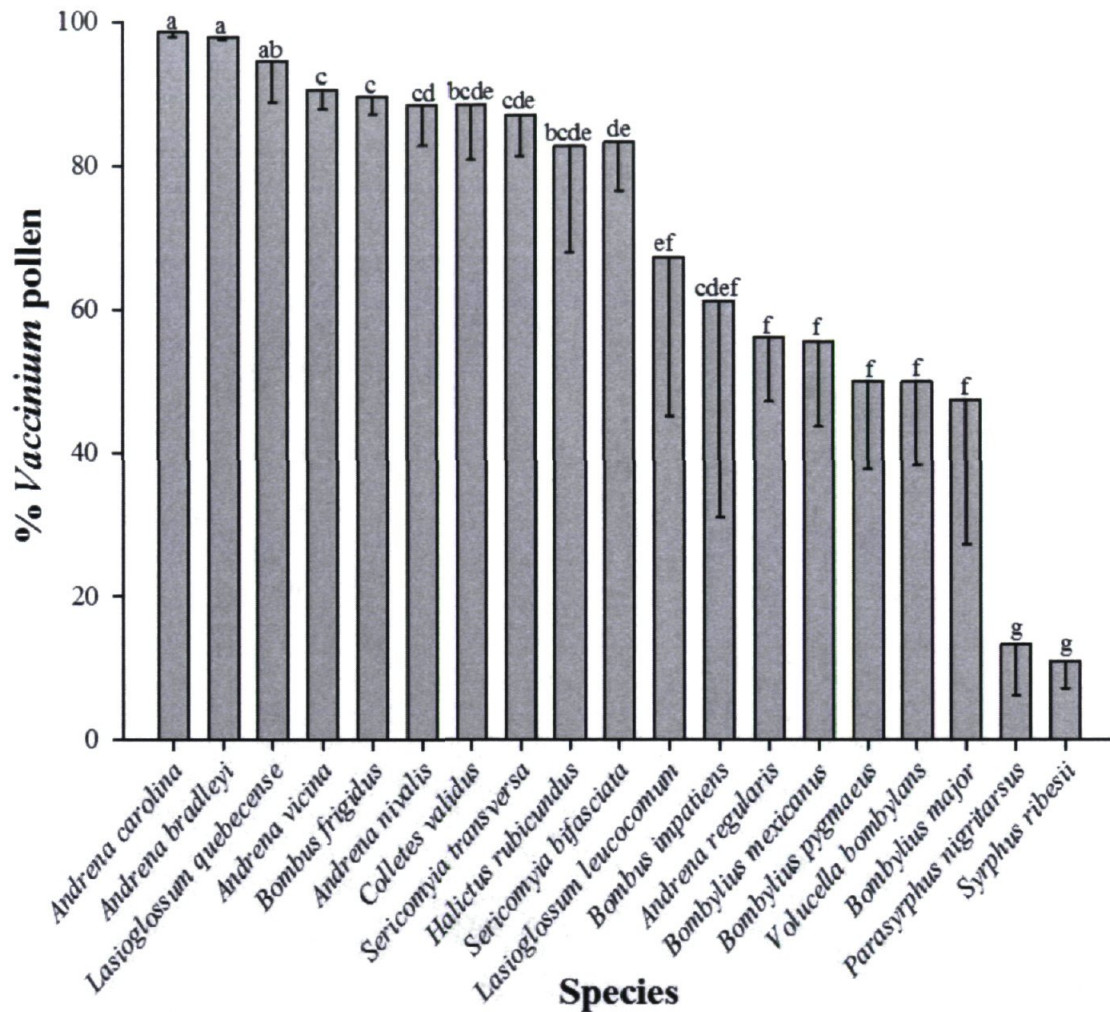


Figure 8. Percentage of *Vaccinium* pollen collected by 19 species of pollinators in lowbush blueberry fields (± 1.96 SE).

3.4.3 Alternative foraging plants

Thirty-four different species of pollen were identified on the body of the pollinators we collected (see table 2). About 40 % of those species were found on less than 10 specimens and 23 % were found on 3 insects or less. Nine species (30%) were encountered more than 50 times and 7 of these on more than 100 insects. The most frequently collected flowering species were *Ledum groenlandicum*, *Nemopanthus mucronatus*, *Rubus sp*, *Taraxacum officinale*, *Sambucus pubens*, *Alnus rugosa* and *Pinus sp*. The two latter species were probably collected accidentally since these plants are known to be wind-pollinated.

3.5 Discussion

Plant pollination by insects represents a keystone element in both natural and agricultural ecosystems (Kevan, 2001). The conservation of indigenous pollinators is now necessary to maintain ecological stability and protect the global food safety (Potts *et al.*, 2010). Considering that pollination is one of the main bottlenecks in blueberry production, it is important to maximize the density and diversity of flower visitors in this agroecosystem. Farmers are conscious and concerned by this limitation and are showing an increasing interest in native pollinators since the apicultural industry seems to decline. On the other hand, they ask for more information about pollinating species living in their agroecosystem. Therefore, knowledge about the species with the greatest pollinating potential and the highest specific behavior toward their crop will help them focus on better management strategies.

3.5.1 Pollen carrying capacities

In lowbush blueberry, pollen-harvesting pollinators deliver greater quantities of pollen per single visit than nectar-collectors like the honeybees (Javorek *et al.*, 2002). Therefore, we hypothesized that species carrying large amounts of pollen might possess a superior pollinating capacity although we are aware that a more important carrying capacity does not necessarily translate in better pollination. In fact, we may consider that a pollinator able of collecting and transporting very efficiently pollen probably has a body on which pollen grains adhere very tightly. It is thus possible that this pollinator will not deposit a lot of pollen grains on the stigma of the flower it will visit and may then be an ineffective pollinator. For example, the commercially used, but now naturalized, *Bombus impatiens* might have the greatest efficacy in pollinating lowbush blueberry considering that it carried the largest amount of pollen of all species. By cons, even if it transports the largest amount of pollen, *B. impatiens* carries an important proportion of the pollen moistened with nectar in its tibial corbicula like other Apidae, which makes it hardly usable for pollination.

Therefore pollen load may not always be the best measure of effectiveness, although our results are in line with those reported by Javorek *et al.* (2002) who observed that bumblebees (queens) had the best pollinating efficiency in lowbush blueberry.

Large-bodied *Andrena* also transported great quantities of pollen on their body. Consequently, it is likely that these three *Andrena* species (*A. vicina*, *A. regularis* and *A. nivalis*) could be amongst the best pollinators for this crop. Additionally, unlike Apidae, these bees carry dry pollen with their femoral and propodeal corbicula (Michener, 1999) making it more available for pollination. Medium-sized *Andrena* species (*A. carolina* and *A. bradleyi*) and *B. frigidus* can also be good pollinators because of the reasonable pollen carrying capacities but also for the abundance of the latter species. Small halictids like *Lasioglossum quebecense* and *Lasioglossum leucocomum* proved to be poor pollen carrier but considering their size, this result was expected. However, even if they carried small amounts of pollen, these species could have a positive effect on blueberry pollination since they have to introduce an important part of their body inside the flower to reach the anthers. They might thus deposit quantities of pollen on the stigma sufficient enough for an adequate pollination. Lastly, all dipteran species showed poor pollen carrying capacities and should then be considered as being secondary pollinators. Even if pollen was recovered from their body, species of Bombyliidae, with their elongated mouthparts and limited interest in pollen, probably have a very limited impact on pollen deposition and therefore fruit sets in blueberry.

3.5.2 Blueberry pollen specificity

First of all, it is important to remember that insects were collected within a blooming blueberry field; it is thus not surprising to find a high percentage of *Vaccinium* pollen on their body. Despite this fact, blueberry pollen seems to be an interesting nutritional resource for a great diversity of pollinating insects. Nearly all flower visitors (725 out of 728) we collected were carrying blueberry pollen on their body and many species seemed to be using it as their primary food source (10 out of 19 species had more than 80% of blueberry pollen on their body). But two species in particular, *Andrena*

carolina and *Andrena bradleyi* showed oligolectic behaviors toward *V. angustifolium*. As highlighted earlier, almost all non-*Vaccinium* pollen grains collected on the body of these species were *Pinus* pollen. *Pinus* pollen has probably been collected accidentally by pollinators considering the low percentages in which it was observed in pollen load. Like for most other gymnosperms, *Pinus* is wind-pollinated (Faegri and van der Pijl, 1979) and the fact that blueberry fields are intersected by *Pinus* windbreaks makes *Pinus* pollen ubiquitous in the field. In addition, Rust (1987) analyzed pollen load in *Osmia* bees' nest and got to the conclusion that *Pinus* pollen is collected fortuitously by these bees. Therefore, in order to feed their progeny it is more than likely that all the females of these three species collected pollen only from *V. angustifolium*. *A. carolina* (cited as *longifacies* in LaBerge 1980) and *A. bradleyi* were suspected to be oligolectic of *Vaccinium* (LaBerge, 1985) and this hypothesis is supported by this study. These two species should also get more attention by farmers since they show high fidelity toward blueberry flowers.

Pollen identification allowed us to discover which flowering plants were visited by native pollinators in blueberry fields during its blooming period. Many of the plant species visited by pollinators at our study sites were considered by Stubbs *et al.*, (1992) as being interesting alternative forage plants for wild pollinators associated with the lowbush blueberry. Species like *Acer* spp., *Amelanchier* spp., *Prunus* spp., *Rubus* spp. and *Taraxacum* spp. were collected frequently in our study and were also recommended by these authors for their potential in helping preserve the pollinators' communities inside blueberry fields. By contrast, some of the most common plants that were visited by pollinators in Lac-St-Jean (*Ledum groenlandicum*, *Nemopanthus mucronatus*, *Sambucus pubens* and *Alnus rugosa*) were not considered by Stubbs *et al.*, as being of great interest for these insects. Our study took place in a much more northern habitat, where plant communities may be different than the ones in Maine.

Three specimens of a previously unknown species were collected. The new species, which has been named *Sericomyia vockerothi*, has been under the radar of taxonomists for many years. It is largely distributed in Canada although very few

specimens had been collected in the past. The discovery of a new species reminds us of the importance of undergoing diversity surveys in order to gain a greater knowledge about the entomological fauna. This is especially true in the northern part of Quebec where very few biodiversity surveys have taken place and where much work needs to be done.

Finally, this project allowed us to identify species of pollinators with greater pollination potential for blueberry crop because of their higher pollen carrying capacities, on one hand, and of their fidelity toward blueberry flowers, on the other hand. Enhancing these communities would be favorable to farmers considering the honeybee livestock is declining. As highlighted by Stubbs *et al.* (1992), one of the first steps in a pollinators' conservation program is to provide them with sufficient and diverse nutritional resources throughout the summer. Planting and protecting alternative forage plants that can be used prior to the blueberry bloom as well as during the whole summer represent a critical step in maintaining these fundamental organisms. The list of flowering plants we provided through this study could be the starting point for a better management of native pollinators in the lowbush blueberry agroecosystem in Quebec.

Acknowledgements

The authors would like to thank Mélissa Girard for pollen identification and Martine Bernier for assistance in the laboratory. We are grateful to the blueberry farmers who kindly accepted our presence in their field and Véronique Moreau (Club Conseil Bleuet) and Andrée Tremblay (MAPAQ) for their help in selecting appropriate sites. We also want to thank Gaétan Daigle for help with statistical analyses. This study was funded by NSERC-Discovery, NSERC-CANPOLIN and the Québec's Ministry of Agriculture (MAPAQ,PSIA).

3.6 References Cited

- Aizen, M. A. and Harder, L. D. 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current Biology* 19: 915-918.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. and Kunin, W. E. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.
- Boucher, C., Desjardins, F., Giovenazzo, P., Marceau, J., Pettigrew, A., Tremblay, H. and Tremblay, N. 2011. *Gestion optimale du rucher*, CRAAQ. 77 p.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Barmaz, S., Settele, J. and Potts, S. G. 2010. The impact of an insecticide on insect flower visitation and pollination in an agricultural landscape. *Agricultural and Forest Entomology* 12: 259-266.
- Cane, J. H. and Payne, J. A. 1993. Regional, annual, and seasonal variation in pollinator guilds: intrinsic traits of bees (Hymenoptera: Apoidea) underlie their patterns of abundance at *Vaccinium ashei* (Ericaceae). *Annals of the Entomological Society of America* 86: 577-588.
- Canto-Aguilar, M. A. and Parra-Tabla, V. 2000. Importance of conserving alternative pollinators: assessing the pollination efficiency of the squash bee, *Peponapis limitaris* in *Cucurbita moschata* (Cucurbitaceae). *Journal of Insect Conservation* 4: 201-208.
- Cunningham, S. A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267: 1149-1152.
- Faegri, K. and van der Pijl, L. 1979. *The Principles of Pollination Ecology*. Oxford, Pergamon Press. 242 p.
- Javorek, S. K., Mackenzie, K. E. and Vander Kloet, S. P. 2002. Comparative pollination effectiveness among bees (Hymenoptera : Apoidea) on lowbush blueberry (Ericaceae : *Vaccinium angustifolium*). *Annals of the Entomological Society of America* 95: 345-351.
- Kevan, P. G. 2001. Pollination: a plinth, pedestal, and pillar for terrestrial productivity. The why, how, and where of pollination protection, conservation, and promotion in *Bees and crop pollination - crisis, crossroads, conservation*. C. S. Stubbs and F. A. Drummond. Lanham, Maryland, Thomas Say Publication in Entomology:

- Proceedings of the Entomological Society of America. Entomological Society of America: 7-68.
- Kevan, P. G., Greco, C. F. and Belaoussoff, S. 1997. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology* 34: 1122-1136.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. and Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 303-313
- LaBerge, W. E. 1980. A revision of the bees of the genus *Andrena* of the western hemisphere. Part X. Subgenus *Andrena*. *Transactions of the American Entomological Society* 106: 395-525.
- LaBerge, W. E. 1985. A revision of the bees of the genus *Andrena* of the western hemisphere. Part XI. Minor subgenera and subgeneric key. *Transactions of the American Entomological Society* 111: 441-567.
- Louveaux, J., Maurizio, A. and Vorwohl, G. 1970. Commission internationale de botanique apicole de l'U.I.S.B. Les méthodes de la méliko-palynologie. *Apidologie* 1: 211-227.
- Michener, C. D. 1999. The corbiculae of bees. *Apidologie* 30: 67-74.
- Ministère de l'Agriculture du Nouveau-Brunswick. 1999. "La répression des mauvaises herbes dans les cultures du bleuet nain." Retrieved 01-02, 2012, from <http://www.gnb.ca/0171/10/0171100020-f.asp>.
- Moore, P. D. and Webb, J. A. 1978. *An Illustrated Guide to Pollen Analysis*. London, Hodder and Stoughton. 133 p.
- National Research Council 2007. *Status of pollinators in North America*. Washington, DC, The National Academy Press. 322 p.
- O'Toole, C. and Raw, A. 2004. *Bees of the World*. Facts On File, New York. 192 pp.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. and Kunin, W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345-353.
- Primack, R. B. and Silander, J. A. 1975. Measuring the relative importance of different pollinators to plants. *Nature* 255: 143-144.

- Rust, R. W. 1987. Collecting of *Pinus* (Pinaceae) pollen by *Osmia* bees (Hymenoptera, Megachilidae). *Environmental Entomology* 16: 668-671.
- Shuler, R. E., Roulston, T. H. and Farris, G. E. 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology* 98: 790-795.
- Spears, E. E. 1983. A direct measure of pollinator effectiveness. *Oecologia* 57: 196-199.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. and Tscharntke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421-1432.
- Stubbs, C. S., Jacobson, H. A., Osgood, E. A. and Drummond, F. A. 1992. Alternative forage plants for native (wild) bees associated with lowbush blueberry, *Vaccinium spp.*, in Maine. *Maine Agricultural Experiment Station Bulletin* 148: 1-54.
- Vockeroth, J. R. and Thompson, F. C. 1987. Syrphidae in *Manual of Nearctic Diptera*. J. F. McAlpine. Ottawa, Agriculture Canada. 2: 713-743.
- Westerkamp, C. 1991. Honeybees are poor pollinators - why? *Plant Systematics and Evolution* 177: 71-75.
- Willmer, P. G., Bataw, A. A. M. and Hughes, J. P. 1994. The superiority of bumblebees to honeybees as pollinators: insect visits to raspberry flowers. *Ecological Entomology* 19: 271-284.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D. P., LeBuhn, G. and Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90: 2068-2076.

Chapitre IV : Conclusion générale

Les travaux effectués dans la cadre de ce projet de maîtrise ont permis d'acquérir des informations primordiales en vue d'une démarche de conservation des services de pollinisation offerts par les espèces indigènes dans les bleuetières. Dans un premier temps, nous avons évalué le degré de dépendance de ces insectes vis-à-vis les différentes composantes du paysage de bleuetière (haies brise-vent et bordure de forêt). Subséquemment, nous avons quantifié la capacité de transport du pollen ainsi que la spécificité des principales espèces de pollinisateurs, deux facteurs influençant leur capacité de pollinisation respective. De plus, ce projet a permis d'identifier certaines espèces de plantes pollinifères qui semblent présenter un intérêt particulier pour les pollinisateurs au moment de la floraison du bleuetier. Un autre apport non négligeable de ce projet est qu'il a permis la poursuite de la caractérisation de la faune pollinisatrice dans un agroécosystème de bleuetière du Lac-St-Jean, débutée par Morissette et coll. en 1985 et poursuivie par Agrinova en 2009.

Les résultats associés au premier volet de ce projet de recherche nous ont permis de réaliser que l'écosystème de bleuetière du Lac-St-Jean présentait des différences notables au niveau de la dépendance des communautés de pollinisateurs face aux zones boisées. Plusieurs études ont démontré les effets négatifs de l'éloignement des habitats naturels sur l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs indigènes (Blanche *et al.*, 2006; Chacoff et Aizen, 2006; Ricketts *et al.*, 2008; Garibaldi *et al.*, 2011) et l'effet de cette diminution sur la productivité (Ricketts, 2004). Considérant le haut taux de perturbations présent dans les agroécosystèmes, la périphérie des champs représente fréquemment un lieu privilégié par les pollinisateurs (Hannon et Sisk, 2009). Par contre, nos résultats laissent supposer que les caractéristiques inhérentes aux bleuetières pouvaient amoindrir les effets néfastes qu'ont habituellement les agroécosystèmes sur les communautés de pollinisateurs indigènes.

Nos résultats relatifs à la bordure de forêt laissent en effet supposer que ce milieu naturel représente un habitat particulièrement favorable aux espèces anthophiles, par rapport au centre du champ. En revanche, nous nous attendions à observer des différences

plus marquées entre les traitements. Malgré des écarts importants, peu de différences significatives sont ressorties lors de la comparaison des moyennes des quatre traitements. Il est donc envisageable qu'une tendance plus claire aie pu émerger de nos données si un plus grand nombre de réplicats avait été utilisé. Une seconde collecte de données, lors de périodes estivales successives, aurait aussi possiblement permis de mieux évaluer le phénomène. De plus, il est important de souligner que certains résultats concernant le traitement de Brise-vent une rangée (WB1) se sont avérés très surprenants. Malgré qu'aucun effet du site n'ait été détecté, les résultats obtenus dans la bleuetière d'Albanel étaient particulièrement élevés en périphérie du brise-vent. Il est possible qu'une ou plusieurs caractéristiques du milieu, que nous n'avons pas été en mesure d'identifier précisément, aient favorisé la communauté de pollinisateurs à cet endroit. Le propriétaire de cette bleuetière semblait particulièrement conscient de l'importance des pollinisateurs indigènes et faisait une lutte moins soutenue aux plantes compétitrices retrouvées en périphérie de la bleuetière. Cette plus grande disponibilité en ressources nutritionnelles a possiblement permis aux pollinisateurs indigènes de s'établir plus abondamment à cet endroit.

Néanmoins, l'un des résultats les plus frappants de notre étude est le fait que la communauté de pollinisateurs indigènes dans les bleuetières du Lac-St-Jean soit fortement dominée par des espèces nichant dans le sol. En effet, les caractéristiques édaphiques et environnementales, généralement présentes en bleuetières, semblent favoriser la présence de ce type de pollinisateurs. Cet élément explique en partie pourquoi les pollinisateurs sont répartis de façon relativement homogène à travers les champs. Pour expliquer la densité considérable de pollinisateurs au centre des champs de bleuets, il importe aussi de considérer la régie de culture de cet agroécosystème. L'absence d'utilisation d'insecticides confère aux bleuetières du Lac-St-Jean un avantage considérable pour la préservation des espèces pollinisatrices et des services écosystémiques qu'ils procurent. Le Lac-St-Jean est l'une des dernières régions d'importance dans la culture du bleuet nain qui n'est pas affectée par la présence de la mouche du bleuet, *Rhagoletis mendax*. Par contre, il est envisageable que cette espèce atteigne cette région dans le futur, obligeant les producteurs à

utiliser de grandes quantités d'insecticides, ce qui pourrait avoir un effet dévastateur sur les pollinisateurs indigènes. D'autres pratiques pouvant affecter négativement les pollinisateurs indigènes telles que le labourage (Shuler *et al.*, 2005) ou la rotation des cultures (Cane, 1997) sont absentes dans la production de bleuets nains. L'absence de pratiques délétères pour les pollinisateurs explique donc partiellement la stabilité de l'abondance et de la richesse spécifique même lorsqu'on s'éloigne des zones boisées.

Une autre observation intéressante découlant de ce projet est que l'agroécosystème de bleuetière semble supporter un très faible nombre de nicheurs de cavité. Plusieurs espèces ont été capturés, notamment *Osmia inspergens*, *Osmia tarsata*, *Osmia tersula*, *Osmia atriventris*, *Osmia bucephala* et *Osmia pumila*, mais toujours en nombre relativement faible. Celles-ci ont été affectées beaucoup plus négativement par une augmentation de la distance par rapport aux zones boisées que le reste de l'entomofaune. Cela nous démontre l'importance que revêtent les zones boisées pour ce type de pollinisateurs et qu'il est donc primordial de conserver ces habitats. De plus, la bordure de forêt s'est avérée davantage propice à l'établissement de ces pollinisateurs, probablement à cause de l'assemblage plus complexe de sites de nidification offert dans cet habitat. Des substrats indispensables à la nidification de certaines espèces, tels que décrit par Cane *et al.* (2007), étaient fort probablement uniquement présents dans la bordure de forêt, ce qui explique pourquoi les nicheurs de cavités semblaient particulièrement inféodés à ce milieu.

Dans une optique de conservation et d'augmentation des communautés de pollinisateurs en milieu agricole, les nicheurs de cavité revêtent un rôle de premier plan. Ces derniers comportent un avantage non négligeable, soit le fait qu'ils sont plus aisément domesticables. À ce jour, environ une dizaine d'espèces ont été domestiquées pour la pollinisation des cultures (Parker *et al.*, 1987 dans Kremen *et al.* 2002). De celles-ci, une seule niche dans le sol (*Nomia melanderi*) (Cane, 1997), ce qui démontre la bien plus grande maniabilité des nicheurs de cavité. Les espèces du genre *Osmia* ont été reconnues à plusieurs reprises comme ayant un fort potentiel de domestication (Torchio, 1990; Bosch, 1994; Stubbs *et al.*, 1994; Bosch et Kemp, 2002; Bosch *et al.*, 2006). Notre étude a

démontré que plusieurs espèces de ce genre sont présentes dans l'écosystème, mais la disponibilité en sites de nidification limite probablement l'expansion d'une telle communauté de façon durable. Les haies brise-vent pourraient donc jouer un rôle de premier plan dans la gestion de ces pollinisateurs, car ils représentent des lieux propices à l'implantation de nichoirs artificiels. À l'intérieur des brise-vents, les nichoirs seraient mieux protégés des intempéries en plus de ne pas nuire à la machinerie agricole. Les pertes d'espaces nécessaires à l'implantation des brise-vent, causant une diminution des rendements, pourraient ainsi être contrebalancées par un apport supplémentaire en pollinisateurs.

Le second volet de ce projet de recherche a permis d'identifier certaines espèces ayant un meilleur potentiel pour la pollinisation du bleuet nain. Sachant que les espèces collectant du pollen plutôt que du nectar procurent généralement une meilleure pollinisation (Martin et McGregor, 1973), on peut supposer que les espèces prélevant les plus grandes quantités de pollen s'avèrent être de meilleurs pollinisateurs. Par contre, il est important de noter que d'autres méthodes, outre l'évaluation de la capacité de transport du pollen, pourraient mieux évaluer l'efficacité de pollinisation d'une espèce (Ne'eman *et al.*, 2010). Nos résultats concordent toutefois de façon importante avec ceux obtenus par Javorek *et al.* (2002) qui concluaient que les espèces des genres *Bombus* et *Andrena* étaient particulièrement efficaces pour la pollinisation du bleuet nain. De plus, les analyses de charges de pollen ont non seulement démontré qu'un grand nombre d'espèces utilisaient le pollen de *V. angustifolium* pour nourrir leur progéniture, mais aussi qu'au moins trois espèces étaient spécialistes de cette culture. Les espèces oligolectes sont reconnues pour prélever le pollen de façon plus efficace, pour se déplacer plus rapidement d'une fleur à l'autre, ainsi que pour présenter une phénologie synchronisée avec leur plante hôte (Strickler, 1979; Cane et Payne, 1988; Laverty et Plowright, 1988; Minckley *et al.*, 1994). Ces caractéristiques confèrent un avantage certain aux espèces spécialistes ainsi qu'aux plantes qu'elles pollinisent, c'est pourquoi il serait logique d'axer les mesures de protection sur ces espèces en particulier.

Un autre facteur à prendre en considération, dans le cadre de mesures de protection des services écosystémiques en bleuetière, est qu'une majorité d'espèces ayant un fort potentiel de pollinisation se sont avérées être des nicheurs de sols. Cette observation démontre encore une fois l'apport important de ces pollinisateurs à la production du bleuet nain. Il serait donc souhaitable qu'une attention particulière de la part de producteurs soit portée sur la préservation de l'intégrité des sols de bleuetière. Certaines mesures relativement simples permettraient de diminuer la pression sur ces insectes bénéfiques, comme par exemple s'abstenir de faire du paillage aux endroits où des agrégations de nicheurs de sol seraient observées, ou encore éviter l'utilisation de brûlages trop intenses pouvant affecter les larves en dormance. Pour subvenir aux besoins de ces pollinisateurs, il est certes nécessaire de leur assurer une grande disponibilité en sites de nidification, mais aussi de subvenir à leurs besoins nutritionnels. Pour ce faire, les espèces de plantes alternatives qui ont été identifiées à l'aide de l'analyse des charges de pollen (Tab.2) pourraient s'avérer un outil de premier choix. La méthode utilisée nous a permis d'identifier avec précision les plantes comportant un intérêt particulier pour les pollinisateurs indigènes en bleuetière au Lac-St-Jean. Par contre, nos analyses ne portaient que sur les plantes visitées au moment de la floraison du bleuet. Plusieurs études ont démontré que d'offrir une flore abondante et diversifiée aux pollinisateurs avant et après la floraison de l'espèce cultivée s'avérait être la pierre angulaire dans la conservation des pollinisateurs indigènes en milieu agricole (Stubbs *et al.*, 1992; Carreck et Williams, 2002; Carvell *et al.*, 2006; Lye *et al.*, 2009). Il serait donc intéressant de reproduire cette expérimentation dans les périodes précédant et succédant la période de floraison du bleuet, pour identifier les taxons de plantes visités à ces moments de l'année. De plus, l'aménagement de sites supportant de grandes quantités de ressources nutritionnelles pour les pollinisateurs pourrait représenter une avenue intéressante pour combler les possibles carences que peuvent avoir ces insectes. Une récente étude menée par Agrinova (2009) a en effet évalué l'impact des parcelles de butinage pour les pollinisateurs indigènes en bleuetières. L'implantation de ces parcelles a occasionné une augmentation de la masse des bleuets en périphérie de la zone aménagée, démontrant ainsi l'intérêt d'une telle pratique. De plus, certaines espèces de pollinisateurs récoltées dans le cadre de l'étude d'Agrinova

n'ont pas été récoltées dans la nôtre. Cela laisse supposer que l'aménagement de ce type de parcelles, parfois composées de plantes qui ne sont pas naturellement présentes en bleuetière, peut attirer une faune pollinisatrice quelque peu différente. Sachant qu'une diversification de la faune pollinisatrice peut s'avérer bénéfique à la productivité d'un agroécosystème, il serait fort intéressant d'étudier plus en profondeur l'impact de ces milieux aménagés.

Un élément additionnel, pour le moins inquiétant, émanant de ce projet, est l'absence totale d'une espèce de pollinisateurs fréquemment rencontrée lors de recensements antérieurs (Morrissette *et al.*, 1985), soit *Bombus terricola*. Cette espèce était considérée comme étant l'une des plus importantes pour la pollinisation du bleuet nain au Saguenay-Lac-St-Jean trois décennies auparavant. Un important déclin des populations de *B. terricola* est observé sur la quasi-totalité de son aire de répartition depuis les dernières années et la région d'étude ne semble pas avoir été épargnée par cette hécatombe. Cette observation démontre l'importance des relevés de biodiversité qui permettent d'évaluer les modifications dans l'entomofaune d'un milieu ainsi que de cibler les espèces particulièrement affectées par les activités anthropiques. Des efforts supplémentaires seront nécessaires pour faire une évaluation plus exhaustive de la présence de *B. terricola* dans cette région dans le but d'éventuellement mettre en place des méthodes de gestion spécifique à cette espèce.

Beaucoup d'efforts devront être déployés dans le futur pour assurer des services de pollinisation abondants et stables de la part des pollinisateurs indigènes. La précarité de la condition de l'abeille domestique ainsi que la disponibilité à moindre coût des ruches fera en sorte d'orienter les efforts de conservation vers des espèces retrouvées en milieux naturels. Une utilisation accrue des pollinisateurs indigènes permettrait, premièrement, d'économiser des montants importants reliés à une pollinisation « accessoire » effectuée par *A. mellifera* et, deuxièmement, de promouvoir de façon efficace la protection d'une plus grande biodiversité entomologique. C'est par l'acquisition de connaissances supplémentaires sur les différents facteurs affectant ces communautés que nous serons en

mesure de renverser la tendance observée au courant des dernières décennies. Dans un contexte d'accroissement de la population mondiale, il sera nécessaire de détenir un meilleur contrôle sur la productivité des agroécosystèmes, et ce défi devra certainement tenir compte du rôle grandissant de la pollinisation indigène.

Bibliographie

- Agrinova 2009. Améliorer la productivité dans les bleuetières par l'aménagement de sites favorisant la pollinisation par les insectes indigènes - Rapport final.
- Aras, P., de Oliveira, D. et Savoie, L. 1996. Effect of a honey bee (Hymenoptera: Apidae) gradient on the pollination and yield of lowbush blueberry. *Journal of Economic Entomology* 89: 1080-1083.
- Atwood, C. E. 1933. Studies on the Apoidea of western Nova Scotia with special reference to visitors to apple bloom. *Canadian Journal of Research* 9: 443-457.
- Banaszak, J. 1992. Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 40: 179-192.
- Batra, S. W. T. 1995. Bees and pollination in our changing environment. *Apidologie* 26: 361-370.
- Benedek, P. 1972. Possible indirect effect of weed control on population changes of wild bees pollinating lucerne. *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 7: 267-278.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. et Kunin, W. E. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.
- Bigras-Huot, F. et Jobin, L. J. 1972. La pollinisation du bleuet au Lac-St-Jean. I - Rôle de l'abeille domestique *Apis mellifera* L. *Annales de la Société Entomologique du Québec* 16: 138-169.
- Bigras-Huot, F. et Jobin, L. J. 1973. La pollinisation du bleuet au Lac-St-Jean. II. Rôle du bourdon, *Bombus* spp. *Annales de la Société Entomologique du Québec* 18: 15-35

- Blanche, K. R., Ludwig, J. A. et Cunningham, S. A. 2006. Proximity to rainforest enhances pollination and fruit set in orchards. *Journal of Applied Ecology* 43: 1182-1187.
- Bluthgen, N. et Klein, A. M. 2011. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12: 282-291.
- Bohart, G. E. 1972. Management of Wild Bees for the Pollination of Crops. *Annual Review of Entomology* 17: 287-312.
- Bortolotti, L., Montanari, R., Marcelino, J., Medrzycki, P., Maini, S. et Porrini, C. 2003. Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. *Bulletin of Insectology* 56: 63-67.
- Bosch, J. 1994. *Osmia cornuta* Latr. (Hym., Megachilidae) as a potential pollinator in almond orchards. *Journal of Applied Entomology* 117: 151-157.
- Bosch, J. et Kemp, W. P. 2002. Developing and establishing bee species as crop pollinators: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera : Megachilidae) and fruit trees. *Bulletin of Entomological Research* 92: 3-16.
- Bosch, J., Kemp, W. P. et Trostle, G. E. 2006. Bee population returns and cherry yields in an orchard pollinated with *Osmia lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae). *Journal of Economic Entomology* 99: 408-413.
- Boucher, C., Desjardins, F., Giovenazzo, P., Marceau, J., Pettigrew, A., Tremblay, H. et Tremblay, N. 2011. *Gestion optimale du rucher*, CRAAQp.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Barmaz, S., Settele, J. et Potts, S. G. 2010. The impact of an insecticide on insect flower visitation and pollination in an agricultural landscape. *Agricultural and Forest Entomology* 12: 259-266.
- Brodshneider, R. et Crailsheim, K. 2010. Nutrition and health in honey bees. *Apidologie* 41: 278-294.
- Brown, B. V. 1993. Taxonomy and preliminary phylogeny of the parasitic genus *Apocephalus*, subgenus *Mesophora* (Diptera: Phoridae). *Systematic Entomology* 18: 191-230.
- Bruggemann, P. F. 1958. Insects and environments of the high Arctic. *Proceedings of the Tenth International Congress of Entomology, Montreal* 1: 695-702.
- Buchmann, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms in *Handbook of experimental pollination biology*. C. E. Jones and R. J. Little. New York, Van Nostrand Reinhold: 73-113.

- Buchmann, S. L. et Nabhan, G. P. 1997. *The Forgotten Pollinators*. Washington, DC, Island Press. 312 pages.
- Bumb, B. L. et Baanante, C. A. 1996. World trends in fertilizer use and projections to 2020. International Food Policy Research Institute.
- Byrnes, B. H. et Bumb, B. L. 1998. Population growth, food production and nutrient requirements. *Journal of Crop Production* 1: 1-27.
- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F. et Griswold, T. L. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 662-667.
- Cane, J. H. 1991. Soils of ground-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea): texture, moisture, cell depth and climate. *Journal of the Kansas Entomological Society* 64: 406-413.
- Cane, J. H. 1997. Ground-nesting bees: The neglected pollinator resource for agriculture in *Seventh International Symposium on Pollination - Pollination: From Theory to Practise*. K. W. Richards: 309-324.
- Cane, J. H., Griswold, T. et Parker, F. D. 2007. Substrates and materials used for nesting by North American *Osmia* bees (Hymenoptera : Apiformes : Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America* 100: 350-358.
- Cane, J. H. et Payne, J. A. 1988. Foraging ecology of the bee *Habropoda laboriosa* (Hymenoptera: Anthophoridae), an oligolege of blueberries (Ericaceae: *Vaccinium*) in the southeastern United-States. *Annals of the Entomological Society of America* 81: 419-427.
- Cane, J. H. et Payne, J. A. 1993. Regional, annual, and seasonal variation in pollinator guilds: intrinsic traits of bees (Hymenoptera: Apoidea) underlie their patterns of abundance at *Vaccinium ashei* (Ericaceae). *Annals of the Entomological Society of America* 86: 577-588.
- Canto-Aguilar, M. A. et Parra-Tabla, V. 2000. Importance of conserving alternative pollinators: assessing the pollination efficiency of the squash bee, *Peponapis limitaris* in *Cucurbita moschata* (Cucurbitaceae). *Journal of Insect Conservation* 4: 201-208.
- Carreck, N. L. et Williams, I. H. 2002. Food for insect pollinators on farmland: insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation* 6: 13-23.
- Carvell, C., Westrich, P., Meek, W. R., Pywell, R. F. et Nowakowski, M. 2006. Assessing the value of annual and perennial forage mixtures for bumblebees by direct observation and pollen analysis. *Apidologie* 37: 326-340.

- Chacoff, N. P. et Aizen, M. A. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology* 43: 18-27.
- Chagnon, M., Gingras, J. et de Oliveira, D. 1993. Complementary aspects of strawberry pollination by honey and indigenous bees (Hymenoptera). *Journal of Economic Entomology* 86: 416-420.
- Chen, Y. P., Pettis, J. S., Evans, J. D., Kramer, M. et Feldlaufer, M. F. 2004. Transmission of Kashmir bee virus by the ectoparasitic mite *Varroa destructor*. *Apidologie* 35: 441-448.
- Colin, M. E., Bonmatin, J. M., Moineau, I., Gaimon, C., Brun, S. et Vermandere, J. P. 2004. A method to quantify and analyze the foraging activity of honey bees: Relevance to the sublethal effects induced by systemic insecticides. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47: 387-395.
- Colla, S. R., Otterstatter, M. C., Gegear, R. J. et Thomson, J. D. 2006. Plight of the bumble bee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological Conservation* 129: 461-467.
- Corbet, S. A., Willimas, I. H. et Osborne, J. L. 1992. Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee World* 72: 47-59.
- Core, A., Runckel, C., Ivers, J., Quock, C., Siapno, T., DeNault, S., Brown, B., DeRisi, J., Smith, C. D. et Hafernik, J. 2012. A new threat to honey bees, the parasitic phorid fly *Apocephalus borealis*. *Plos One* 7: e29639.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. et Vanden Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- De Marco, P. et Coelho, F. M. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* 13: 1245-1255.
- de Oliveira, D. D. 1997. Insect pollinators and integrated production management in *Seventh International Symposium on Pollination - Pollination: From Theory to Practise*. K. W. Richards: 385-389.
- Decourtye, A. et Devillers, J. 2010. Ecotoxicity of Neonicotinoid Insecticides to Bees in *Insect Nicotinic Acetylcholine Receptors*. S. H. Thany. 683: 85-95.

- Desjardins, E. C. et de Oliveira, D. 2006. Commercial bumble bee *Bombus impatiens* (Hymenoptera : Apidae) as a pollinator in lowbush blueberry (Ericaceae : Ericaceae) fields. *Journal of Economic Entomology* 99: 443-449.
- Desneux, N., Decourtye, A. et Delpuech, J. M. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods in *Annual Review of Entomology*. 52: 81-106.
- Di Prisco, G., Pennacchio, F., Caprio, E., Boncristiani, H. F., Evans, J. D. et Chen, Y. P. 2011. *Varroa destructor* is an effective vector of Israeli acute paralysis virus in the honeybee, *Apis mellifera*. *Journal of General Virology* 92: 151-155.
- Ellis, J. D., Evans, J. D et Pettis, J. S. 2010. Colony losses, managed colony population decline and Colony Collapse Disorder in the United States. *Journal of Apicultural Research* 49: 134-136.
- Forsgren, E. 2010. European foulbrood in honey bees. *Journal of Invertebrate Pathology* 103 : S5-S9
- Frazier, M., Mullin, C., Frazier, J. et Ashcraft, S. 2008. What have pesticides got to do with it? *American Bee Journal* 148: 521-523.
- Free, J. B. 1993. *Insect Pollination of Crops*. San Diego, Academic Press. 768 p.
- Fries, I. 2010. *Nosema ceranae* in European honey bees (*Apis mellifera*). *Journal of Invertebrate Pathology* 103 : S73-S79.
- Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., Mathews, F., Stuart, R. C., Townsend, M. C., Manley, W. J., Wolfe, M. S., Macdonald, D. W. et Firbank, L. G. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1: 431-434.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Dudenhoffer, J. H., Greenleaf, S. S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Potts, S. G., Ricketts, T. H., Szentgyorgyi, H., Viana, B. F., Westphal, C., Winfree, R. et Klein, A. M. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062-1072.
- Genersch, E. 2010. American foulbrood in honeybees and its causative agent, *Peenibacillus larvae*. *Journal of Invertebrate Pathology* 103: 10-19.
- Ghilain, A. et Belisle, M. 2008. Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification. *Ecological Applications* 18: 1140-1154.

- Girard, M. Chagnon, M. et Fournier, V. 2012. Pollen diversity collected by honey bees in the vicinity of *Vaccinium* spp. crops and its importance for colony development. *Botany* 90: 545-555.
- Goka, K. 2010. Introduction to the Special Feature for Ecological Risk Assessment of Introduced Bumblebees: Status of the European bumblebee, *Bombus terrestris*, in Japan as a beneficial pollinator and an invasive alien species. *Applied Entomology and Zoology* 45: 1-6.
- Goka, K., Okabe, K. et Yoneda, M. 2006. Worldwide migration of parasitic mites as a result of bumblebee commercialization. *Population Ecology* 48: 285-291.
- Goulson, D. 2003. Conserving wild bees for crop pollination. *Food, Agriculture & Environment* 1: 142-144.
- Goulson, D. 2010. Impacts of non-native bumblebees in Western Europe and North America. *Applied Entomology and Zoology* 45: 7-12.
- Goulson, D., Lye, G. C. et Darvill, B. 2008. Decline and conservation of bumble bees in *Annual Review of Entomology*. **53**: 191-208.
- Haarmann, T., Spivak, M., Weaver, D., Weaver, B. et Glenn, T. 2002. Effects of fluvalinate and Coumaphos on queen honey bees (Hymenoptera : Apidae) in two commercial queen rearing operations. *Journal of Economic Entomology* 95: 28-35.
- Hall, I. V. et Aalders, L. E. 1972. *Lowbush Blueberry production and management*, Agriculture Canada Publication. 40 p.
- Hall, I. V., Aalders, L. E., Nickerson, N. L. et Vanderkloet, S. P. 1979. The biological flora of Canada: 1. *Vaccinium angustifolium* Ait., sweet lowbush blueberry. *Canadian Field-Naturalist* 93: 415-430.
- Hannon, L. E. et Sisk, T. D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation* 142: 2140-2154.
- Haynes, K. F. 1988. Sublethal effects of neurotoxic insecticides on insect behavior. *Annual Review of Entomology* 33: 149-168.
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekotter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. et Bugter, R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.

- Hoehn, P., Tschamtker, T., Tylianakis, J. M. et Steffan-Dewenter, I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 275: 2283-2291.
- Hood, W. M. 2004. The small hive beetle, *Aethina tumida*: a review. *Bee World* 85 : 51-59.
- Hopwood, J. L. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological Conservation* 141: 2632-2640.
- Ings, T. C., Ward, N. L. et Chittka, L. 2006. Can commercially imported bumble bees out-compete their native conspecifics? *Journal of Applied Ecology* 43: 940-948.
- Institut de la Statistique du Québec 2011. Statistiques relatives à la location de colonies à des fins de pollinisation selon le type de culture, Québec, 2011, http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/filr_bioal/elevage/miel/h7_2010.htm. (Page consultée le 10 janvier 2012).
- Javorek, S. K., Mackenzie, K. E. et Vander Kloet, S. P. 2002. Comparative pollination effectiveness among bees (Hymenoptera : Apoidea) on lowbush blueberry (Ericaceae : *Vaccinium angustifolium*). *Annals of the Entomological Society of America* 95: 345-351.
- Jobin, L. J. 1963. Étude préliminaire sur les insectes du bleuets au Lac-St-Jean. *Agriculture* 20: 42-45
- Jobin, L. J. 1964. Études des agents pollinisateurs. *Recherche agronomique* 13 : 66.
- Johansen, C. A. 1977. Pesticides and Pollinators. *Annual Review of Entomology* 22: 177-192.
- Johnson, R. M., Ellis, M. D., Mullin, C. A. et Frazier M. 2010. Pesticides and honey bee toxicity-USA. *Apidologie* 41: 312-331.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W. et Waser, N. M. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- Kevan, P. G. 1975a. Forest application of the insecticide fenitrothion and its effect on wild bee pollinators (Hymenoptera: Apoidea) of lowbush blueberries (*Vaccinium spp.*) in Southern New Brunswick, Canada. *Biological Conservation* 7: 301-309.
- Kevan, P. G. 1975b. Pollination and Environmental Conservation. *Environmental Conservation* 2: 293-298.
- Kevan, P. G. 1991. Pollination: keystone process in sustainable global productivity. *Acta Horticulturae* 288: 103-110.

- Kevan, P. G., Clark, E. A. et Thomas, V. G. 1990. Insect pollinators and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 5: 13-22.
- Kevan, P. G., Greco, C. F. et Belaoussoff, S. 1997. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology* 34: 1122-1136.
- Kevan, P. G., Guzman, E., Skinner, A. et Van Englesdorp, D. 2007. Colony collapse disorder in Canada: Do we have a problem? *Hivelights* 20: 15-18.
- Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I. et Tschardtke, T. 2003. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology* 40: 837-845.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. et Tschardtke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 303-313.
- Klimes, L., Klimesova, J., Hendriks, R. et van Groenendael, J. M. 1997. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function in *The ecology and evolution of clonal plants*. H. de Kroon and J. M. van Groenendael. Leiden, Backhuys: 1-29.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Kremen, C. et Chaplin-Kramer, R. 2007. Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control in *Insect Conservation Biology*. A. J. A. Stewart, T. R. New and O. T. Lewis. Wallingford, CABI Publishing.
- Kremen, C., Williams, N. M. et Thorp, R. W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 16812-16816.
- Lavelle, P., Decaens, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. et Rossi, J. P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42: S3-S15.
- Laverty, T. M. and Plowright, R. C. 1988. Flower handling by bumblebees: a comparison of specialists and generalists. *Animal Behaviour* 36: 733-740.
- Lerer, H., Bailey, W. G., Mills, P. F. et Pankiw, P. 1982. Pollination activity of *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Apoidea)

- Lesaffre, O., Dupont, B. et Perron, J. M. 1975. Méthode simple pour comparer l'activité à la planche de vol de différentes ruches d'abeilles domestiques. *Annales de la Société Entomologique du Québec* 20: 180-187.
- Lomond, D. et Larson, D. J. 1983. Honey bees, *Apis mellifera* (Hymenoptera, Apidae), as pollinators of lowbush blueberry, *Vaccinium angustifolium*, on Newfoundland coastal barrens. *Canadian Entomologist* 115: 1647-1651.
- Lye, G. C., Park, K., Osborne, J., Holland, J. et Goulson, D. 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biological Conservation* 142: 2023-2032.
- Mand, M., Mand, R. et Williams, I. H. 2002. Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89: 69-76.
- MAPAQ 2011. Monographie de l'industrie du bleuet au Québec.
- Martin, E. C. et McGregor, S. E. 1973. Changing trends in insect pollination of commercial crops. *Annual Review of Entomology* 18: 207-226.
- Marucci, P. E. et Moulter, H. J. 1977. Blueberry pollination in New Jersey. *Acta Horticulturae* 60: 175-186.
- Matsumura, C., Yokoyama, J. et Washitani, I. 2004. Invasion status and potential ecological impacts of an invasive alien bumblebee, *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae) naturalized in southern Hokkaido, Japan *Global Environmental Research* 8: 51-66.
- McGregor, S. E. 1976. *Insect pollination of cultivated crop plants*. Washington D.C., U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service. 411 p.
- Meeus, I., Brown, M. J. F., De Graaf, D. C. et Smaghe, G. 2011. Effects of invasive parasites on bumble bee declines. *Conservation Biology* 25: 662-671.
- Michener, C. D. 1962. An interesting method of pollen collecting by bees from flowers with tubular anthers *Revista de Biología Tropical* 10: 167-175.
- Michener, C. D. 2007. *The Bees of the World* Baltimore, Johns Hopkins University Press. 963 p.
- Michener, C. D., Lange, R. B., Bigarella, J. J. et Salamuni, R. 1958. Factors influencing the distribution of bees' nests in earth banks. *Ecology* 39: 207-217.

- Minckley, R. L., Wcislo, W. T., Yanega, D. and Buchmann, S. L. 1994. Behavior and phenology of a specialist bee (*Dieunomia*) and sunflower (*Helianthus*) pollen availability. *Ecology* 75: 1406-1419.
- Ministère de l'Agriculture du Nouveau-Brunswick. 1999. « La répression des mauvaises herbes dans les cultures du bleuet nain. » <http://www.gnb.ca/0171/10/0171100020-f.asp>. (Page consultée le 01 février 2012).
- Mohr, N. A. et Kevan, P. G. 1987. Pollinators and pollination requirements of lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium* Ait.) and *Vaccinium myrtilloides* Michx) and cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Ait.) in Ontario with notes on highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) and lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.). *Proceedings of the Entomological Society of Ontario* 118: 149-154.
- Mommaerts, V., Reynders, S., Boulet, J., Besard, L., Sterk, G. et Smagghe, G. 2010. Risk assessment for side-effects of neonicotinoids against bumblebees with and without impairing foraging behavior. *Ecotoxicology* 19: 207-215.
- Morandin, L. A., Winston, M. L., Abbott, V. A. et Franklin, M. T. 2007. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? *Basic and Applied Ecology* 8: 117-124.
- Morandin, L. A., Winston, M. L., Franklin, M. T. et Abbott, V. A. 2005. Lethal and sub-lethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson). *Pest Management Science* 61: 619-626.
- Morrisette, R., Francoeur, A. et Perron, J. M. 1985. Importance des abeilles sauvages (Apoidea) dans la pollinisation des bleuétiers nains (*Vaccinium spp.*) en Sagamie, Québec. *Revue d'Entomologie du Québec* 30: 44-53.
- National Research Council 2007. *Status of pollinators in North America*. Washington, DC, The National Academy Press. 322 pages.
- Naug, D. 2009. Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biological Conservation* 142: 2369-2372.
- Naylor, R. L. et Erlich, P. 1997. Natural pest control services and agriculture in *Nature's Services; Societal Dependence on Natural Ecosystems*. G. C. Daily. Washington DC, Island Press: 151-174.
- Ne'eman, G., Jurgens, A., Newstrom-Lloyd, L., Potts, S. G. et Dafni, A. 2010. A framework for comparing pollinator performance: effectiveness and efficiency. *Biological Reviews* 85: 435-451.
- Neumann, P. et Carreck, N. L. 2010. Honey bee colony losses. *Journal of Apicultural Research* 49: 1-6

- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amequita, S. et Favila, M. E. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461-1474.
- Nordstrom, S. 2003. Distribution of deformed wing virus within honey bee (*Apis mellifera*) brood cells infested with the ectoparasitic mite *Varroa destructor*. *Experimental and Applied Acarology* 29: 293-302.
- Osgood, E. A. J. 1972. Soil characteristics of nesting sites of solitary bees associated with the low-bush blueberry in Maine. University of Maine Agricultural Experiment Station Technical Bulletin. 59: 8 pp.
- Ostman, O., Ekbom, B. et Bengtsson, J. 2003. Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. *Ecological Economics* 45: 149-158.
- Otterstatter, M. C., Whidden, T. L. et Owen, R. E. 2002. Contrasting frequencies of parasitism and host mortality among phorid and conopid parasitoids of bumblebees. *Ecological Entomology* 27: 229-237.
- Parker, F. D., Batra, S. W. T. et Tepedino, V. J. 1987. New pollinators for our crops. *Agricultural Zoology Reviews* 2: 279-304.
- Parker, F. D., Tepedino, V. J. et Bohart, G. E. 1981. Notes on the biology of a common sunflower bee, *Melissodes (Eumelissodes) agilis* Cresson. *Journal of the New York Entomological Society* 89: 43-52.
- Pesson, P. et Louveaux, J. 1984. *Pollinisation et reproduction végétale*. Paris, France, Institut National de la Recherche Agronomique. 663 p.
- Peterson, S. S., Baird, C. R. et Bitner, R. M. 1992. Current status of the Alfalfa Leafcutting Bee, *Megachile rotundata*, as a pollinator of alfalfa seed. *Bee Science* 2: 135-142.
- Phipps, C. R., Chandler, F. B. et Mason, I. C. 1932. Blueberry pollination. *Maine Agricultural Experiment Station Bulletin* 363: 266.
- Pimentel, D. 1973. Extent of Pesticide Use, Food Supply, and Pollution. *Journal of the New York Entomological Society* 81: 13-33.
- Pimentel, D. 1995. Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics* 8: 17-29.
- Pimentel, D. et Edwards, C. A. 1982. Pesticides and Ecosystems. *BioScience* 32: 595-600.
- Pimentel, D. et Levitan, L. 1986. Pesticides: Amounts Applied and Amounts Reaching Pests. *BioScience* 36: 86-91.

- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. et Kunin, W. E. 2010a. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345-353.
- Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Dean, R., Marris, G., Brown, M. A., Jones, H. R., Neumann, P. et Settele, J. 2010b Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. *Journal of Apicultural Research* 49: 15-22.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'Eman, G. et Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30: 78-85.
- Potts, S. G. et Willmer, P. 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology* 22: 319-328.
- Richards, K. W. et Kevan, P. G. 2002. Aspects of bee biodiversity, crop pollination, and conservation in Canada in *Pollinating Bees-The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. P. G. Kevan and V. L. Imperatriz Fonseca. Brasilia, Ministry of Environment: 77-94.
- Ricketts, T. H. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18: 1262-1271.
- Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng, A. et Viana, B. F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499-515.
- Ritter, W. 2008. Acarapisose des abeilles mellifères dans *Manuel terrestre de l'OIE 2008*. Chap 2.2.1.: 426-432.
- Roubik, D. W. 1989. *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge, Cambridge University Press. 528 p.
- Samnegard, U., Persson, A. S. et Smith, H. G. 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation* 144: 2602-2606.
- Sax, K. 1922. Sterility relationships in Maine apple varieties. *Maine Agricultural Experiment Station Bulletin* 307: 61-76.
- Schaub, I. O. et Bauer, L. D. 1942. Blueberries earlier and larger when cross-pollinated. *North Carolina Agricultural Experiment Station Annual Report* 65: 53.

- Shaw, F. R., Bailey, J. S. et Bourne, A. I. 1939. The comparative value of honeybees in the pollination of cultivated blueberries. *Journal of Economic Entomology* 32: 872-874.
- Sheffield, C. S. 2008. Summer Bees for Spring Crops? Potential Problems with *Megachile rotundata* (Fab.) (Hymenoptera: Megachilidae) as a Pollinator of Lowbush Blueberry (Ericaceae). *Journal of the Kansas Entomological Society* 81: 276-287.
- Shuler, R. E., Roulston, T. H. et Farris, G. E. 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology* 98: 790-795.
- Stokstad, E. 2007. The case of the empty hives. *Science* 316: 970-972.
- Strickler, K. 1979. Specialization and foraging efficiency of solitary bees. *Ecology* 60: 998-1009.
- Stubbs, C. S. et Drummond, F. A. 1997. Management of the Alfalfa Leafcutting Bee, *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Megachilidae), for Pollination of Wild Lowbush Blueberry. *Journal of the Kansas Entomological Society* 70: 81-93.
- Stubbs, C. S. et Drummond, F. A. 2001. *Bombus impatiens* (Hymenoptera: Apidae): An Alternative to *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) for Lowbush Blueberry Pollination. *Journal of Economic Entomology* 94: 609-616.
- Stubbs, C. S., Drummond, F. A. et Osgood, E. A. 1994. *Osmia ribifloris biedermannii* and *Megachile rotundata* (Hymenoptera: megachilidae) Introduced into the lowbush blueberry agroecosystem in Maine. *Journal of the Kansas Entomological Society* 67: 173-185.
- Stubbs, C. S., Jacobson, H. A., Osgood, E. A. et Drummond, F. A. 1992. Alternative forage plants for native (wild) bees associated with lowbush blueberry, *Vaccinium spp.*, in Maine. *Maine Agricultural Experiment Station Bulletin* 148: 1-54.
- Szabo, T. I. et Smith, M. V. 1972. The influence of light intensity and temperature on the activity of the alfalfa leaf-cutter bee *Megachile rotundata* under field conditions. *Journal of Apicultural Research* 11:157-65.
- Tasei, J. N., Lerin, J. et Ripault, G. 2000. Sub-lethal effects of imidacloprid on bumblebees, *Bombus terrestris* (Hymenoptera : Apidae), during a laboratory feeding test. *Pest Management Science* 56: 784-788.
- Thompson, H. M. 2003. Behavioural effects of pesticides in bees - Their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology* 12: 317-330.

- Torchio, P. F. 1990. *Osmia ribifloris*, a native bee species developed as a commercially managed pollinator of highbush blueberry (Hymenoptera: Megachilidae). *Journal of the Kansas Entomological Society* 63: 427-436.
- Vander Kloet, S. P. 1988. *The genus Vaccinium in North America*. Ottawa, Research Branch Agriculture Canada. 201 p.
- Vickruck, J. 2010. The nesting biology of Ceratina (Hymenoptera: Apidae) in the Niagara Region: New species, nest site selection and parasitism. Thèse de maîtrise, Brock University.
- Vockeroth, J. R. 1992. The Flower Flies of the Subfamily Syrphinae of Canada, Alaska and Greenland : Diptera, Syrphidae. Ottawa, Canada, Agriculture Canada.
- Vockeroth, J. R. et Thompson, F. C. 1987. Syrphidae in *Manual of Nearctic Diptera*. J. F. McAlpine. Ottawa, Agriculture Canada. 2: 713-743.
- von Frisch, K. 1967. *The dance language and orientation of bees*. Cambridge, MA, Harvard University Press. 566 p.
- Waddington, K. D. 1989. Implications of variation in worker body size for the honey bee recruitment system. *Journal of Insect Behavior* 2: 91-103.
- Westerkamp, C. 1991. Honeybees are poor pollinators - why? *Plant Systematics and Evolution* 177: 71-75.
- Westerkamp, C. et Gottsberger, G. 2000. Diversity pays in crop pollination. *Crop Science* 40: 1209-1222.
- Westrich, P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats in *The conservation of bees*. A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich and I. H. Williams. London, United Kingdom, Linnean Society and International Bee Research Association and Academic Press: 1-16.
- Williams, N. M., Minckley, R. L. et Silveira, F. A. 2001. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation Ecology* 5.
- Willmer, P. G. 1983. Thermal constraints on activity patterns in nectar-feeding insects. *Ecological Entomology* 8: 455-469.
- Willmer, P. G., Bataw, A. A. M. et Hughes, J. P. 1994. The superiority of bumblebees to honeybees as pollinators: insect visits to raspberry flowers. *Ecological Entomology* 19: 271-284.
- Wilson, G. F. 1929. Pollination of hardy fruits: insect visitors to fruit blossoms. *Annals of Applied Biology* 16: 602-629.

- Winfree, R. 2008. Pollinator-dependent crops: an increasingly risky business. *Current Biology* 18: R968-R969.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D. P., LeBuhn, G. et Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90: 2068-2076.
- Winfree, R., Williams, N. M., Dushoff, J. et Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10: 1105-1113.
- Wood, G. W. 1961. The influence of honeybee pollination on fruit set of the lowbush blueberry. *Canadian Journal of Plant Science* 41: 332-335.
- Yang, E. C., Chuang, Y. C., Chen, Y. L. et Chang, L. H. 2008. Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honey bee (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Economic Entomology* 101: 1743-1748.
- Yarborough, D. E. 2004. Factors contributing to the increase in productivity in the wild blueberry industry. *Small Fruits Review* 3: 33-43.
- Yoneda, M., Furuta, H., Tsuchida, K., Okabe, K. et Goka, K. 2008. Commercial colonies of *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) are reservoirs of the tracheal mite *Locustacarus buchneri* (Acari: Podapolipidae). *Applied Entomology and Zoology* 43: 73-76.
- Zedler, J. B. et Kercher, S. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability in *Annual Review of Environment and Resources*. 30: 39-74.
- Zilberman, D., Schmitz, A., Casterline, G., Lichtenberg, E. et Siebert, J. B. 1991. The economics of pesticide use and regulation. *Science* 253: 518-522.

Annexes



Figure 9. Carte de distribution de *Vaccinium angustifolium*.

(Adapté de Vander Kloet, 1988)

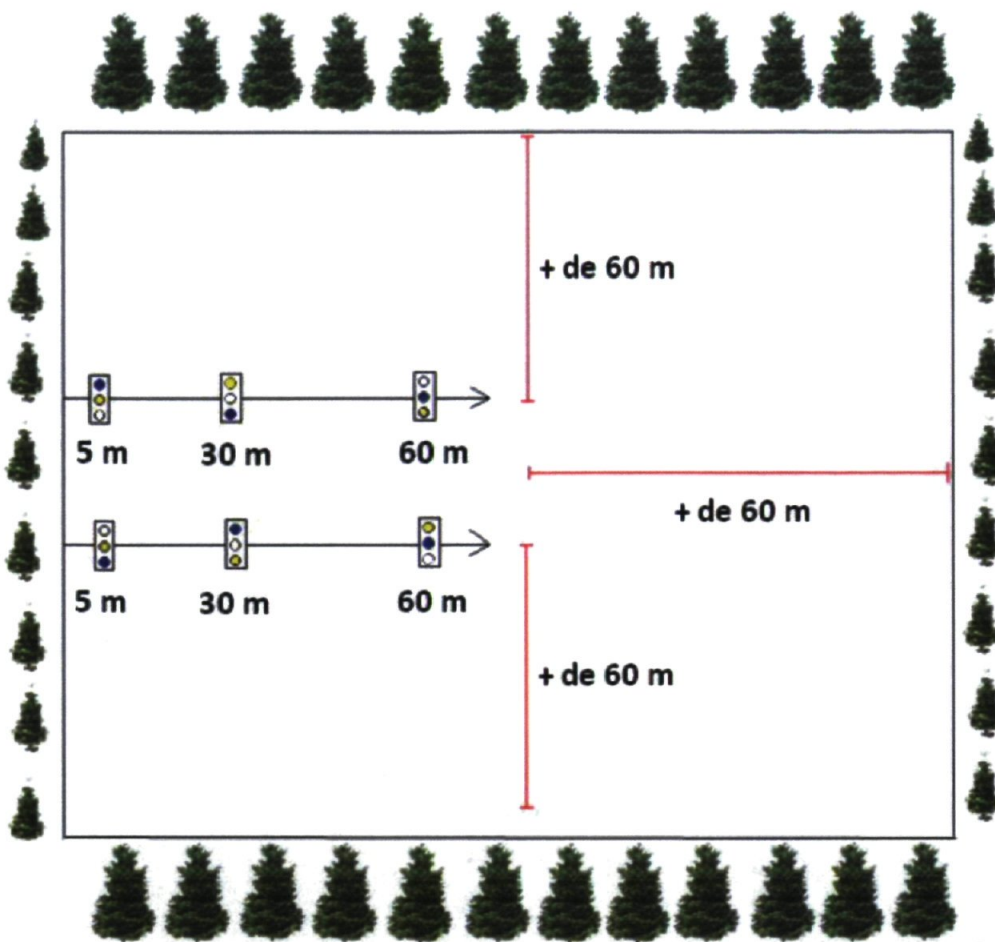


Figure 10. Schéma représentant la disposition des pièges-bols pour la collecte des pollinisateurs pour l'année 2010.



Figure 11. Photographie d'un brise-vent composé d'une rangée d'arbres.



Figure 12. Photographie d'un brise-vent composé de deux rangées d'arbres.



Figure 13. Photographie d'un brise-vent naturel.



Figure 14. Photographie d'une forêt bordant une culture de bleuet.

Tableau 1. Liste des espèces de pollinisateurs collectées à l'aide de pièges-bols dans les quatre traitements de zones boisées (BV1 = brise-vent une rangée d'arbres, BV2 = brise-vent deux rangées d'arbres, BVN = brise-vent naturel, BF = bordure de forêt) aux trois distances échantillonnées (5, 30 et 60 m).

Ordre	Famille	Taxon	BV1			BV2			BVN			BF			Total		
			5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m			
Diptera	Syrphidae	<i>Cheilosia albitarsis</i> (Meigen)	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		<i>Cheilosia</i> sp. 1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Cheilosia</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
		<i>Chrysogaster antitheus</i> Walker	1	0	2	1	0	0	2	0	1	1	1	1	3	12	3
		<i>Eristalis interrupta</i> (Poda)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	3	1
		<i>Eristalis transversa</i> Wiedemann	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Eumerus strigatus</i> (Fallen)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Eupeodes lapponicus</i> (Zetterstedt)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
		<i>Eupeodes luniger</i> (Meigen)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Eupeodes</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
		<i>Orthonevra pulchella</i> Williston	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
		<i>Platycheirus</i> sp.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
		<i>Platycheirus</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Rhingia nasica</i> Say	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2
		<i>Sericomyia bifasciata</i> Williston	1	0	2	0	0	1	0	3	1	35	14	3	60	60	60
		<i>Sericomyia militaris</i> Walker	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	2
		<i>Sericomyia transversa</i> Osborn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	4	4
		<i>Sphaerophoria abbreviata</i> Zetterstedt	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	2
		<i>Sphaerophoria asymetrica</i> Knutson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1
		<i>Sphaerophoria novaeangliae</i> Johnson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Sphaerophoria</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1		
<i>Toxomerus geminatus</i> Say	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1		
<i>Toxomerus marginatus</i> (Say)	27	11	16	35	37	47	26	21	34	11	11	11	11	287	287		
<i>Xylota annulifera</i> Bigort	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	0	5	5	5		
<i>Xylota atlantica</i> Shannon	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1		
<i>Xylota confusa</i> Shannon	0	1	0	1	0	0	0	0	1	3	0	1	7	7	7		
<i>Xylota quadrimaculata</i> Loew	0	0	0	5	1	0	0	0	0	9	4	3	22	22	22		
<i>Xylota segnis</i> (Linnaeus)	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	6	6	6		

Ordre	Famille	Taxon	BV1		BV2			BVN			BF		Total				
			5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m						
Hymenoptera	Andrenidae	<i>Andrena algida</i> Smith	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2		
		<i>Andrena bradleyi</i> Viereck	9	6	3	3	4	3	7	3	3	3	1	0	1	43	
		<i>Andrena carolina</i> Viereck	13	14	8	15	19	6	19	15	6	8	5	2	2	130	
		<i>Andrena ceanothi</i> Viereck	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	4	
		<i>Andrena erigeniae</i> Robertson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	
		<i>Andrena fragilis</i> Smith	0	1	1	0	1	0	2	0	1	5	0	1	1	12	
		<i>Andrena integra</i> Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		<i>Andrena miranda</i> Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
		<i>Andrena miserabilis</i> Cresson	0	0	0	1	0	0	1	1	0	15	1	1	1	20	
		<i>Andrena nivalis</i> Smith	12	10	8	12	17	15	9	10	18	12	8	14	14	145	
		<i>Andrena regularis</i> Malloch	16	6	5	8	2	6	1	3	2	4	5	3	3	61	
		<i>Andrena rufosignata</i> Cockerell	7	10	8	4	6	14	3	2	3	2	1	1	1	61	
		<i>Andrena sigmundi</i> Cockerell	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	
		<i>Andrena vicina</i> Smith	7	4	4	2	5	8	1	2	3	2	5	3	3	46	
		<i>Andrena virginiana</i> Mitchell	0	0	0	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	5	
		<i>Andrena w-scripta</i> Viereck	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		<i>Andrena wheeleri</i> Graenicher	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
		<i>Andrena wilkella</i> (Kirby)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>Andrena</i> sp.1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	4	
		Apidae		<i>Bombus bimaculatus</i> Cresson	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0	5
				<i>Bombus borealis</i> Kirby	6	8	26	0	6	5	1	1	2	2	4	8	69
<i>Bombus fervidus</i> (Fabricius)	0			1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	4		
<i>Bombus frigidus</i> Smith	6			6	6	0	1	8	4	6	13	2	9	13	74		
<i>Bombus impatiens</i> Cresson	5			2	1	0	0	0	3	1	0	2	0	0	14		
<i>Bombus rufocinctus</i> Cresson	0			0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2		
<i>Bombus sandersoni</i> Franklin	0			1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	5		
<i>Bombus ternarius</i> Say	7			7	9	2	2	3	1	4	5	7	6	5	58		
<i>Bombus vagans vagans</i> Smith	0			0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	4		
<i>Bombus</i> sp.1	0			0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1		
<i>Colletes consors mesoscopus</i> Swenk	2			1	0	1	0	0	3	0	0	1	0	0	8		
<i>Colletes validus</i> Cresson	8			19	18	3	7	11	11	28	33	4	2	6	150		

Ordre	Famille	Taxon	BV1			BV2			BVN			BF			Total
			5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	
	Halictidae	<i>Halictus confusus</i> Smith	0	1	0	0	0	0	2	3	0	1	0	0	7
		<i>Halictus rubicundus</i> (Christ)	3	1	1	0	1	2	2	0	4	2	1	2	19
		<i>Lasioglossum acuminatum</i> McGinley	50	39	48	40	46	48	41	51	38	42	36	45	524
		<i>Lasioglossum albipenne</i> (Robertson)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
		<i>Lasioglossum comagenense</i> (Knerer & Atwood)	1	1	1	2	1	1	2	1	3	3	0	1	17
		<i>Lasioglossum coriaceum</i> (Smith)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Lasioglossum cressonii</i> (Robertson)	1	0	0	1	0	0	2	1	1	57	6	9	78
		<i>Lasioglossum divergens</i> (Lovell)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		<i>Lasioglossum ephialtum</i> Gibbs	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
		<i>Lasioglossum laevissimum</i> (Smith)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
		<i>Lasioglossum leucocomum</i> (Lovell)	25	16	8	14	7	6	17	12	22	13	10	7	157
		<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank)	4	1	4	1	2	6	0	0	1	4	1	1	25
		<i>Lasioglossum quebecense</i> (Crawford)	49	49	44	12	24	21	66	88	137	39	26	23	578
		<i>Lasioglossum oceanicum</i> (Cockerell)	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
		<i>Lasioglossum pilosum</i> (Smith)	76	64	67	32	32	51	29	22	23	158	106	73	733
		<i>Lasioglossum planatum</i> (Lovell)	11	5	9	3	2	2	14	10	7	7	3	9	82
		<i>Lasioglossum rufitarse</i> (Zetterstedt)	2	0	0	1	1	3	3	2	0	4	1	2	19
		<i>Lasioglossum sheffieldi</i> (Gibbs)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Lasioglossum subversans</i> (Mitchell)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
		<i>Lasioglossum tenax</i> (Sandhouse)	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
		<i>Lasioglossum versans</i> (Lovell)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
		<i>Lasioglossum viridatum</i> (Lovell)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith)	0	0	0	0	0	3	0	2	0	1	0	1	7
		<i>Lasioglossum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Lasioglossum</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		<i>Lasioglossum</i> sp. 3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	Megachilidae	<i>Megachile giliae</i> (Cockerell)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		<i>Megachile melanophaea</i> Smith	0	2	1	10	2	2	1	0	1	5	1	1	26
		<i>Osmia inspergens</i> Lovell & Cockerell	5	0	3	3	6	1	11	5	0	9	0	1	44
		<i>Osmia tarsata</i> Provancher	1	1	4	2	3	3	3	3	7	1	1	3	32
		<i>Osmia tersula</i> Cockerell	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2

Ordre	Famille	Taxon	BV1		BV2		BVN		BF		Total				
			5 m	30 m	60 m	5 m	30 m	60 m	5 m	30 m		60 m			
Lepidoptera	Vespidae	<i>Dolichovespula arenaria</i> (Fabricius)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3		
		<i>Dolichovespula maculata</i> (Linnaeus)	0	1	0	0	0	0	0	0	4	1	1	7	
		<i>Dolichovespula norvegicoides</i> (Sladen)	1	0	1	5	1	1	2	0	3	9	4	27	
		<i>Vespula acadica</i> (Sladen)	0	1	2	1	1	0	3	3	1	0	2	17	
		<i>Vespula austriaca</i> (Panzer)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
		<i>Vespula consobrina</i> (de Saussure)	4	4	4	2	2	3	5	8	2	6	9	57	
Lepidoptera	Sphingidae	<i>Hemaris diffinis</i> (Boisduval)	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	3		
		<i>Hemaris thysbe</i> (Fabricius)	7	1	0	1	1	2	1	1	2	1	3	21	
Total			377	300	317	227	246	294	302	320	387	516	305	287	3878

Tableau 2. Taxons de pollen récoltés par les pollinisateurs indigènes dans les cultures de bleuets nains avec leur abondance relative (%) ainsi que le nombre de spécimens sur lesquels ils ont été collectés.

Taxa	Nb spécimens	%
<i>Acer spicatum</i>	29	6.11
<i>Alnus rugosa</i>	181	1.81
<i>Amelanchier</i> sp.	16	1.45
Brassicaceae	9	1.21
<i>Carex</i> sp.	85	5.13
<i>Cerastium arvense</i>	2	0.27
<i>Comptonia peregrina</i>	38	2.03
<i>Cornus canadensis</i>	32	3.48
<i>Cornus stolonifera</i>	7	1.06
<i>Crataegus</i> sp.	1	0.27
<i>Fragaria</i> sp.	25	4.98
<i>Ledum groenlandicum</i>	114	17.93
Liliaceae	31	4.00
<i>Lonicera canadensis</i>	2	6.77
<i>Lotus corniculatus</i>	5	1.55
<i>Malus</i> sp.	1	0.10
<i>Myrica gale</i>	20	1.27
<i>Nemopanthus mucronatus</i>	133	10.78
<i>Pinus</i> sp.	723	13.57
<i>Potentilla</i> sp.	1	0.09
<i>Prunus pennsylvanica</i>	83	3.25
<i>Prunus virginiana</i>	44	10.06
<i>Ranunculus acris</i>	1	5.71
<i>Rhododendron</i> sp.	13	3.19
<i>Rubus</i> sp.	186	5.80
<i>Rumex acetosella</i>	9	1.47
<i>Salix</i> sp.	7	2.35
<i>Sambucus pubens</i>	99	6.30
Spiraea	11	2.90
<i>Spiraea latifolia</i>	3	3.30
<i>Taraxacum officinale</i>	104	5.52
<i>Trifolium</i> sp.	8	1.02
<i>Vaccinium angustifolium</i>	725	73.74
<i>Vicia cracca</i>	2	6.26

Tableau 3. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs en bleuetière

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	2.12	0.0674
Distance	2	24	7.16	0.0036
Traitement*Distance	6	24	6.77	0.0003

Traitements	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	129	22.0457	a
Brise-vents deux rangées	5	56.75	5.1029	b
Brise-vents naturels	5	75.5	10.719	ab
Brise-vents une rangée	5	94.25	8.508	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	30	76.25	22.0457	a
Brise-vents deux rangées	30	61.5	5.1029	a
Brise-vents naturels	30	80	10.719	a
Brise-vents une rangée	30	75	8.508	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	60	71.75	22.0457	a
Brise-vents deux rangées	60	73.5	5.1029	a
Brise-vents naturels	60	96.75	10.719	a
Brise-vents une rangée	60	79.25	8.508	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	129	22.0457	a
Bordure de forêt	30	76.25	22.0457	b
Bordure de forêt	60	71.75	22.0457	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	5	56.75	5.1029	a
Brise-vents deux rangées	30	61.5	5.1029	a
Brise-vents deux rangées	60	73.5	5.1029	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	5	75.5	10.719	a
Brise-vents naturels	30	80	10.719	a
Brise-vents naturels	60	96.75	10.719	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	94.25	8.508	a
Brise-vents une rangée	30	75	8.508	b
Brise-vents une rangée	60	79.25	8.508	ab

Tableau 4 . Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs en bleuëtère

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	2	0.1672
Distance	2	24	7.75	0.0025
Traitement*Distance	6	24	7.27	0.0002

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	29.25	1.8151	a
Brise-vents deux rangées	5	18	1.4824	b
Brise-vents naturels	5	20.25	1.477	b
Brise-vents une rangée	5	22.5	1.6783	b
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	30	19.75	1.8151	a
Brise-vents deux rangées	30	18	1.4824	a
Brise-vents naturels	30	18.75	1.477	a
Brise-vents une rangée	30	19.25	1.6783	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	60	21.5	1.8151	a
Brise-vents deux rangées	60	21.5	1.4824	a
Brise-vents naturels	60	18.5	1.477	a
Brise-vents une rangée	60	18	1.6783	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	29.25	1.8151	a
Bordure de forêt	30	19.75	1.8151	b
Bordure de forêt	60	21.5	1.8151	b
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	5	18	1.4824	a
Brise-vents deux rangées	30	18	1.4824	a
Brise-vents deux rangées	60	21.5	1.4824	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	5	20.25	1.477	a
Brise-vents naturels	30	18.75	1.477	a
Brise-vents naturels	60	18.5	1.477	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	22.5	1.6783	a
Brise-vents une rangée	30	19.25	1.6783	a
Brise-vents une rangée	60	18	1.6783	a

Tableau 5. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs nicheurs de sol en bleuetières

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	0.97	0.4396
Distance	2	24	4.25	0.0264
Traitement*Distance	6	24	4.16	0.0053

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	90.25	12.528	a
Brise-vents deux rangées	5	41.75	12.528	b
Brise-vents naturels	5	61.5	12.528	ab
Brise-vents une rangée	5	81.25	12.528	ab

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	30	59.25	11.056	a
Brise-vents deux rangées	30	47.75	11.056	a
Brise-vents naturels	30	67.75	11.056	a
Brise-vents une rangée	30	69.75	11.056	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	60	57.75	12.870	a
Brise-vents deux rangées	60	58.5	12.870	a
Brise-vents naturels	60	82.75	12.870	a
Brise-vents une rangée	60	70.75	12.870	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	90.25	12.528	a
Bordure de forêt	30	59.25	11.056	b
Bordure de forêt	60	57.75	12.870	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	5	41.75	12.528	a
Brise-vents deux rangées	30	47.75	11.056	a
Brise-vents deux rangées	60	58.5	12.870	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	5	61.5	12.528	a
Brise-vents naturels	30	67.75	11.056	a
Brise-vents naturels	60	82.75	12.870	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	81.25	12.528	a
Brise-vents une rangée	30	69.75	11.056	a
Brise-vents une rangée	60	70.75	12.870	a

Tableau 6. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs nicheurs de sol en bleuetière

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	0.98	0.4338
Distance	2	24	1.74	0.1969
Traitement*Distance	6	24	4.69	0.0027

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	19	1.4317	a
Brise-vents deux rangées	5	12.25	1.6476	b
Brise-vents naturels	5	14.75	0.9475	ab
Brise-vents une rangée	5	16.75	1.554	ab
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	30	12.5	1.4317	a
Brise-vents deux rangées	30	13.5	1.6476	a
Brise-vents naturels	30	13.5	0.9475	a
Brise-vents une rangée	30	16	1.554	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	60	14.5	1.4317	a
Brise-vents deux rangées	60	17.75	1.6476	a
Brise-vents naturels	60	13.5	0.9475	a
Brise-vents une rangée	60	14.5	1.554	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	19	1.4317	a
Bordure de forêt	30	12.5	1.4317	b
Bordure de forêt	60	14.5	1.4317	ab
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	5	12.25	1.6476	b
Brise-vents deux rangées	30	13.5	1.6476	ab
Brise-vents deux rangées	60	17.75	1.6476	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	5	14.75	0.9475	a
Brise-vents naturels	30	13.5	0.9475	a
Brise-vents naturels	60	13.5	0.9475	a
Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	16.75	1.554	a
Brise-vents une rangée	30	16	1.554	a
Brise-vents une rangée	60	14.5	1.554	a

Tableau 7. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs nicheurs de cavités en bleuetière

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	5.34	0.0144
Distance	2	24	5.45	0.0112
Traitement*Distance	6	24	1.63	0.1811

Traitements	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	3.1478	0.322	a
Brise-vents naturels	2.1159	0.322	ab
Brise-vents deux rangées	1.6425	0.322	b
Brise-vents une rangée	1.5061	0.322	b

Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
5	2.5873	0.2147	a
30	1.9245	0.2147	b
60	1.7975	0.2147	b

Tableau 8. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs nicheurs de cavités en bleuetières

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	1.72	0.2168
Distance	2	24	4.46	0.0226
Traitement*Distance	6	24	0.71	0.6459

Traitements	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	1.7691	0.1524	a
Brise-vents naturels	1.627	0.1524	a
Brise-vents deux rangées	1.4321	0.1524	a
Brise-vents une rangée	1.3211	0.1524	a

Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
5	1.7731	0.1109	a
30	1.5091	0.1109	ab
60	1.3297	0.1109	b

Tableau 9. Table d'ANOVA de l'abondance des pollinisateurs non-nicheurs en bleuetières

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	2.05	0.1604
Distance	2	24	7.4	0.0031
Traitement*Distance	6	24	5.29	0.0014

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	18	2.2277	a
Brise-vents deux rangées	5	11.5	2.2277	a
Brise-vents une rangée	5	9.75	2.2277	a
Brise-vents naturels	5	7.5	2.2277	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	30	10.5	2.2277	a
Bordure de forêt	30	10.25	2.2277	a
Brise-vents naturels	30	7.25	2.2277	a
Brise-vents une rangée	30	3.5	2.2277	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	60	13	2.2277	a
Brise-vents naturels	60	10.75	2.2277	a
Bordure de forêt	60	6.5	2.2277	a
Brise-vents une rangée	60	5	2.2277	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	18	2.2277	a
Bordure de forêt	30	10.25	2.2277	ab
Bordure de forêt	60	6.5	2.2277	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	60	13	2.2277	a
Brise-vents deux rangées	5	11.5	2.2277	a
Brise-vents deux rangées	30	10.5	2.2277	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	60	10.75	2.2277	a
Brise-vents naturels	5	7.5	2.2277	a
Brise-vents naturels	30	7.25	2.2277	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	9.75	2.2277	a
Brise-vents une rangée	60	5	2.2277	a
Brise-vents une rangée	30	3.5	2.2277	a

Tableau 10. Table d'ANOVA de la richesse spécifique des pollinisateurs non-nicheurs en bleuetières

Effet	DL num.	DL den.	F	Pr > F
Traitement	3	12	7.62	0.0041
Distance	2	24	3.93	0.0335
Traitement*Distance	6	24	2.69	0.0384

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	6	0.5848	a
Brise-vents deux rangées	5	3	0.5848	b
Brise-vents une rangée	5	3	0.5848	b
Brise-vents naturels	5	2	0.5848	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	30	4.75	0.5848	a
Brise-vents deux rangées	30	2.25	0.5848	b
Brise-vents naturels	30	2	0.5848	b
Brise-vents une rangée	30	1.75	0.5848	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	60	3.75	0.5848	a
Brise-vents naturels	60	3.25	0.5848	a
Brise-vents deux rangées	60	2.25	0.5848	a
Brise-vents une rangée	60	1.75	0.5848	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Bordure de forêt	5	6	0.5848	a
Bordure de forêt	30	4.75	0.5848	ab
Bordure de forêt	60	3.75	0.5848	b

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents deux rangées	5	3	0.5848	a
Brise-vents deux rangées	30	2.25	0.5848	a
Brise-vents deux rangées	60	2.25	0.5848	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents naturels	60	3.25	0.5848	a
Brise-vents naturels	5	2	0.5848	a
Brise-vents naturels	30	2	0.5848	a

Traitement	Distance	Moyenne	Erreur type	Lettre de groupe
Brise-vents une rangée	5	3	0.5848	a
Brise-vents une rangée	30	1.75	0.5848	a
Brise-vents une rangée	60	1.75	0.5848	a

