

La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac

Stéphanie Pellerin, Théo Duquesne, Clarissa Omelczuk Walter et Salomé Pasquet

Volume 141, numéro 1, hiver 2017

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1037933ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1037933ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Pellerin, S., Duquesne, T., Omelczuk Walter, C. & Pasquet, S. (2017). La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Le Naturaliste canadien*, 141(1), 15–23. <https://doi.org/10.7202/1037933ar>

Résumé de l'article

La plupart des parcs nationaux situés dans le sud du Québec comportent des vestiges des anciennes activités agricoles, et notamment de nombreuses friches. Afin de connaître la richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac (situé à la jonction des Cantons-de-l'Est et de Chaudière-Appalaches) et d'identifier les facteurs régissant leur composition, leur flore a été inventoriée à la fin de l'été 2012 au sein de 165 placettes d'échantillonnage réparties dans 40 parcelles de friches. Des analyses d'espèces indicatrices de l'âge des friches ont été réalisées ainsi que des analyses de redondance. Au total, 209 espèces ont été identifiées, dont seulement 37 étaient d'origine exotique. Cette richesse correspond à plus de la moitié de toutes les espèces recensées pour l'ensemble du parc. Les espèces indicatrices des jeunes friches (< 25 ans) étaient toutes des herbacées exotiques, tandis que celles indicatrices des vieilles friches (≥ 25 ans) étaient surtout des herbacées indigènes. La composition floristique des friches était surtout expliquée par le temps depuis l'arrêt des activités agricoles et le pH du sol. Nous recommandons de favoriser le retour des friches vers la forêt, mais d'en conserver quelques-unes à un stade herbacé pour maintenir la richesse floristique du secteur.

La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac

Stéphanie Pellerin, Théo Duquesne, Clarissa Omelczuk Walter et Salomé Pasquet

Résumé

La plupart des parcs nationaux situés dans le sud du Québec comportent des vestiges des anciennes activités agricoles, et notamment de nombreuses friches. Afin de connaître la richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac (situé à la jonction des Cantons-de-l'Est et de Chaudière-Appalaches) et d'identifier les facteurs régissant leur composition, leur flore a été inventoriée à la fin de l'été 2012 au sein de 165 placettes d'échantillonnage réparties dans 40 parcelles de friches. Des analyses d'espèces indicatrices de l'âge des friches ont été réalisées ainsi que des analyses de redondance. Au total, 209 espèces ont été identifiées, dont seulement 37 étaient d'origine exotique. Cette richesse correspond à plus de la moitié de toutes les espèces recensées pour l'ensemble du parc. Les espèces indicatrices des jeunes friches (< 25 ans) étaient toutes des herbacées exotiques, tandis que celles indicatrices des vieilles friches (≥ 25 ans) étaient surtout des herbacées indigènes. La composition floristique des friches était surtout expliquée par le temps depuis l'arrêt des activités agricoles et le pH du sol. Nous recommandons de favoriser le retour des friches vers la forêt, mais d'en conserver quelques-unes à un stade herbacé pour maintenir la richesse floristique du secteur.

MOTS CLÉS : conservation, diversité floristique, espèces indicatrices, gestion environnementale, friche

Abstract

Remains of ancient agricultural activity, including many plots of abandoned farmland, can be found in most national parks in the southern portion of the province of Québec (Canada). Abandoned farmland sites in the Frontenac National Park (situated at the junction of the Cantons-de-l'Est and Chaudière-Appalaches regions) were studied to identify the factors driving their floristic composition. At the end of the summer of 2012, vegetation was sampled in 165 plots on 40 sites. Indicator species and redundancy analyses were performed. A total of 209 species were identified, of which 141 were exotic. This corresponds to more than half of all the plant species present in the entire park. Indicator species of recently abandoned sites (<25 years) were all herbaceous exotics, while those of long abandoned sites (≥25 years) were mostly native grasses. Floristic composition was mainly explained by the time since cessation of agricultural activities and soil pH. It is recommended that much of the abandoned farmland be encouraged to return to forest, but that some be kept in an herbaceous stage to maintain the rich flora of the area.

KEYWORDS: abandoned arable land, conservation, environmental management, indicator species, plant diversity

Introduction

Les friches agricoles, c'est-à-dire les terres abandonnées par les activités agricoles, faisant l'objet d'aucun travail de mise en valeur (ensemencement, plantation, etc.) et généralement occupées par un couvert d'arbres d'une hauteur inférieure à 10 m (Delage et collab., 2005; Voulligny et Gariépy, 2008) sont omniprésentes dans le sud du Québec. Les superficies actuellement occupées par les friches dans la province ne sont pas connues, notamment en raison de leur caractère dynamique (écosystème en état de succession). Néanmoins, les estimations varient entre 1 000 km² (Voulligny et Gariépy, 2008) et 8 000 km² (Labrecque, 1999).

Les friches agricoles sont souvent perçues comme des espaces non productifs qui doivent être mis en valeur, notamment par le boisement (Benjamin et collab., 2008). Par conséquent, de nombreuses études ont été réalisées au cours des dernières années afin d'identifier les facteurs expliquant leur composition floristique, entre autres ceux inhibant la transition des communautés herbacées vers des stades arbustifs ou arborescents (p. ex., Benjamin et collab., 2005; Holz et collab., 2009; Jírová et collab., 2012). À titre d'exemple, Benjamin et collab. (2005) ont montré que la

composition floristique des friches agricoles en Montérégie était essentiellement contrôlée par des facteurs abiotiques comme la pente, la pierrosité et le pH du sol, ainsi que par des facteurs historiques tels que les types d'activités agricoles ayant eu lieu et le temps depuis l'abandon.

Malgré le caractère improductif des friches d'un point de vue économique, leur importance dans le maintien de la biodiversité est de plus en plus reconnue. Par exemple, il a été

Stéphanie Pellerin est biogéographe et professeure associée à l'Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal et du Jardin botanique de Montréal.

stephanie.pellerin.1@umontreal.ca

Théo Duquesne détient un master en écologie, biodiversité et évolution de l'Université Paris Sud.

duquesne.theo@free.fr

Clarissa Omelczuk Walter détient une maîtrise en environnement et développement durable de l'Université de Montréal.

clarissahow@gmail.com

Salomé Pasquet détient une maîtrise en sciences biologiques de l'Université de Montréal.

salome.yassou@hotmail.fr

montré dans plusieurs régions du monde que la conversion des friches herbacées vers des environnements plus forestiers a entraîné un déclin de la diversité floristique et faunique, y compris celle d'espèces indigènes (p. ex. : Middleton, 2013; Warren et collab., 2001; Uchida et collab., 2016). La présence de friches en transition (arbustives basses ou hautes) peut aussi favoriser à la fois l'abondance et la richesse des espèces d'oiseaux forestiers (Bowen et collab., 2009). La conversion d'anciennes terres agricoles en environnement forestier peut également mener à une homogénéisation des paysages et ultimement engendrer une perte de la diversité paysagère et culturelle d'une région (MacDonald et collab., 2000; Otero et collab., 2015). Par conséquent, le maintien des friches herbacées ou arbustives dans les paysages transformés par les activités humaines est de plus en plus préconisé, et ce, même dans des régions où ce genre d'écosystème ne fait pas partie du paysage naturel (p. ex., Hobbs et collab., 2009; Kowarik 2011).

Au Québec, la plupart des parcs nationaux situés dans le sud de la province comportent des vestiges agricoles, dont des friches plus ou moins vieilles. Par exemple, environ 5 % de la superficie du Parc national d'Oka (situé dans la région des Laurentides) serait constituée de friches et de champs (Sépaq, 2012a), alors que ce serait près de 30 % pour celui des îles de Boucherville (Sépaq, 2012b). Compte tenu de l'abondance des friches dans ces territoires protégés, et du fait que les superficies qu'elles occupent continueront d'augmenter avec la cessation progressive des exploitations agricoles toujours en activité dans certains parcs, il devient important de comprendre à la fois leur dynamique et leur rôle dans la biodiversité du réseau québécois des parcs nationaux. Ainsi, les objectifs de ce projet étaient de connaître la diversité floristique des friches du Parc national de Frontenac et d'identifier les facteurs environnementaux régissant leur composition.

Territoire d'étude

Le Parc national de Frontenac, créé en 1987, est situé à la frontière des régions des Cantons-de-l'Est et de Chaudière-Appalaches. Il se trouve plus spécifiquement dans le bassin versant du Grand lac Saint-François dans la province naturelle des Appalaches, à environ 30 km au sud de la ville de Thetford Mines, au Québec (figure 1). D'une superficie d'environ 155 km², il est le troisième plus grand parc national au sud du fleuve Saint-Laurent après ceux de la Gaspésie (802 km²) et du lac Témiscouata (177 km²).

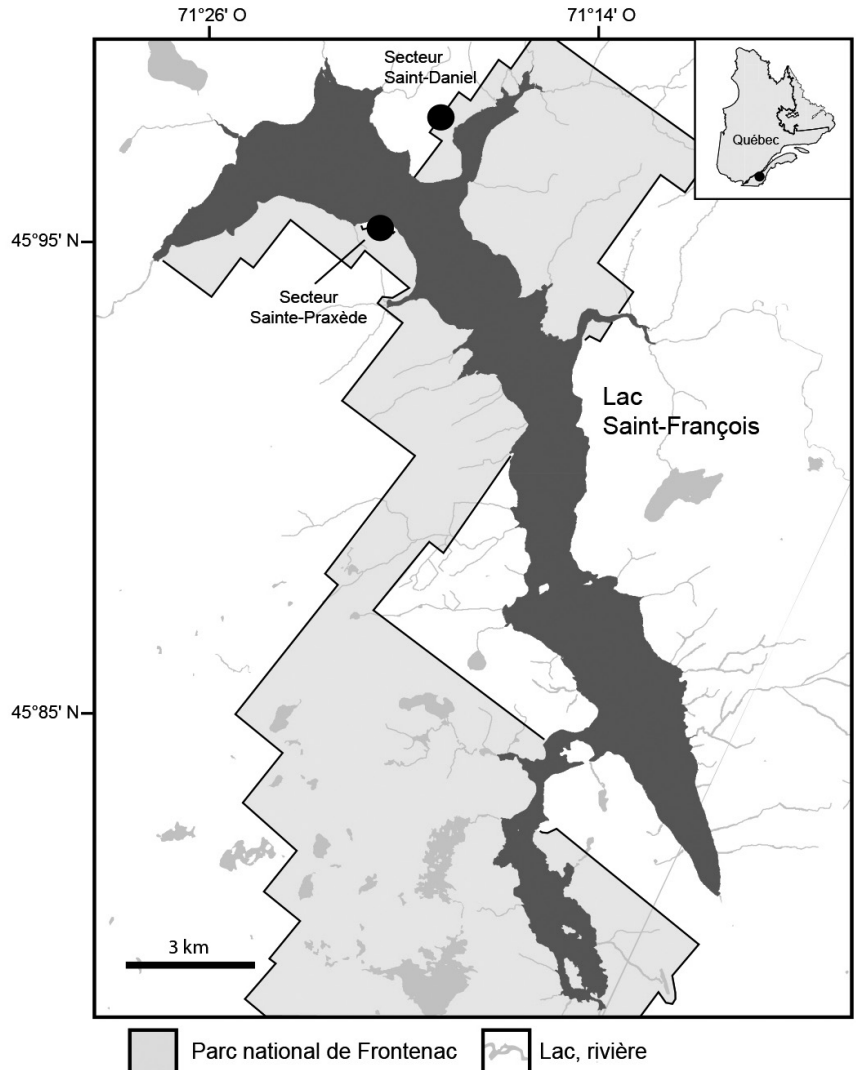


Figure 1. Emplacement du Parc national de Frontenac et des secteurs où se trouvent les friches étudiées.

Les écosystèmes forestiers dominent le paysage du parc, représentant plus de 80 % de sa superficie. Viennent ensuite les écosystèmes aquatiques (environ 10 %) et les milieux humides (5 %) (Charest et collab., 2008). Pour leur part, les friches occupent environ 2 % de la superficie du parc. Elles sont principalement situées dans la municipalité de Sainte-Praxède, à l'ouest du Grand lac Saint-François, et dans la municipalité de Saint-Daniel, au nord du même lac (figure 1). Ces anciennes terres agricoles auraient été défrichées au cours de la période 1930-1950 pour ensuite être utilisées essentiellement pour la production de fourrage (Omelczuk Walter, 2012). La majorité des terres agricoles ont été achetées lors de la création du parc et certaines ont conservé leur vocation originale jusqu'au début des années 2000. Leur exploitation a été assurée par le biais de baux de location et d'exploitation consentis à court (3 ans) et à long (10 ans) termes à des agriculteurs locaux (René Charest, vice-président exploitation Parcs Québec, communication personnelle).

Méthodes

Historique et délimitation des friches

L'emplacement des anciens champs agricoles dans le Parc national de Frontenac a d'abord été obtenu des documents cartographiques du parc. L'historique d'abandon des terres agricoles a ensuite été reconstitué à l'aide d'une analyse de photographies aériennes (de 1928 à 2007) et d'entrevues avec les agriculteurs locaux (Omelczuk Walter, 2012.). Ce travail a permis de subdiviser les anciens champs agricoles en parcelles sur la base de leur date d'abandon (à l'année près). Ces parcelles de tailles variées ne correspondent pas nécessairement aux limites des anciens champs, puisque certains ont été abandonnés par étapes. Par exemple, les sections moins productives d'un champ peuvent avoir été abandonnées avant les sections plus productives. Ainsi, 15 parcelles ont été identifiées dans le secteur de Saint-Daniel et 25 autres dans celui de Sainte-Praxède.

Échantillonnage

Le nombre de placettes dans chacune des parcelles a été défini en fonction de la taille de celles-ci. Ainsi, 3 placettes ont été échantillonnées dans les parcelles de moins de 1 hectare, 4 placettes dans les parcelles dont la taille variait de 1 à 2 hectares et 5 placettes dans celles de plus de 2 hectares. Au total, 165 placettes d'échantillonnage ont été définies. L'emplacement des placettes a été choisi de façon aléatoire à l'aide du logiciel ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, CA) en fonction de 2 critères : 1) les placettes devaient se trouver à une distance minimale de 15 m les unes des autres et 2) elles ne pouvaient se trouver à moins de 5 m des limites de la parcelle.

En août et septembre 2012, l'emplacement des placettes a été trouvé sur le terrain à l'aide d'un GPS. Toutes les espèces végétales vasculaires présentes dans chacune des placettes ont été identifiées et leur recouvrement horizontal a été évalué selon 6 classes : < 1 % ; 1-5 % ; 6-25 % ; 26-50 % ; 51-75 % ; > 75 % de la superficie de la placette. La nomenclature des espèces ainsi que leur origine (indigène ou exotique) sont basées sur VASCAN (Brouillet et collab., 2016). Enfin, un échantillon de sol minéral (jusqu'à une profondeur de 10 cm sous l'horizon organique) a été récolté au centre de chacune des placettes afin de mesurer le pH et la conductivité électrique en laboratoire.

Variables spatiales

Nous avons obtenu l'altitude, la superficie et le périmètre de chaque parcelle à l'aide du logiciel QGIS (Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, OR), et d'images Landsat disponibles dans Google Earth. Nous avons aussi mesuré la distance entre le centre de chaque parcelle et 1) la route la plus proche et 2) la rive du Grand lac Saint-François la plus proche, ainsi que le périmètre en contact avec la forêt adjacente. Enfin, nous avons calculé un indice de compacité de forme pour chaque parcelle à l'aide de la formule suivante : $(4\pi \times a)/p^2$ où « a » est la superficie du polygone et « p » son périmètre (Forman 1995). La valeur de cet indice varie de 0 à 1, une valeur de 1 indiquant une forme simple et compacte et une valeur de 0, une

forme très complexe. Cet indice permet d'évaluer l'influence de l'environnement externe (p. ex., l'effet de bordure) sur une parcelle d'habitat; une parcelle de forme plus complexe subirait une plus grande influence du paysage l'entourant qu'une parcelle de forme plus compacte (Forman 1995).

Analyses

Dans un premier temps, nous avons identifié les espèces indicatrices de l'âge des friches à l'aide de l'indice de valeur indicatrice IndVal (Dufrêne et Legendre, 1997). Cet indice se calcule sur des groupes préétablis (ici l'âge des friches) et repose sur le postulat qu'une espèce indicatrice est spécifique c'est-à-dire trouvée majoritairement dans un seul groupe) et fidèle (c'est-à-dire présente dans la plupart des sites de ce groupe). La spécificité est maximale (= 1) quand l'espèce n'occupe que les stations d'un groupe donné, et la fidélité est maximale (= 1) lorsque l'espèce est présente dans toutes les stations d'un groupe. L'indice IndVal varie de 0 (espèce aucunement indicatrice) à 1 (espèce parfaitement indicatrice). Pour identifier les espèces indicatrices, nous avons au préalable séparé les parcelles de friches en deux groupes, celles abandonnées il y a 25 ans ou plus (22 parcelles, âge variant de 27 à 48 ans) et celles abandonnées il y a moins de 25 ans (18 parcelles, âge variant de 14 à 24 ans). Nous avons utilisé 25 ans comme âge limite entre les deux groupes, puisqu'il s'agissait de l'âge moyen des friches et que cette limite permettait d'obtenir un nombre de parcelles relativement similaire dans les deux groupes. La valeur médiane des classes de pourcentage de recouvrement pour chaque espèce dans chaque placette d'échantillonnage a été utilisée pour faire le calcul des IndVal. La significativité statistique des IndVal calculée pour chaque espèce a été évaluée *a posteriori* au moyen d'un test par permutations (9 999 permutations).

Afin d'identifier les principales variables (tableau 1) influençant la composition floristique des friches, nous avons réalisé une analyse de redondance (Borcard et collab., 2011; Legendre et Legendre, 1998). À cette fin, la moyenne des recouvrements (valeur médiane des classes de pourcentage de recouvrement) de toutes les placettes dans une parcelle a été utilisée. Une transformation d'Hellinger a été réalisée sur les données floristiques afin de restreindre l'importance accordée aux espèces rares et de tenir compte de l'abondance des doubles absences (Legendre et Gallagher, 2001). Pour cette analyse, les variables « périmètre », « latitude » et « longitude » n'ont pas été utilisées en raison de leur forte colinéarité avec les autres variables (facteur d'inflation > 5).

Résultats

Floristique générale

Au total, 209 espèces de plantes vasculaires ont été identifiées dans les 40 parcelles de friche échantillonnées, dont 37 (17 %) étaient d'origine exotique (voir la liste complète des taxons en annexe). Près de la moitié des espèces (103) appartenait à 4 familles : les cypéracées (33 espèces), les astéracées (26 espèces), les poacées (23 espèces) et les rosacées

Tableau 1. Variables utilisées dans les analyses de redondance et étendues de variation des valeurs mesurées.

Variabes	Abréviation	Unité	Valeurs min. – max.
Altitude	Altitude	m	290 – 325
Conductivité électrique du sol	Conductivité	µS/cm	14 – 215
Distance de la rive	Rive	m	70 – 863
Distance de la route	Route	m	46 – 673
Indice de complexité de la forme	ICF (0 à 1)	aucune	0,23 – 0,97
Périmètre de contact avec la forêt	Forêt	m	202 – 1133
pH du sol	pH		5,1 – 6,8
Superficie de la parcelle	Sup	m ²	0,2 – 4,1
Temps depuis l'abandon	Aban	Années	14 – 48

(21 espèces). Ainsi, les herbacées dominaient les communautés floristiques. Onze espèces arborescentes et 27 espèces arbustives ont aussi été trouvées. Environ 20 % des espèces identifiées (41 espèces) sont nouvelles pour la flore du parc selon la liste floristique établie en 2010 qui comprenait l'inventaire partiel de quelques friches (Parc national de Frontenac, 2010). La majorité de ces espèces nouvelles (31) était d'origine indigène et elles étaient présentes de façon sporadique. Toutefois, 4 de ces espèces étaient présentes de façon abondante dans au moins 50 % des friches, soit, en ordre décroissant : *Agrostis gigantea*, *Carex debilis*, *Symphotrichum novi-belgii* et *Agrostis capillaris*. Aucune espèce considérée en situation précaire au Québec (Tardif et collab., 2016) n'a été trouvée, mais l'échantillonnage n'était pas orienté vers ces espèces. Deux espèces exotiques considérées comme envahissantes au Québec ont été identifiées, soit *Lythrum salicaria* et *Phalaris arundinacea* (MDDELCC, 2016). Toutefois, ces deux espèces n'ont été observées que dans une placette d'échantillonnage, et avec un recouvrement inférieur à 1 %.

En moyenne, 46 espèces ont été identifiées par friche, leur nombre variant selon le cas entre 25 et 69. Celles qui étaient les plus fréquentes (présentes dans plus de 80 % des friches) sont, en ordre décroissant : *Vicia cracca*, *Festuca rubra*, *Solidago rugosa*, *Spiraea alba*, *Agrostis gigantea*, *Doellingeria umbellata*, *Phleum pratense* et *Ranunculus acris*. Les espèces les plus abondantes (recouvrement moyen > 10 %) étaient, en ordre décroissant : *Abies balsamea*, *Festuca rubra*, *Carex nigra*, *Calamagrostis canadensis* et *Agrostis gigantea*.

Espèces indicatrices de l'âge des friches

Seize espèces indicatrices de l'âge des friches ont été identifiées pour les terres abandonnées depuis au moins 25 ans, alors que 4 espèces ont été considérées indicatrices des friches plus récentes (tableau 2). Une espèce d'arbre (*Picea rubens*) et une d'arbuste (*Ribes hirtellum*), étaient indicatrices des vieilles friches, bien que la grande majorité des espèces indicatrices de ces friches étaient des herbacées surtout indigènes. Les 4 espèces indicatrices des friches plus récentes étaient des herbacées d'origine exotique.

Facteurs influençant la composition des friches

L'ensemble des variables examinées expliquaient près de 20 % de la variation de la composition floristique des friches du Parc national de Frontenac (figure 2). Le temps depuis l'abandon des activités agricoles était la variable la plus importante expliquant la composition floristique le long du premier axe. Sans surprise, les arbres (p. ex. : *Abies balsamea*, *Acer rubrum*, *Picea rubens*) étaient surtout associés aux friches les plus anciennes alors que les plantes herbacées, notamment *Agrostis gigantea*, *Phleum pratense* et *Achillea millefolium*, étaient associées aux jeunes friches. Le long du premier axe, les espèces

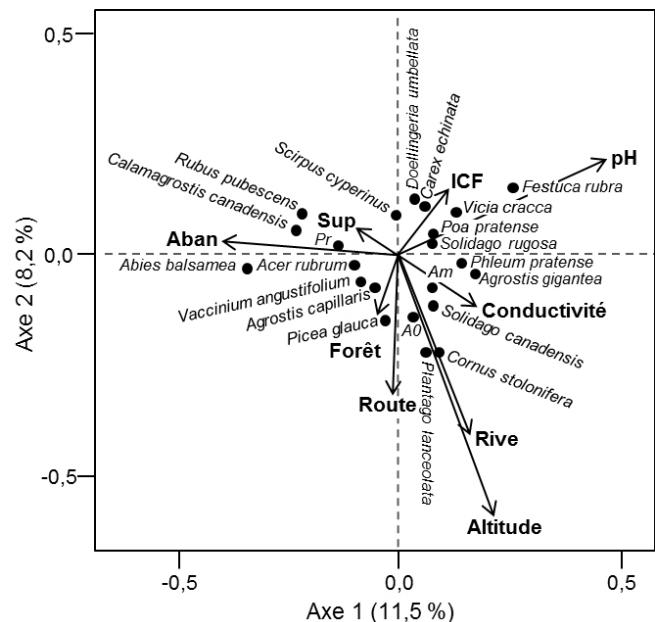


Figure 2. Ordination par analyse de redondance des variables explicatives (historiques, environnementales et spatiales) de la composition floristique dans les friches du Parc national de Frontenac. Sur la figure, les variables explicatives sont en gras (voir tableau 1 pour l'abréviation du nom des variables). Am = *Achillea millefolium*, AO = *Anthoxanthum odoratum*, Pr = *Picea rubens*.

Tableau 2 Valeurs de spécificité, de fidélité, d'IndVal et de significativité (p) des espèces indicatrices de l'âge des friches. Le port (H = herbacé, Au = arbuste, A = arbre) et l'origine (I = indigène, E = exotique) des espèces sont aussi indiqués.

Espèces indicatrices	Port	Origine	Spécificité	Fidélité	IndVal	p
Vieilles friches (abandon de l'agriculture \geq 25 ans)						
<i>Agrimonia striata</i>	H	I	1,000	0,600	0,600	0,001
<i>Doellingeria umbellata</i>	H	I	0,568	1,000	0,569	0,001
<i>Prunella vulgaris</i>	H	I	0,624	0,800	0,499	0,019
<i>Symphytotrichum lanceolatum</i>	H	I	0,573	0,800	0,458	0,019
<i>Rubus pubescens</i>	H	I	0,566	0,600	0,453	0,048
<i>Clinopodium vulgare</i>	H	I	0,753	0,600	0,451	0,015
<i>Cirsium arvense</i>	H	E	0,751	0,600	0,451	0,029
<i>Lycopus americanus</i>	H	I	0,732	0,600	0,440	0,010
<i>Epipactis helleborine</i>	H	E	0,726	0,600	0,436	0,017
<i>Ribes hirtellum</i>	Au	I	0,666	0,600	0,400	0,023
<i>Lycopus uniflorus</i>	H	I	0,644	0,600	0,387	0,044
<i>Carex scoparia</i>	H	I	0,947	0,389	0,369	0,025
<i>Thelypteris palustris</i>	H	I	0,888	0,400	0,355	0,24
<i>Picea rubens</i>	A	I	0,824	0,400	0,330	0,31
<i>Geum canadense</i>	H	I	0,797	0,400	0,319	0,019
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	H	I	0,766	0,400	0,307	0,048
Friches récentes (abandon de l'agriculture < 25 ans)						
<i>Achillea millefolium</i>	H	E	0,588	0,823	0,485	0,041
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	H	E	1,000	0,471	0,471	0,003
<i>Trifolium pratense</i>	H	E	0,918	0,412	0,378	0,045
<i>Galium mollugo</i>	H	E	0,772	0,471	0,363	0,041

se répartissaient aussi fortement en fonction du pH du sol. Les friches avec un sol à pH élevé (> 6) étaient plus jeunes et caractérisées par des espèces comme *Festuca rubra*, *Vicia cracca* et *Poa pratense*, alors que *Picea glauca*, *Vaccinium angustifolium*, *Acer rubrum* et *Agrostis capillaris* se concentraient dans les friches plus vieilles avec des sols plus acides (< 6).

L'altitude de la friche ainsi que sa distance à la rive la plus proche du Grand lac Saint-François expliquaient la répartition des espèces le long du deuxième axe. Ainsi, les espèces telles que *Cornus stolonifera*, *Plantago lanceolata* et *Anthoxanthum odoratum* se concentraient dans les friches les plus en altitude et éloignées d'une rive du lac. À l'opposé, *Scirpus cyperinus*, *Rubus pubescens* et *Doellingeria umbellata* étaient surtout présents dans les friches situées à plus basse altitude et près d'une rive du lac. Enfin, les espèces forestières (p. ex. : *Picea glauca*, *Vaccinium angustifolium*) étaient plus caractéristiques des friches dont une grande portion de leur périmètre était en contact avec des zones forestières. Ce dernier facteur, ainsi que la superficie de la friche, n'avaient par contre pas beaucoup d'influence sur les communautés végétales.

Discussion et conclusion

Une grande richesse floristique

Les inventaires réalisés dans les friches du Parc national de Frontenac ont permis de montrer leur grande richesse floristique. Ces habitats, bien que peu abondants (2 % de la superficie du parc) sont par contre les plus riches du parc avec un cortège floristique de 209 espèces, soit plus de la moitié de toutes les espèces (415) pour l'ensemble du parc (Parc national de Frontenac, 2010). Un phénomène similaire caractérise le Parc national d'Oka (Sabourin, 2009). Toutefois, contrairement au Parc national d'Oka, et ailleurs, dans la plupart des friches agricoles (p. ex. : Pickett 1982; Meiners et collab., 2002; Standish et collab., 2007), la majorité des espèces présentes dans les friches du Parc national de Frontenac étaient d'origine indigène. Cette différence pourrait résulter, entre autres, du fait que les friches du Parc national de Frontenac sont situées dans un paysage forestier où les écosystèmes naturels sont relativement peu fragmentés, de sorte que les sources d'espèces indigènes sont abondantes (Standish et collab., 2007). En effet, pour l'ensemble du parc, les espèces exotiques présentes dans les habitats autres que des friches représentent environ 3 % de la flore (12 espèces), soit 9 fois moins que dans les friches.

Les espèces exotiques présentes dans les parcelles de friches échantillonnées étaient principalement des graminées de début de succession. Bien que ces espèces soient fortement compétitives, avec une production de semences élevée et une forte propagation végétative, elles sont aussi, pour la grande majorité, intolérantes à l'ombre (p. ex., Standish et collab., 2007; Warwick et Black, 1982). Il semble donc plausible que ces espèces diminuent en nombre et en abondance avec le temps avec la fermeture de couvert. Cette hypothèse est soutenue par les résultats de l'analyse des espèces indicatrices. En effet, si les espèces indicatrices des jeunes friches étaient toutes des herbacées exotiques, celles des vieilles friches (≥ 25 ans) étaient, quant à elles, surtout des espèces herbacées indigènes. Dans le cas présent, la dominance des espèces exotiques après l'abandon des terres ne semble pas être une problématique à long terme. En effet, les espèces indigènes seraient en mesure de prendre le relais avec le temps, comme d'autres l'ont observé dans plusieurs autres régions (p. ex.: Meiners et collab., 2001; Prach et collab., 2001).

Le temps un facteur clé

Le temps écoulé depuis l'abandon était la principale variable expliquant la composition floristique des friches du Parc national de Frontenac, ce qui concorde avec les résultats trouvés par Benjamin et collab. (2005) dans les friches de la Montérégie. Dans le Parc national de Frontenac, plus les friches étaient vieilles, plus elles étaient caractérisées par la présence et l'abondance d'espèces arborescentes et arbustives. À l'inverse, plus elles étaient jeunes, plus elles étaient caractérisées par des espèces herbacées de début de succession, donc plus elles étaient encore soumises à l'héritage des anciennes productions de fourrage. L'analyse de redondance a aussi fait ressortir l'importance du pH comme variable structurante des communautés floristiques. Cette variable était aussi très importante dans les friches de la Montérégie (Benjamin et collab., 2005). Dans les parcelles de friches à l'étude, le pH du sol plus alcalin dans les jeunes friches pourrait s'expliquer par un effet résiduel du chaulage des terres agricoles. Enfin, certaines variables spatiales, comme la distance à la rive et l'altitude, semblent avoir eu un effet significatif sur la composition floristique des parcelles de friches à l'étude mais dans une moindre mesure. Par exemple, la proximité du lac et la basse altitude semblent avoir favorisé des espèces qui tolèrent mieux les sols avec un niveau d'humidité plus élevé (p. ex., *Scirpus cyperinus* et *Rubus pubescens*).

L'avenir des friches du Parc national de Frontenac

Les présents résultats suggèrent que les friches agricoles du Parc national de Frontenac, notamment celles situées à proximité des massifs forestiers, ont la capacité de se régénérer en habitat forestier. En effet, plus les friches sont anciennes et caractérisées par un grand périmètre entouré de forêt, plus elles hébergent des espèces forestières (p. ex.: *Picea glauca* et

Picea rubens) et des espèces indigènes. Il n'est toutefois pas exclu que certaines jeunes parcelles puissent se maintenir à un stade herbacé à très long terme, entre autres en raison de la présence d'espèces exotiques dans le paysage avoisinant qui étaient probablement moins abondantes, ou même absentes, il y a 25 ans.

À l'heure actuelle, l'approche préconisée par la Direction des parcs nationaux du Québec au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (Manon Carignan, chargée de projet, communication personnelle) au sujet des anciennes terres agricoles est de favoriser leur renaturation en les laissant évoluer naturellement (restauration passive) et, parfois, en intervenant par l'implantation d'espèces indigènes. Dans certains parcs nationaux du Québec, particulièrement ceux présents en régions périurbaines, ou dans des parcs régionaux à vocation plus récréative, il peut toutefois être recommandé de maintenir les friches afin de préserver une valeur culturelle au paysage, mais aussi pour favoriser la diversité locale et la connectivité écologique avec des habitats similaires à l'extérieur du parc. C'est l'avenue préconisée au Parc national d'Oka.

Quelle serait la meilleure gestion des friches pour le Parc national de Frontenac ? Celui-ci étant situé dans un paysage essentiellement forestier, nous croyons qu'il serait préférable de favoriser le retour d'une strate arborescente, notamment pour les friches qui sont complètement isolées dans le massif forestier. Les friches situées en périphérie des routes pourraient néanmoins être maintenues à un stade herbacé ou arbustif afin de favoriser une diversité d'habitats et une grande richesse floristique. Toutefois, une telle richesse n'est pas toujours souhaitable, surtout si cette diversité est principalement associée à des espèces exotiques comme cela a été observé dans les plus jeunes friches. Il serait donc pertinent, advenant le maintien de certaines friches, d'évaluer si la présence de ces espèces est problématique pour le reste de la flore du parc. Par exemple, dans le Parc national du Bic, la présence de routes pavées près de friches agricoles aurait favorisé la propagation du *Gallium mollugo* (Meunier et Lavoie, 2012), une espèce qui peut réduire la richesse et la diversité floristique lorsqu'elle a un recouvrement local supérieur à 50 % (Meunier 2008). Enfin, des études sur la faune devraient également être réalisées afin d'évaluer le rôle des friches dans le maintien de certaines populations animales. Ces études pourraient permettre l'élaboration de modèles prédictifs visant, entre autres, à évaluer la valeur de conservation de ces habitats.

Remerciements

Les auteurs remercient le Parc national de Frontenac, et plus particulièrement René Charest, pour avoir permis la réalisation de cette étude et pour son soutien logistique. Ils remercient aussi Matthieu Charrier pour l'aide lors des inventaires floristiques, et Claude Lavoie pour la figure 1. ◀

Annexe. Liste de tous les taxons recensés dans les friches du Parc national de Frontenac en 2012. Les taxons en gras sont ceux d'origine exotique.

Arbres		
<i>Abies balsamea</i>	<i>Betula populifolia</i>	<i>Pinus resinosa</i>
<i>Acer rubrum</i>	<i>Larix laricina</i>	<i>Populus balsamifera</i>
<i>Acer saccharum</i>	<i>Picea glauca</i>	<i>Populus tremuloides</i>
<i>Betula papyrifera</i>	<i>Picea rubens</i>	
Arbustes		
<i>Acer spicatum</i>	<i>Prunus pensylvanica</i>	<i>Salix discolor</i>
<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	<i>Prunus virginiana</i>	<i>Salix petiolaris</i>
<i>Amelanchier</i> sp.	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	<i>Salix pyrifolia</i>
<i>Aronia melanocarpa</i>	<i>Ribes hirtellum</i>	<i>Sorbus</i> sp.
<i>Cornus stolonifera</i>	<i>Rosa</i> sp.	<i>Spiraea alba</i>
<i>Crataegus</i> sp.	<i>Rubus allegheniensis</i>	<i>Spiraea tomentosa</i>
<i>Diervilla lonicera</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Vaccinium angustifolium</i>
<i>Ilex mucronata</i>	<i>Rubus repens</i>	<i>Vaccinium myrtilloides</i>
<i>Kalmia angustifolia</i>	<i>Salix bebbiana</i>	<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>
Herbacées		
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Carex debilis</i>	<i>Dichanthelium acuminatum</i>
<i>Agrimonia striata</i>	<i>Carex gracillima</i>	<i>Doellingeria umbellata</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Carex gynandra</i>	<i>Dryopteris cristata</i>
<i>Agrostis gigantea</i>	<i>Carex intumescens</i>	<i>Dryopteris intermedia</i>
<i>Agrostis scabra</i>	<i>Carex leptalea</i>	<i>Elymus repens</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Carex leptonevia</i>	<i>Epilobium ciliatum</i>
<i>Anaphalis margaritacea</i>	<i>Carex magellanica</i> subsp. <i>irrigua</i>	<i>Epilobium leptophyllum</i>
<i>Anemone</i> sp.	<i>Carex nigra</i>	<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Anthoxanthum nitens</i>	<i>Carex paleacea</i>	<i>Equisetum arvense</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Carex pallens</i>	<i>Equisetum pratense</i>
<i>Aralia nudicaulis</i>	<i>Carex projecta</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>
<i>Arisaema triphyllum</i>	<i>Carex pseudocyperus</i>	<i>Erigeron strigosus</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Carex scoparia</i>	<i>Euthamia graminifolia</i>
<i>Asclepias syriaca</i>	<i>Carex stipata</i>	<i>Eutrochium maculatum</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Carex stricta</i>	<i>Festuca rubra</i>
<i>Brachyelytrum aristosum</i>	<i>Carex trisperma</i>	<i>Fragaria virginiana</i>
<i>Brachyelytrum erectum</i>	<i>Carex utriculata</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>
<i>Bromus ciliatus</i>	<i>Carex vesicaria</i>	<i>Galium asprellum</i>
<i>Calamagrostis canadensis</i>	<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	<i>Galium mollugo</i>
<i>Carex arctata</i>	<i>Chamerion angustifolium</i> subsp. <i>angustifolium</i>	<i>Galium palustre</i>
<i>Carex brunnescens</i>	<i>Cinna latifolia</i>	<i>Galium tinctorium</i>
<i>Carex castanea</i>	<i>Circaea alpina</i>	<i>Galium triflorum</i>
<i>Carex crawfordii</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Geum aleppicum</i>
<i>Carex debilis</i> var. <i>rudgei</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>	<i>Geum canadense</i>
<i>Carex disperma</i>	<i>Clintonia borealis</i>	<i>Geum macrophyllum</i>
<i>Carex echinata</i>	<i>Coptis trifolia</i>	<i>Geum rivale</i>
<i>Carex crinita</i>	<i>Cornus canadensis</i>	<i>Glyceria canadensis</i>
<i>Carex cryptolepis</i>	<i>Danthonia spicata</i>	<i>Glyceria grandis</i>

Herbacées (suite)		
<i>Glyceria striata</i>	<i>Onoclea sensibilis</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	<i>Osmunda claytoniana</i>	<i>Scirpus atrocinctus</i>
<i>Hypericum fraseri</i>	<i>Osmunda regalis</i>	<i>Scirpus atrovirens</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	<i>Scirpus cyperinus</i>
<i>Impatiens capensis</i>	<i>Oxalis montana</i>	<i>Scirpus microcarpus</i>
<i>Iris versicolor</i>	<i>Oxalis stricta</i>	<i>Scirpus pedicellatus</i>
<i>Juncus canadensis</i>	<i>Packera aurea</i>	<i>Scorzoneroides autumnalis</i>
<i>Juncus dudleyi</i>	<i>Packera schweinitziana</i>	<i>Sisyrinchium angustifolium</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Persicaria sagittata</i>	<i>Solidago canadensis</i>
<i>Juncus filiformis</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Solidago rugosa</i>
<i>Juncus tenuis</i>	<i>Phegopteris connectilis</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Leersia oryzoides</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Pilosella caespitosa</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Linnaea borealis</i>	<i>Pilosella officinarum</i>	<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>
<i>Liparis loeselii</i>	<i>Pilosella piloselloides</i>	<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>
<i>Lolium pratense</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Symphyotrichum puniceum</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Luzula multiflora</i>	<i>Platanthera</i> sp.	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Lycopus americanus</i>	<i>Poa palustris</i>	<i>Thalictrum pubescens</i>
<i>Lycopus uniflorus</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Thelypteris palustris</i>
<i>Lysimachia borealis</i>	<i>Potentilla anserina</i>	<i>Trifolium aureum</i>
<i>Lysimachia terrestris</i>	<i>Potentilla norvegica</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Maianthemum canadense</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>	<i>Veronica officinalis</i>
<i>Mentha canadensis</i>	<i>Pyrola americana</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>
<i>Monotropa uniflora</i>	<i>Pyrola elliptica</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Nabalus altissimus</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Viola blanda</i>
<i>Oclemena acuminata</i>	<i>Rhinanthus minor</i>	<i>Viola macloskeyi</i>
<i>Oenothera perennis</i>	<i>Rubus pubescens</i>	

Références

- BENJAMIN, K., A. BOUCHARD et G. DOMON, 2005. Vegetation composition and succession of abandoned farmland: effects of ecological, historical and spatial factors. *Landscape Ecology*, 20: 627-647.
- BENJAMIN, K., A. BOUCHARD et G. DOMON, 2008. Managing abandoned farmland: the need to link biological and sociological aspects. *Environmental Management*, 42: 603-319.
- BORCARD, D., F. GILLET et P. LEGENDRE, 2011. *Use R! Numerical ecology with R*. Springer, 306 p.
- BOWEN, M.E., C.A. MCALPINE, L.M. SEABROOK, A.P.N. HOUSE et G.C. SMITH, 2009. The age and amount of regrowth forest in fragmented brigalow landscapes are both important for woodland dependent birds. *Biological Conservation*, 142: 3051-3059.
- BROUILLET, L., F. COURSOL, S.J. MEADES, M. FAVREAU, M. ANIONS, P. BÉLISLE et P. DESMET, 2016. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. Disponible en ligne à : <http://data.canadensys.net/vscan>.
- CHAREST, R., S. POULIN et M. DAOUDI, 2008. Synthèse des connaissances du Parc national de Frontenac. Parc national de Frontenac, Parcs Québec, 56 p.
- DELAGE, M., N. SOUCY-GONTHIER, D. MARCEAU, L.N., MEZUI, A. COGLIASTRO et A. BOUCHARD, 2005. Détection et caractérisation des friches pour leur mise en valeur forestière en Montérégie. Rapport de recherche, Institut de recherche en biologie végétale, Réseau Ligniculture Québec et Département de géographie de l'Université de Montréal, 55 p.
- DUFRÈNE, M. et P. LEGENDRE, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- FORMAN, R.T.T., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, 632 p.
- HOBBS, R.J., E. HIGGS et J.A. HARRIS, 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 599-605.
- HOLZ, S., P. GUILLERMO et R.D. QUINTANA, 2009. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest ecology and management*, 258: 1629-1642.
- JIROVÁ, A., A. KLAUDISOVÁ et K. PRACH, 2012. Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science*, 15: 245-252.
- KOWARIC, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159: 1974-1983.
- LABRECQUE, P. 1999. Programme de revalorisation des friches dans les rangs agricoles déstructurés du territoire de la MRC de Papineau. MRC de Papineau, Service de la planification et de l'aménagement du territoire, Papineauville, 11 p.
- LEGENDRE, P. et E.D. GALLAGHER, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. *Numerical ecology*, Second English edition. Elsevier Science, Amsterdam, 852 p.
- MACDONALD, D., J.R. CRABTREE, G. WIESINGER, T. DAX, N. STAMOU, P. FLEURY, J. GUTIERREZ LAZPITA et A. GIBON, 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59: 47-69.
- MDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques). 2015. Sentinelle. Outils de détection des espèces exotiques envahissantes. Disponible en ligne à : <http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-exotiques-envahissantes/sentinelle.htm>.
- MEINERS, S.J., S.T.A. PICKETT et M.L. CADENASSO, 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography*, 24: 633-644.
- MEINERS, S.J., S.T.A. PICKETT et M.L. CADENASSO, 2002. Exotic plant invasion over 40 years of old field successions: community patterns and associations. *Ecography*, 25: 215-223.
- MEUNIER, G., 2008. Le gaillet mollugine (*Galium mollugo* L.) envahisseur : analyse de sa répartition et de ses impacts sur la diversité végétale au Parc national du Bic. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 52 p.
- MEUNIER, G. et C. LAVOIE, 2012. Roads as corridors for invasive plant species: new evidence from smooth bedstraw (*Galium mollugo*). *Invasive Plant Science and Management*, 5: 92-100.
- MIDDLETON, B.A., 2013. Rediscovering traditional vegetation management in preserves: trading experiences between cultures and continents. *Biological Conservation*, 158: 271-279.
- OMELCZUK Walter, C., 2012. Portrait sommaire de la biodiversité des friches agricoles du Parc national de Frontenac. Travail dirigé, Diplôme d'études supérieures spécialisées en environnement et développement durable, Université de Montréal, 70 p.
- OTERO, I., J. MARULL, E. TELLO, G.L. DIANA, M. PONS, F. COLL et M. BOADA, 2015. Land abandonment, landscape, and biodiversity: questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society*, 7: doi:10.5751/ES-07378-200207
- PARC NATIONAL DE FRONTENAC, 2010. Liste de la flore du Parc national de Frontenac. Mise à jour – novembre 2010. Parc national de Frontenac, Parcs Québec, 16 p.
- PICKETT, S.T.A., 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetation*, 49: 45-59.
- PRACH, K., P. PYŠEK et M. BASTL, 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: a pattern across series. *Applied Vegetation Science*, 4: 83-88.
- SABOURIN, A., 2009. Flore vasculaire et principaux groupements végétaux du Parc national d'Oka. Parc national d'Oka, 41 p.
- SÉPAQ, 2012a. Parc national d'Oka, priorité et potentiels de recherche. Disponible en ligne à : <http://www.sepaq.com/dotAsset/1257207.pdf>.
- SÉPAQ, 2012b. Parc national des Îles-de-Boucherville. Priorité et potentiels de recherche. Disponible en ligne à : <http://www.sepaq.com/dotAsset/1257143.pdf>.
- STANDISH, R.J., V.A. CRAMER, S.L. CRAMER et R.J. HOBBS, 2007. Seed dispersal and recruitment limitation are barriers to native recolonization of old-fields in western Australia. *Journal of Applied Ecology*, 44: 435-445.
- UCHIDA, K., M.K. HIRAIWA et A. USHIMARU, 2016. Plant and herbivorous insect diversity loss are greater than null model expectations due to land-use changes in agro-ecosystems. *Biological Conservation*, 201: 270-276.
- TARDIF, B., B. TREMBLAY, G. JOLICOEUR et J. LABRECQUE, 2016. Les plantes vasculaires en situation précaire au Québec. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, Québec, 420 p.
- VOULIGNY, C. et S. GARIÉPY, 2008. Les friches agricoles au Québec: états des lieux et approches de valorisation. *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, Ottawa, 66 p.
- WARREN, M.S., J.K. HILL, J.A. THOMAS, J. ASHER, R. FOX, B. HUNTLEY, D.B. ROY, M.G. TELFER, S. JEFFCOATE, P. HARDING, G. JEFFCOATE, S.G. WILLIS, J.N. GREATOREX-DAVIES, D. MOSS et C.D. THOMAS, 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65-69.
- WARWICK, S.I. et L. BLACK, 1982. The biology of Canadian weeds. 52. *Achillea millefolium* L. S.L. *Canadian Journal of Plant Science*, 62: 163-182.