



**REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES MESURES DE BIODIVERSITÉ
RECONNUES EN MAÎTRISE DE LA VÉGÉTATION DANS LES
EMPRISES DE TRANSPORT D'ÉLECTRICITÉ**

Virginie Angers, PhD biol.

**Rapport présenté à
Hydro-Québec TransÉnergie**

24 février 2015

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES.....	i
LISTE DES FIGURES	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	iii
REMERCIEMENTS	iv
MISE EN CONTEXTE.....	1
RÉSUMÉ EXÉCUTIF	2
1. Introduction	5
1.1 Objectifs de la revue	5
1.2 Structure	6
2. Enjeux communs à toutes les emprises de transport d'énergie	7
2.1 Création et maintien artificiel de milieux ouverts	7
2.1.1 Abondance historique des milieux ouverts et tendances actuelles	7
2.1.2 Biodiversité associée aux milieux ouverts	8
2.1.3 Services écologiques fournis par les milieux ouverts	10
2.2 Création et maintien de corridors rectilignes.....	14
2.2.1 Fragmentation et effet de lisière	14
2.2.2 Les emprises, barrière au déplacement	16
2.2.3 Recommandations pour favoriser la connectivité et atténuer l'effet de barrière	18
2.2.4 Les emprises, facilitatrices de déplacements	19
2.3 Activités de maîtrise de la végétation	23
2.3.1. Approches non sélectives	23
2.3.2 Approche de la maîtrise intégrée de la végétation	23
2.3.3 Dégagement mécanique de la végétation.....	24
2.3.4 Dégagement chimique de la végétation.....	26
2.3.5 Approche de la méthode zone de câbles – zone de bordure.....	27
2.3.6 Orientation de la trajectoire végétale	28
2.3.7 Éléments sensibles.....	30
2.3.8 Influence des activités de maîtrise de la végétation sur les services écologiques	33

3. Enjeux spécifiques aux domaines bioclimatiques à dominance feuillue.....	35
3.1 Pollinisateurs.....	37
3.1.1 Aménagement	38
3.2 Rainette faux-grillon de l’ouest.....	39
3.2.1 Aménagement	40
3.3 Paruline à ailes dorées	41
3.3.1 Aménagement	42
3.3.2 Autres espèces d’oiseaux associés aux habitats de début de succession	43
3.4 Autres espèces à statut précaire potentiellement associées aux milieux ouverts	43
4. Enjeux spécifiques aux domaines bioclimatiques de la forêt mixte et boréale	44
4.1 Enjeu de conservation du caribou des bois, écotype forestier	44
4.1.1 Aménagement	45
5. Enjeux connexes.....	47
5.1 Collaborations et partenariats	47
5.1.1 Les partenariats : source d’informations.....	48
5.1.2 Les partenariats : source d’expertise.....	49
5.1.3 Les partenariats : opportunités de mise en valeur et de conservation.....	50
5.2 Information et éducation.....	51
5.3 Communication avec les contracteurs qui réalisent les travaux.....	52
5.4 L’approche de la certification	52
6. Conclusion.....	54
7. Références	55

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Représentation de la méthode de la « zone sous les câbles – zone de bordure » (<i>Wire zone-border zone</i>). Tiré de Yahner <i>et al.</i> 2001.....	28
--	----

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Valeur des services écologique fournis par les milieux ouverts.	13
---	----

REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes m'ont aidé à la réalisation de cette revue de littérature, notamment en me renseignant sur des points spécifiques, en me donnant accès à des travaux non publiés ou en me dirigeant vers des ressources appropriées. Je tiens donc à remercier les personnes suivantes :

Alexandre Beauchemin, Biologiste, M.Sc. Conseiller Recherche scientifique - Milieu naturel, Hydro-Québec TransÉnergie

Simon Bédard, Biologiste, M.Sc., Regroupement QuébecOiseaux

Marc Bélisle, Biologiste, Ph.D., Professeur à l'Université de Sherbrooke

Josiane Bonneau, Biologiste, Director of Field Programs, Wildlife Habitat Council (USA)

Pierre Drapeau, Biologiste, Ph.D., Professeur à l'Université du Québec à Montréal

Jérôme Dupras, Géographe, Ph.D., Professeur à l'Université du Québec en Outaouais

Philippe Lamarre, Biologiste, Président de l'Association d'herpétologie de Montréal

Normand Lesieur, ing.f., conseiller recherches scientifiques, Direction Expertise – DPPEAR Hydro-Québec TransÉnergie

Christian Messier, Biologiste, Ph.D., Professeur à l'Université du Québec à Montréal et à l'Université du Québec en Outaouais

Véronique Michaud, Biologiste, M.Sc., Conseillère Recherche scientifique - Milieu naturel, Hydro-Québec TransÉnergie

Tommy Montpetit, Chargé de projets à l'organisme Ciel et Terre

Charlie Rewa, Natural Resources Conservation Service, Resource Assessment Division (USA)

Tyler Rudolph, Biologiste, M.Sc., Consultant

MISE EN CONTEXTE

Dans le cadre de la stratégie gouvernementale de développement durable (Gouvernement du Québec 2013), Hydro-Québec s'est engagée, via son plan d'action de développement durable 2013-2016, à « Préserver et mettre en valeur la biodiversité dans les emprises de lignes de transport et de distribution » (Hydro-Québec 2013, Action 8). Dans le cadre de cette action, il a été prévu de « Documenter les pratiques en vigueur et celles qui sont scientifiquement reconnues et recommander les pratiques à mettre de l'avant pour le réseau de transport ». C'est dans cette démarche que s'inscrit cette revue de littérature.

RÉSUMÉ EXÉCUTIF

- Les activités de maîtrise de la végétation ont une influence importante sur la flore et la faune présentes dans les emprises de transport d'énergie, notamment les emprises de lignes de transport d'énergie électrique (ci-après LTÉ). Comme il s'agit de milieux généralement très différents des milieux adjacents, il est impossible de faire en sorte de combler les besoins de toutes les espèces. Plusieurs approches de gestion de la végétation ont cependant été développées et permettent d'atténuer les impacts négatifs, voire de participer à des efforts de conservation.
- Dans le sud du Québec, en raison de l'urbanisation grandissante et de l'optimisation de l'utilisation du territoire, les milieux ouverts peu aménagés qui ont conservé un caractère naturel sont en déclin. Plusieurs espèces végétales et animales qui y sont associées, notamment des pollinisateurs et des oiseaux, le sont elles aussi. Ces milieux fournissent également des services écologiques dont la valeur économique est importante. Les emprises de LTÉ, si elles sont aménagées de manière à conserver des attributs favorables, représentent dans ce contexte une contribution permanente et significative au maintien de ces milieux et des organismes qui y vivent. Cette situation fait en sorte que les gestionnaires d'emprises, souvent perçus comme générateurs de problèmes environnementaux, peuvent au contraire faire partie de la solution.
- Les emprises, de par leur forme étroite et rectiligne, contribuent à la fragmentation des habitats et à l'effet de lisière. Une fois les emprises implantées, la seule manière d'atténuer cet impact consiste à conserver, de diverses manières, des corridors de végétation qui facilitent les déplacements des organismes réticents à les traverser.
- Les emprises jouent aussi parfois un rôle de corridors de déplacements. C'est notamment le cas pour les espèces de milieux ouverts, pour certaines espèces exotiques envahissantes (EEE) et pour les grands prédateurs.
- Au chapitre des méthodes de contrôle de la végétation, les interventions non sélectives qui éliminent toute la végétation, qu'elles soient mécaniques ou chimiques, sont celles qui sont le plus dommageables pour la biodiversité. Les méthodes sélectives sont à privilégier.

- Les coupes mécaniques (totales et sélectives) favorisent les rejets de souche et le drageonnement des feuillus. L'application sélective de phytocides (seuls ou combinés avec une coupe manuelle), ciblée sur les essences incompatibles, permet de mieux atteindre l'objectif de la mise en place et du maintien d'une communauté végétale compatible et relativement stable. Cette approche engendre des bénéfices pour la biodiversité sur deux plans, en créant une structure d'habitat plus favorables aux espèces de milieux ouverts que les méthodes mécaniques et, à moyen terme, en diminuant le niveau de perturbation lors des interventions.
- Le maintien des débris ligneux générés lors des interventions mécaniques de maîtrise de la végétation au sein des emprises est une pratique favorable aux espèces qui utilisent ce substrat.
- Afin d'éviter les prises accessoires, les interventions de maîtrise de la végétation devraient être réalisées en dehors de la saison de reproduction.
- La méthode « zone sous les câbles – zone de bordure » consiste à conserver une végétation basse directement sous les câbles et une végétation plus haute dans le reste de l'emprise. Cette méthode présente plusieurs avantages du point de vue des espèces qui utilisent l'emprise comme habitat.
- Lorsque les emprises traversent des milieux sensibles, des habitats particuliers ou que des espèces à statut précaire sont présentes, ces milieux doivent se voir accorder une attention particulière et faire l'objet d'interventions adaptées afin d'atténuer les impacts à court et long terme.
- Plusieurs groupes d'organismes en déclin ou espèces à statut précaire vivent dans les emprises. Les gestionnaires d'emprises devraient s'impliquer dans les initiatives de conservation et faciliter leur mise en œuvre.
- Comme il est impossible de répondre aux besoins de toutes les espèces par un seul type d'aménagement, les gestionnaires d'emprises doivent définir des objectifs d'aménagement en fonction du type d'habitat désiré pour répondre aux besoins d'espèces spécifiques ou de groupes d'espèces. Ces choix doivent se faire en fonction des enjeux régionaux et locaux.

- La mise sur pied de partenariats et de collaborations avec les intervenants du milieu ainsi que l'information et l'éducation des différents acteurs sociaux sont nécessaires au succès des initiatives liées à la biodiversité.
- Dans le cadre de cette revue, la littérature scientifique a beaucoup été utilisée. La littérature grise a été plutôt difficile à trouver du fait que les organisations gestionnaires du transport d'énergie publient rarement ou rendent relativement peu de documents accessibles. Ce portrait tranche nettement avec la situation qui prévaut chez Hydro-Québec, où une grande quantité de matériel (articles, rapports, synthèses, etc.) relative aux pratiques de maîtrise de la végétation en lien avec la biodiversité est aisément accessible, notamment avec la série *Synthèse des connaissances environnementales*.

1. INTRODUCTION

Toutes les organisations de transport d'énergie doivent s'assurer du bon fonctionnement de leur réseau électrique. Elles doivent par conséquent procéder à des travaux de maîtrise de la végétation incompatible avec les installations de manière périodique afin de maintenir une distance sécuritaire entre la végétation et les conducteurs, d'assurer la fiabilité du réseau, de permettre un accès sécuritaire aux lignes pour les travailleurs, et de prévenir les dommages et le dysfonctionnement de l'équipement en cas de feu de forêt. La maîtrise de la végétation est d'ailleurs soumise à la norme de la North American Electric Reliability Corporation (NERC), qui régit le transport de l'électricité en Amérique du Nord.

Ces travaux ont pour conséquence de modifier le milieu naturel et influencent la composition et la dynamique de la faune et de la flore locale. L'objectif des programmes de maîtrise de la végétation est d'implanter et de maintenir des communautés végétales relativement stables, idéalement des arbustes et des herbacées, qui soient compatibles avec la mission de transport de l'énergie. Chez Hydro-Québec TransÉnergie, l'approche préconisée est celle de la « maîtrise intégrée de la végétation », qui sous-tend l'utilisation du bon mode au bon endroit et au bon moment.

Dans un contexte où la notion de développement durable est intégrée dans toutes les sphères relatives à l'environnement, les gestionnaires doivent démontrer qu'ils mettent en place les meilleures pratiques d'aménagement.

1.1 Objectifs de la revue

Lors de la mise en place d'une emprise, l'habitat initial est fortement perturbé et, règle générale, l'habitat qui en résulte est très différent. On ne peut prétendre reconstituer l'habitat initial, et la question ne vise pas tant à identifier ce que l'on perd comme biodiversité mais plutôt quels sont les moyens d'atténuer les impacts et de maximiser le potentiel de ce nouvel habitat. La maîtrise de la végétation est un mal nécessaire mais, on le verra, peut aussi constituer un outil d'aménagement pour la biodiversité.

Cette synthèse a pour but de documenter les pratiques de maîtrise de la végétation recommandées et/ou mises en œuvre dans des contextes semblables à celui du Québec afin d'atténuer les impacts sur la biodiversité, voire de participer à sa conservation.

Les sources consultées proviennent essentiellement d'Amérique du Nord. Les documents utilisés sont des articles scientifiques, des résumés de conférence, des rapports techniques, des rapports internes et des documents d'information destinés au grand public. Ces documents ont en majorité été produits par des chercheurs du milieu gouvernemental ou universitaire, des gestionnaires de réseaux de transport et des organismes de conservation.

1.2 Structure

Cette revue traitera à la fois des impacts du maintien à long terme de milieux ouverts ainsi que des impacts des activités de maîtrise de la végétation. Dans un premier temps, une section générale permettra de faire état des enjeux communs à toutes les emprises de LTÉ (chapitre 2). On traitera ensuite des enjeux spécifiques aux domaines bioclimatiques de la forêt feuillue (chapitre 3) et des forêts mixte et boréale (chapitre 4). Finalement, des enjeux connexes seront abordés (chapitre 5).

2. ENJEUX COMMUNS À TOUTES LES EMPRISES DE TRANSPORT D'ÉNERGIE

Les activités de maîtrise de la végétation visent essentiellement à entraver le processus de succession végétale et à maintenir, le plus souvent de manière artificielle, la végétation des superficies sous emprise à un niveau relativement bas. Règle générale, à l'exception des travaux de maîtrise de la végétation effectués, on y pratique peu ou pas d'autres aménagement. Les emprises sont donc généralement constituées de milieux relativement ouverts à caractère naturel.

Dans les sections qui suivent, on fera référence aux « milieux ouverts » comme étant ces espaces dont la végétation est relativement basse, à caractère naturel ou semi-naturel (prairies, pâturages, friches agricoles, arbustives, forêts en régénération). Les cultures intensives, les milieux intensivement entretenus (ex. pelouses) et les milieux urbanisés, bien « qu'ouverts », ne sont pas inclus dans cette définition.

2.1 Création et maintien artificiel de milieux ouverts

2.1.1 Abondance historique des milieux ouverts et tendances actuelles

Les milieux ouverts ont de tout temps existé. À l'époque précoloniale, ils étaient générés par des perturbations naturelles de forte intensité (ex. feux, chablis importants) et, dans le sud du Québec, par les activités agricoles de Premières Nations qui laissaient les terres cultivées à l'abandon après quelques saisons de culture (Loewen 2009). Après la colonisation, le défrichage et l'agriculture ont contribué à la création de milieux ouverts.

Au cours des dernières décennies, dans le sud du Québec, l'abondance des milieux ouverts a été fonction de plusieurs facteurs dont le développement urbain et les politiques en matière d'agriculture. Historiquement, ces dernières ont parfois favorisé l'abandon des cultures et le retour en friche ou, au contraire, l'intensification de l'agriculture (Marois *et al.* 1991). Dans la grande région de Montréal, Dupras et Alam (2014) rapportent que de 1966 à 2010, la proportion du territoire constituée de milieux ouverts a fluctué entre 0,5% (1994) et 11,4% (1981). En 2010, ces milieux représentaient 4,6% du territoire.

Dans le nord-est des États-Unis, la proportion de milieux ouverts est elle aussi très faible et la tendance est à la baisse (DeGraaf et Miller 1996, Willyard *et al.* 2004, Wagner *et al.* 2014a). La restauration et l'aménagement de milieux ouverts à caractère naturel sont très

coûteux. Comme la persistance des espèces associées à ces milieux est de plus en plus dépendante des aménagements anthropiques, notamment ceux faits dans les emprises, plusieurs chercheurs estiment que l'on doit tirer profit des milieux qui présentent déjà ces caractéristiques (Thompson et DeGraaf 2001, King *et al.* 2009, GWWG 2013, NJA 2013, Wagner *et al.* 2014a).

2.1.2 Biodiversité associée aux milieux ouverts

Les milieux ouverts sont loin d'être des déserts biologiques. De nombreuses espèces végétales et animales, qui participent à tous les niveaux de la chaîne trophique, y sont associées. Comme la végétation qui se trouve dans les emprises de LTÉ comprend plusieurs espèces de début de succession qui produisent des fleurs, on y trouve une grande variété d'insectes, dont des pollinisateurs, qui sont consommés par les insectivores. De nombreuses plantes produisent des fruits et des graines qui sont consommées par des oiseaux et des mammifères frugivores et granivores. Ces milieux ouverts sont aussi des sites privilégiés par les rapaces qui peuvent facilement y guetter leur proie. Les milieux ouverts présentant souvent des espaces où le rayonnement solaire parvient au sol, ce sont des milieux qu'affectionnent particulièrement certains animaux ectothermes (couleuvres, tortues) qui peuvent s'y thermoréguler (Yahner *et al.* 2001, Yahner 2004, Fortin *et al.* 2004).

Un plus grand nombre d'espèces, indicateur de bonnes pratiques?

Les milieux en début de succession présentent souvent une plus grande diversité d'espèces que les milieux forestiers fermés (ex. Wagner 2014a). Ce phénomène est dû au fait que davantage de lumière est disponible, que les conditions environnementales sont plus hétérogènes et que les espèces associées aux perturbations récentes sont présentes. Il serait cependant réducteur de conclure que les milieux ouverts ont une plus grande valeur écologique que les milieux fermés. Dans le cadre de cette revue, l'objectif ne consistait pas à simplement comparer des dénombrements d'espèces mais plutôt à comprendre les processus écologiques liés aux activités de maîtrise de la végétation et à répertorier les mesures mises en place, ici ou ailleurs, pour répondre aux enjeux, le cas échéant.

Les fluctuations dans l'abondance des milieux ouverts peu aménagés se répercutent évidemment sur les espèces qui utilisent ces milieux comme habitat, et les impacts ne se font pas sentir qu'en milieu urbain. Deux groupes ont particulièrement été étudiés ces

dernières décennies en raison d'une diminution généralisée de leurs effectifs : les pollinisateurs et les oiseaux. Des recommandations spécifiques seront présentées à la section 3.

2.1.2.1 Pollinisateurs

Le déclin des pollinisateurs, notamment des abeilles, a largement été documenté et médiatisé. Si on s'intéresse tant aux pollinisateurs, c'est qu'ils sont essentiels à la productivité des cultures qui nous nourrissent (Section 2.1.3.2). Bien qu'on n'ait pas encore identifié avec certitude les causes de ce déclin, plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer le phénomène. On compte parmi celles-ci l'utilisation de pesticides, la perte et la fragmentation d'habitats, l'introduction de pollinisateurs exotiques et la compétition qui peut en résulter avec les espèces indigènes, les cultures transgéniques, l'introduction de plantes et de pathogènes exotiques, les changements climatiques et la pollution (Chagnon 2008).

La perte d'habitats a été retenue comme l'une causes importante de réduction des populations et de la diversité des pollinisateurs (Kearns et Inouye 1997). Dans le sud du Québec tout comme à l'échelle des pays industrialisés, la perte d'habitat est essentiellement due à l'urbanisation et à l'intensification des pratiques agricoles. Ces dernières, en favorisant les monocultures et en éliminant les espèces indigènes dans les cultures et les pâturages, ont pour effet de limiter les ressources alimentaires des pollinisateurs, de réduire la biodiversité des plantes indigènes résiduelles et incidemment, la diversité des pollinisateurs (voir Chagnon 2008 pour une revue).

Les superficies sous les emprises de LTE sont parfois cultivées ou aménagées intensivement, mais en grande majorité, ne sont aménagées que pour maîtriser la végétation, ce qui leur confère un caractère naturel important. En supprimant la végétation arborescente et en limitant la prolifération des espèces exotiques envahissantes (section 2.2.4.3), les activités de maîtrise de la végétation peuvent contribuer à créer des habitats riches en plantes nectarifères, source de nourriture pour les pollinisateurs, qui offrent un accès au rayonnement solaire qui favorise leur activité et qui présentent une structure verticale de la végétation adéquate (Forrester *et al.* 2005, Russell *et al.* 2005, Chagnon 2008, Wojcik et Buchmann 2012, Wagner *et al.* 2014b). En Finlande, Lensu *et al.* (2011) ont étudié les papillons de tourbière et rapportent que les emprises constituent des habitats alternatifs importants qui ont pour effet de contrebalancer les effets négatifs des travaux de drainage qui détruisent les habitats.

Plusieurs initiatives d'aménagement d'emprises de LTÉ dans le but de conserver les pollinisateurs ont d'ailleurs eu lieu dans le nord-est des États-Unis (section 3.1). Le maintien de milieux ouverts à caractère naturel représente donc une contribution significative à laquelle les emprises de LTÉ peuvent participer directement.

2.1.2.2 Oiseaux

Au cours des dernières décennies, la majeure partie des populations d'oiseaux qui se reproduisent dans des habitats ouverts de type buissonnants et arbustifs (*scrub-shrub habitats*) ont aussi connu un déclin (Askins 1993, RQO 2012, Sauer *et al.* 2013). Ce déclin a notamment été associé à la perte d'habitats et à la raréfaction de milieux de reproduction adéquats.

Une grande proportion des espèces qui vivent dans ces habitats se retrouve dans les emprises de LTÉ et ce, dans tous les domaines bioclimatiques (Bramble *et al.* 1992 et 1994, Morneau *et al.* 1999, Yahner *et al.* 2002, Confer et Pascoe 2003, King *et al.* 2009, RQO 2012). Dans les régions où les habitats naturels de ces oiseaux se raréfient, plusieurs auteurs avancent que les emprises pourraient représenter des superficies importantes pour leur conservation (Willyard *et al.* 2004, King *et al.* 2009, RQO 2012). Certaines espèces à statut précaire semblent même être particulièrement associées aux habitats que fournissent les emprises (section 3.1).

2.1.3 Services écologiques fournis par les milieux ouverts

Trop longtemps, on a opposé développement économique et écologie. Pourtant, les écosystèmes offrent des services qui, s'ils devaient être assumés par les humains, seraient extrêmement coûteux. Au cours des dernières décennies, plusieurs travaux ont porté sur la monétarisation des services écologiques. L'utilisation d'une base commune, l'argent, permet ici aux écologistes et aux économistes de parler le même langage et d'intégrer les services écologiques dans les outils économiques conventionnels.

De nombreux travaux ont été menés pour évaluer les services offerts par les milieux naturels, notamment les forêts et les milieux humides. La littérature en ce qui concerne les services fournis par les milieux ouverts est quant à elle moins abondante. La section qui suit présente succinctement les principaux services pour lesquels des valeurs sont disponibles pour les milieux ouverts: Régulation du climat, pollinisation, contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et prévention des inondations, contrôle biologique, loisir et

tourisme, et habitat. Les valeurs présentées sont tirées de l'étude synthèse de Dupras et Alam (2014), réalisée pour les principaux types de couvert de la grande région de Montréal. Il s'agit de l'étude la plus récente et la plus complète produite à ce jour. Les résultats sont synthétisés au Tableau 1 et sont exprimés en dollars de 2010.

La notion de services écologiques commence à percoler dans les milieux de gestion, même dans la gestion des emprises de LTÉ. Ainsi, le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council (ROWSC¹) prévoit que les organisations certifiées doivent inclure une planification de conservation des services écologiques dans leur plan de gestion de la végétation (Critère 4.1, ROWSC 2014).

2.1.3.1 Régulation du climat

Les milieux ouverts contribuent à séquestrer du carbone qui, si ces milieux étaient inertes, serait émis dans l'atmosphère et participerait au réchauffement climatique. Ils contribuent donc à réguler le climat. Dans des pâturages (le milieu étudié le plus similaire aux milieux ouverts), Klumpp *et al.* (2011) ont estimé que le taux annuel de séquestration du carbone est de 2,17 tC/ha. En utilisant la valeur de 25 \$/tonne de CO₂ suggérée par Environnement Canada (2010) pour évaluer le coût social du carbone, Dupras et Alam (2014) concluent que pour les milieux ouverts, la valeur du service de régulation du climat est de 199\$/ha/année.

2.1.3.2 Pollinisation

On l'a vu, les milieux ouverts constituent un habitat de prédilection pour les pollinisateurs indigènes. Dans les régions agricoles, ces derniers visitent également les cultures et participent à la production alimentaire. On considère donc que les habitats ouverts offrent un service écologique de pollinisation dont la valeur économique peut être calculée en fonction de la valeur des différentes cultures, de leur taille et de leur degré de dépendance aux pollinisateurs. En actualisant l'évaluation de Chagnon (2008) réalisée

¹ Aux États-Unis, le Right-of-Way Stewardship Council offre un programme de certification récent destiné aux gestionnaires d'emprises (ROWSC 2014). Ce programme a établi des normes d'excellence pour l'intendance environnementale dans les emprises et permet aux organisations de démontrer leur engagement en matière de bonnes pratiques.

pour l'ensemble du Québec, Dupras et Alam (2014) arrivent à une valeur de 28\$/ha/année.

2.1.3.3 Contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et prévention des inondations

Les milieux urbains sont en grande partie constitués de surfaces imperméables (édifices, routes, stationnements). Lors de fortes pluies et lors de la fonte des neiges, les eaux de ruissellement coulent rapidement sur ces surfaces et engorgent les systèmes de captation, causant parfois de l'érosion, des inondations et des dommages aux infrastructures. Cette situation pourrait être exacerbée par les changements climatiques, qui risquent d'augmenter la fréquence d'événements météorologiques extrêmes (Ouranos 2010).

Les milieux ouverts, étant perméables et végétalisés, interceptent les eaux de pluie, absorbent et filtrent l'eau, laissant l'excédent couler vers les cours d'eau naturels plus graduellement, minimisant ainsi les risques d'inondations. En utilisant des études menées dans des contextes similaires à la région de Montréal, Dupras et Alam (2014) arrivent pour ce service à une valeur de 35\$/ha/an.

2.1.3.4 Contrôle biologique

Plusieurs espèces animales (oiseaux, insectes, etc.) participent au contrôle naturel des maladies et des insectes qui sont nuisibles aux cultures. Ce service de contrôle biologique est estimé sur la base des pertes de revenus qui seraient engendrées si ces espèces étaient absentes ou si les milieux naturels étaient peu résistants aux espèces invasives qui menaceraient les cultures. La principale étude qui s'est penchée sur la question est une étude américaine de Losey et Vaughan (2006) que Dupras et Alam (2014) ont adaptée au contexte québécois pour établir une valeur au contrôle biologique de 41 \$/ha/an.

Dans la perspective de l'objectif de maîtrise de la végétation d'Hydro-Québec dans les emprises, le contrôle biologique peut aussi être vu d'un autre point de vue. Les micromammifères, qui se nourrissent entre autres de graines d'arbres, contribuent à limiter la colonisation des espèces non compatibles (Yahner 2004, voir De Blois *et al.* 2004 pour une revue). Ce service n'est cependant pas chiffré en termes de coûts des travaux évités.

2.1.3.5 Loisir et tourisme

Les milieux ouverts sont souvent présents dans les lieux que fréquente la population lors de leurs activités récréatives (plein air, activités éducatives, observation de la faune, etc.). En utilisant les résultats de cinq études, Dupras et Alam (2014) ont établi la valeur de ce service à 156 \$/ha/an pour les milieux ouverts de la grande région de Montréal. Il est à noter que les emprises de LTÉ étant linéaires et souvent enclavées dans des milieux peu propices à la récréation, cette valeur est vraisemblablement surestimée pour les milieux ouverts qui s’y trouvent.

2.1.3.6 Habitat

Il est indéniable que les milieux ouverts représentent des habitats pour une foule d’espèces animales et végétales, qui occupent des fonctions essentielles dans les écosystèmes et offrent des services écologiques. Il est cependant très difficile d’attribuer une valeur économique à ce service. De telles évaluations ont surtout été menées pour les forêts et les milieux humides (voir Dupras *et al.* 2013 pour une synthèse), mais peu d’études ont porté sur les milieux ouverts. La seule répertoriée a été menée dans les Pays-Bas en se basant sur une évaluation contingente, c’est-à-dire la volonté de payer de la population (Brouwer et Slangen 1997). Dupras et Alam (2014) ont actualisé cette évaluation et le service est estimé à 2261\$/ha/an pour les milieux ouverts. Cette valeur est cependant à considérer avec précaution puisqu’il ne s’agit que d’une étude et qu’elle a été menée dans un contexte différent de celui du Québec.

2.1.3.7 Autres services

La liste des services fournis par les milieux ouverts présentée ci-haut n’est pas exhaustive. La végétation, même si elle est basse, contribue notamment à la filtration de l’air (Nowak *et al.* 2006) et à réduire les îlots de chaleur. Des données pour ces services n’étaient cependant pas disponibles.

Il est à noter que la valeur des services identifiés fluctue en fonction de l’environnement dans lequel on se trouve. Ainsi, la valeur du service de pollinisation sera évidemment plus faible dans le nord du Québec que dans la vallée du Saint-Laurent. Cette évaluation permet cependant de conclure que ces milieux naturels fournissent effectivement des services écologiques et que leur valeur n’est pas négligeable. On verra à la section 2.3.8

que les activités de maintien de la végétation peuvent avoir une influence sur la valeur de ces services.

Tableau 1. Valeur des services écologique fournis par les milieux ouverts.

Service écologique	Valeur en dollars de 2010 (\$/ha/année)
Régulation du climat	199
Pollinisation	28
Contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et prévention des inondations	35
Contrôle biologique	41
Loisir et tourisme	156
Habitat	2261
Total	2720

2.2 Création et maintien de corridors rectilignes

Par définition, les emprises de LTÉ sont de longs corridors dégagés plus ou moins étroits selon le type de ligne, qui tranchent souvent avec le milieu environnant (ex. forêt, milieu agricole). Ces corridors ont généralement pour effet de morceler les habitats et peuvent agir de diverses manières sur la biodiversité selon les traits de vie des espèces. Pour certaines d'entre elles, ils peuvent représenter des milieux hostiles et constituer une barrière au déplacement alors que pour d'autres, ils facilitent la dispersion.

2.2.1 Fragmentation et effet de lisière

En milieu naturel, les emprises représentent généralement des milieux différents des écosystèmes environnants. Elles participent donc à la fragmentation du paysage. De plus, du fait qu'elles constituent des milieux ouverts, elles modifient les conditions

environnementales de la bordure de la forêt (plus grande pénétration de la lumière et du vent, plus hautes températures et humidité moindre en bordure qu'à l'intérieur de la forêt), ce à quoi on réfère comme étant « l'effet de lisière² ». En raison de ces modifications, la composition de la flore et de la faune des lisières est modifiée. On retrouve par exemple d'avantage d'espèces de milieux ouverts (plantes, oiseaux, insectes, etc.) à la lisière des forêts alors que les espèces qui ont besoin de conditions environnementales dites « d'intérieur » voient leur habitat plus restreint. L'effet de lisière s'atténue à mesure qu'on s'éloigne de la lisière et la profondeur de l'effet diffère selon le type de milieu ouvert, les organismes et les processus à l'étude (Matlack 1993). Ces changements dans la composition des communautés de lisière par rapport à l'intérieur de la forêt entraînent d'autres processus. Par exemple, la prédation des œufs et des oisillons par des prédateurs de milieux ouverts (ratons laveur, moufette, corvidés, etc.) ainsi que le parasitisme par le vacher à tête brune sont généralement plus fréquents dans les lisières qu'à l'intérieur de la forêt (voir Batary et Baldi 2004 pour une revue).

Comme les emprises sont rectilignes et relativement étroites, leur ratio périmètre/superficie est très élevé, ce qui en fait des habitats qui participent grandement à l'effet de lisière (Temple 1996). En forêt boréale québécoise, une étude a cependant révélé que le taux de prédation des nids d'oiseaux était similaires dans la lisière d'une emprise et à l'intérieur de la forêt (Deshaye *et al.* 2000).

On associe le plus souvent l'effet de lisière aux milieux forestiers. La situation inverse (c'est-à-dire la dynamique des communautés qui vivent dans les milieux ouverts à proximité d'un milieu forestier par rapport à celles qui vivent dans un milieu ouvert éloigné d'une lisière forestière) a moins été documentée, mais des travaux ont mis en évidence que la pression de prédation et de parasitisme par le vacher à tête brune est plus élevée chez les nids situés dans des milieux ouverts à proximité de la lisière que chez ceux situés à une plus grande distance (Weldon et Haddad 2005, King *et al.* 2009). Cette conclusion appuierait les thèses selon lesquelles les emprises représenteraient un puits écologique pour les espèces de milieux ouverts (Willyard *et al.* 2004) et que les emprises les plus larges fourniraient un meilleur habitat (King *et al.* 2009). La dynamique de population des organismes qui utilisent ces milieux devra être davantage étudiée puisque d'autres travaux ont conclu que le succès reproducteur d'oiseaux associés aux milieux ouverts était équivalent (Marshall et Vandruff 2002), voire supérieur (Yahner 1991), dans l'emprise par rapport à d'autres habitats ouverts, ce qui implique que les emprises fourniraient une bonne qualité d'habitat. En suivant des nichées de deux espèces, des

² L'effet de lisière est synonyme d'effet de bordure. Ce terme n'est pas employé dans le cadre de cette revue pour ne pas que le lecteur confonde avec le terme « zone de bordure » employé à la section 2.3.5.

chercheurs ont montré que les emprises ne constituent pas des puits écologiques pour ces espèces (paruline à flancs marrons [King et Byers 2002] et parulines à ailes dorées, section 3.3 [DeFalco et Dey 2005]).

2.2.2 Les emprises, barrière au déplacement

L'environnement étant parfois très différent dans les emprises par rapport au milieu adjacent, les emprises peuvent représenter des barrières pour certaines espèces. La perméabilité de la barrière est fonction de l'espèce et du contexte. Ainsi, les emprises représentent des barrières pratiquement imperméables pour certaines espèces alors que chez d'autres, l'entrave se manifeste par une réticence à traverser. Des barrières fonctionnelles peuvent avoir pour conséquence de réduire l'accès aux ressources, limiter la dispersion des jeunes, diminuer les échanges génétiques et entraver les déplacements lors des migrations (Willyard *et al.* 2004).

Certaines de ces barrières sont liées aux conditions microclimatiques. Par exemple, les salamandres, qui vivent en milieux terrestres mais qui ont besoin de conditions microclimatiques humides, fréquentent moins les emprises que les milieux forestiers adjacents puisque les conditions généralement plus chaudes et sèches des emprises leur sont défavorables (Yahner *et al.* 2001, Fortin *et al.* 2004). D'autres organismes associés aux milieux forestiers fermés fréquentent peu ou pas les emprises, par exemple le campagnol à dos roux de Gapper (Fortin et Doucet 2003, 2008) et plusieurs espèces d'oiseaux forestiers (HQT 2013a).

Plusieurs études ont montré que certaines espèces forestières ne fréquentent pas les emprises, mais peu d'études qui se sont penchées sur la réticence à les traverser dans le cadre de leurs déplacements. En relocalisant des petits mammifères forestiers appariés à un territoire de l'autre côté d'une emprise ou à une distance équivalente en forêt, Schreiber et Graves (1977) n'ont pas noté de différence dans le succès de retour au territoire selon le milieu. Une étude similaire a été réalisée avec des salamandres qui devaient traverser une emprise où la végétation était composée d'herbacées et où aucune salamandre n'avait été observée avant (Marsh *et al.* 2004). Les taux de retour se sont avérés équivalents pour les deux groupes et dans les deux milieux.

La capacité des espèces forestières à traverser des milieux inhospitaliers lorsqu'ils y sont contraints n'est cependant pas garante de leur indifférence à traverser ces milieux s'ils n'y sont pas obligés. Les conclusions de Bélisle et St. Clair (2001) sont intéressantes à ce propos. Dans l'ouest canadien, des oiseaux forestiers territoriaux relocalisés devaient

traverser une série de barrières linéaires (emprise électrique, autoroute, rivière, chemin de fer) pour revenir à leur territoire d'origine. La réponse des oiseaux variait selon l'espèce, mais pour la paruline à croupion jaune, le taux de succès de retour au territoire était plus faible quand les individus devaient traverser les emprises. De plus, chez les individus qui y parvenaient, le temps requis pour y arriver était plus long, ce qui témoigne d'une plus grande réticence à traverser les milieux ouverts.

Chez les ongulés, le comportement face aux emprises est fonction de plusieurs facteurs dont l'espèce, la saison, la largeur de l'emprise, le besoin de traverser et le milieu environnant (Bartzke *et al.* 2014). Chez le cerf de Virginie, la fréquentation des emprises semble être particulièrement influencée par la structure et la composition de la végétation présente, les cerfs étant davantage présents lorsque de la nourriture est disponible (voir Bartzke *et al.* 2014 pour une revue). Dans les ravages traversés par une LTÉ aménagée par Hydro-Québec, les mouvements des cerfs de Virginie ne semblent pas affectés par les emprises. Ceci dit, les corridors composés d'un couvert de conifères laissés sous les lignes lors de l'implantation ont été utilisés à de nombreuses reprises (HQT 2013c), ce qui pourrait suggérer que les cerfs préfèrent traverser sous couvert.

Chez les orignaux, même si les emprises ne semblent généralement pas constituer des habitats de prédilection, ces derniers ne semblent pas les éviter ou tenter de les contourner lorsque vient le temps de les traverser (Bartzke 2014), sauf lorsqu'elles sont larges et recouvertes d'un épais couvert nival (Joyal *et al.* 1984). La fréquentation de ces milieux est influencée par plusieurs facteurs (ex. saison, largeur de l'emprise, milieu environnant), mais la présence de régénération avancée, source d'alimentation pour l'orignal, semble réduire les écarts d'utilisation entre les milieux forestiers et les emprises par rapport à des emprises où la régénération arbustive est peu présente.

Chez le caribou forestier non domestiqué, quelques études ont documenté un évitement des emprises et des milieux adjacents, et conséquemment une perte d'habitat fonctionnel, ainsi qu'un effet de barrière (James et Stuart-Smith 2000, Vistnes *et al.* 2004, Joro Consultants Inc. 2011, Lesmerises *et al.* 2013). Une étude québécoise récente réalisée en collaboration avec Hydro-Québec constitue l'étude la plus complète disponible. Lesmerises *et al.* (2013) ont en effet montré que les caribous semblent généralement éviter les emprises et les traversent à une vitesse plus rapide que lors de leurs autres déplacements, ce qui suggère un effet de barrière pour l'espèce. Des études récentes suggèrent que les yeux des caribous capteraient les rayons UV émis par les LTÉ et que cet élément perturbateur pourrait influencer leur perception des emprises (Stokkan *et al.* 2013, Tyler *et al.* 2014). Pour l'instant, il est cependant impossible de

distinguer « l'effet emprise » de « l'effet UV ». Les enjeux liés au caribou forestier seront développés à la section 4.1.

Lorsque plusieurs barrières au déplacement sont juxtaposées dans un court intervalle (ex. LTÉ, route, chemin de fer, rivière, sentier), il est pratiquement impossible de départager les effets et de statuer sur la contribution respective de chacune des barrières. Cependant, les travaux qui ont étudié le phénomène arrivent tous à la même conclusion, peu importe les organismes à l'étude : la juxtaposition de corridors linéaires crée un effet de barrière cumulatif et réduit la connectivité fonctionnelle des paysages (Bélisle et St. Clair 2001, Vistnes *et al.* 2004, Lesmerises *et al.* 2013, Bartzke 2014). Plusieurs intervenants, notamment en lien avec le dossier du caribou forestier, considèrent cependant que la concentration des perturbations, incluant les corridors anthropiques, est préférable à leur dispersion sur le territoire et à la fragmentation qui s'ensuit (ERCFO 2013a, Lesmerises *et al.* 2013).

2.2.3 Recommandations pour favoriser la connectivité et atténuer l'effet de barrière

Comment peut-on faire en sorte que les emprises soient des milieux moins hostiles pour les espèces forestières réticentes à les traverser? Plusieurs modes d'aménagement ont été suggérés et ont tous en commun la conservation d'un couvert végétal plus ou moins haut.

Les emprises de LTÉ, contrairement aux emprises routières, sont végétalisées, ce qui peut faire en sorte que le milieu soit moins inhospitalier pour des espèces de milieu forestier qui voudraient les traverser (Bartzke 2014). Bien que cette question ait peu été étudiée empiriquement, certaines observations tendent à appuyer cette hypothèse. Par exemple, le campagnol à dos roux de Gapper, associé aux milieux boisés et peu présent en emprise, n'a été observé dans les emprises que dans des milieux où la strate arbustive était bien développée (Fortin et Doucet 2003, 2008). Quand ils sont contraints de le faire, les oiseaux forestiers seraient aussi plus enclins à traverser des milieux ouverts lorsqu'ils présentent une strate arbustive bien développée (M. Bélisle³ comm. pers.).

En plus de conserver un couvert végétal bas dans les emprises, il est parfois possible de tolérer une végétation plus haute lorsque les cimes des arbres sont situées à une distance sécuritaire des lignes. En milieu forestier, on peut alors créer des « ponts » de végétation de part et d'autre de l'emprise. Ce peut être possible lorsque les pylônes sont situés en

³ Marc Bélisle, professeur au département de biologie de l'Université de Sherbrooke.

hauteur, par exemple sur des affleurements rocheux, ou dans les milieux accidentés, par exemple dans les vallées encaissées le long des cours d'eau, dans les ravins et sur les pentes sensibles à l'érosion (HQT 2010, 2013b). Ces bandes boisées, qui devraient être le plus large possible, représentent alors des corridors fauniques qui favorisent la connectivité fonctionnelle du paysage pour les espèces de milieux forestiers (Noss 1991, Bonneau 2005, Joro consultants 2011, USFWS-NCTC 2011). Cette approche est déjà mise en œuvre par Hydro-Québec dans certains secteurs encavés et, exceptionnellement, dans les ravages de cerf de Virginie (HQT 2013c).

Une autre alternative, bien qu'elle n'ait pas été rapportée dans la littérature consultée, consisterait à faire alterner les cycles d'interventions de maîtrise de la végétation à l'intérieur d'une emprise. Par exemple, si on doit intervenir à tous les six ans, la moitié de la superficie d'une section d'emprise donnée pourrait être traitée à l'année 0 et l'autre moitié à l'année 3. Cette manière de faire permettrait de maintenir une connectivité minimale en tout temps et qui fluctuerait moins dans le temps. Comme des coûts supplémentaires de déplacements seraient impliqués, cette approche pourrait être utilisée dans des secteurs ciblés.

Finalement, la méthode de la « zone sous les câbles – zone de bordure » (section 2.3.5), qui consiste à conserver une végétation basse sous les câbles et une végétation un peu plus haute dans le reste de l'emprise, permettrait de fournir une meilleure transition entre l'habitat forestier et la portion ouverte, et ainsi réduire l'impact de la fragmentation et de l'effet de lisière (Bonneau 2005, USFWS-NCTC 2011).

2.2.4 Les emprises, facilitatrices de déplacements

2.2.4.1 Espèces associées aux milieux ouverts

On imagine généralement la fragmentation comme étant le morcellement de milieux fermés dans une matrice de milieux ouverts. Pour les espèces de milieux ouverts à caractère naturel, cependant, ce sont plutôt les milieux fermés ou les milieux aménagés intensivement qui représentent une barrière à la dispersion. C'est notamment le cas chez certains pollinisateurs pour qui la fragmentation a été identifiée comme l'une des causes de déclin des pollinisateurs (Kearns et Inouye 1997, Chagnon 2008). Les parcelles d'habitat petites et isolées renferment en effet une abondance et une diversité d'espèces de pollinisateurs plus faibles que dans des fragments plus grands (Aguirrea et Dirzo 2008).

Chez certaines espèces, les emprises pourraient représenter des corridors de dispersion (Schaefer 2002). Dans une entrevue accordée à Willyard *et al.* (2004), Stanley Temple (Department of Wildlife Ecology, University of Wisconsin-Madison) indiquait que les écosystèmes qui ont des caractéristiques biophysiques et de végétation similaires aux emprises sont ceux qui sont le plus susceptibles de bénéficier de cette connectivité. Chez les espèces associées à ces milieux, des mouvements plus fluides pourraient faciliter les processus de pollinisation et de dispersion de graines et pourraient contribuer à favoriser les échanges génétiques et améliorer la viabilité des populations à long terme (Temple 1996, Tewksbury *et al.* 2002). Si quelques études empiriques suggèrent que les corridors augmentent la connectivité du paysage (Willyard *et al.* 2004), aucune n'a cependant été réalisée spécifiquement sur les emprises. Plusieurs intervenants croient néanmoins que dans le nord-est américain, les emprises représentent des réseaux de corridors importants pour les espèces de milieux ouverts (Horn 2008, Lensu *et al.* 2011, Conniff 2014, T. Montpetit⁴, comm. pers.).

2.2.4.2 Grands prédateurs

Plusieurs travaux de recherche ont montré que les grands prédateurs ont tendance à favoriser les corridors linéaires peu utilisés par l'homme lors de leurs déplacements, que ce soit des routes, des oléoducs, des sentiers, des lignes de sondage sismiques ou des emprises de LTÉ (James et Stuart-Smith 2000, Noss 2001, Whittington *et al.* 2011, Lesmerises *et al.* 2012). On explique le phénomène par une plus grande fluidité des mouvements et une meilleure détectabilité des proies qui permettrait un plus grand succès de prédation (James et Stuart-Smith 2000). Dans le cas du loup, les déplacements sont particulièrement favorisés en hiver, lorsque la neige est compactée par des motoneiges ou des véhicules tout-terrain (Joro consultants 2011).

À cause de la végétation qui y est tolérée, les emprises de LTÉ offrent cependant une vue moins dégagée et une mobilité possiblement moins facilitée que celle des emprises des routes. Ces emprises offrent cependant des corridors moins fréquentés par les humains et leurs véhicules que les routes, qui peuvent rebuter les prédateurs (Lesmerises *et al.* 2012).

Il existe peu de littérature sur l'influence des corridors sur le succès de prédation des grands prédateurs. Une étude portant entre autres sur l'efficacité de prédation du loup sur le caribou forestier dans les corridors linéaires a été menée par James et Stuart-Smith

⁴ Tommy Montpetit, chargé de projets à l'organisme Ciel et Terre.

(2000) dans l'ouest canadien. Ces auteurs ont montré que la mortalité par prédation par le loup est plus élevée à proximité des emprises, ce qui suggère que les prédateurs sont plus efficaces dans cet environnement. Il est important de noter que cette étude a été réalisée dans un contexte où les corridors linéaires étaient essentiellement constitués de lignes de sondage sismiques et que leur densité y était beaucoup plus élevée (1,34 km/km²) que dans les sept secteurs des hardes suivies par Lesmerises *et al.* (2013) au Québec, où la densité variait de 0 à 0,05 km de LTÉ/km². Si les emprises de LTÉ peuvent contribuer à l'effet additif des corridors sur le territoire, elles représentent cependant une faible proportion des structures linéaires anthropiques. Dans l'étude de Lesmerises *et al.* (2013), les LTÉ représentaient en moyenne 3% des emprises lorsque l'on considérait les routes primaires et secondaires présentes dans les secteurs étudiés. L'influence des LTÉ sur la pression de prédation est donc vraisemblablement mineure à l'échelle de la population. Les enjeux liés au caribou forestier seront développés à la section 4.1.

2.2.4.3 Espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) ont été identifiées comme l'une des plus grandes menaces à la biodiversité (McNeely *et al.* 2001). Ces espèces présentent généralement des traits fonctionnels similaires qui leur permettent de coloniser de grands espaces et de dominer rapidement la communauté végétale : croissance rapide, bonne réponse aux perturbations du sol, mécanismes de dispersion des graines efficaces, tolérance à une grande fourchette de conditions environnementales, absence d'ennemis naturels (Hobbs 2000).

Les plantes exotiques envahissantes (PEE) ont généralement comme point commun de dominer la composition des superficies qu'elles colonisent, réduisant ainsi l'abondance d'espèces indigènes et la biodiversité végétale. La structure de l'habitat et la composition végétale s'en trouvent homogénéisées, et cette homogénéisation a une influence directe sur la biodiversité faunique locale puisque les habitats et les sources de nourriture sont moins diversifiées (Bonneau 2005, Chagnon 2008). Pour les espèces qui ont besoin d'habitats avec une structure verticale diversifiée (herbacées, arbustes, jeunes arbres), cette problématique est particulièrement importante puisque les PEE, notamment les nerpruns, réduisent l'hétérogénéité de cette structure (Petzinger *et al.* sd, S. Bédard⁵ comm. pers.).

⁵ Simon Bédard, biologiste au Regroupement QuébecOiseaux

Les corridors linéaires comme les routes et les chemins de fer sont reconnus comme étant des vecteurs de dispersion des PEE (Jodoin *et al.* 2008, Meunier et Lavoie 2012). Bien que le même phénomène de facilitation des déplacements soit attendu dans les emprises de LTÉ, peu d'études l'ont documenté. Dans des milieux forestiers du nord-est des États-Unis, Cameron *et al.* (1997) et Wagner *et al.* (2014a) sont parvenus à des constats similaires : on observe significativement plus de PEE dans les emprises par rapport aux milieux adjacents. Les perturbations récurrentes du sol liées à l'entretien des infrastructures et à la maîtrise de la végétation dans les emprises favorisent les espèces non indigènes par rapport aux milieux adjacents (Cameron *et al.* 1997). Cameron *et al.* (1997) et Wagner *et al.* (2014a) concluent toutefois que leur abondance relative demeure somme toutes relativement faible. Au Québec, Dubé *et al.* (2011) ont montré que les emprises de LTÉ étaient des vecteurs de PEE efficace dans les tourbières de type fens.

Comme les processus de colonisation ont parfois cours sur de longues périodes de temps, Willyard *et al.* (2004) indiquent que cet enjeu ne devrait pas être pris à la légère. Non seulement les écosystèmes des emprises pourraient être affectés, mais les milieux adjacents aux emprises, encore exempts d'PEE pourraient être plus facilement colonisés.

Les mesures visant à contrer ces espèces sont limitées. Les plus efficaces sont généralement des mesures préventives qui visent à ne pas introduire d'espèces dans les milieux non colonisés, notamment lors de la construction de nouvelles emprises. Dans le cas des lignes déjà existantes qui ne sont pas colonisées, les risques de colonisation sont surtout liés à l'utilisation de véhicules lors des activités d'entretien. On recommande donc de nettoyer les équipements lors des travaux d'entretien de manière à ne pas transporter de boue ou de graines d'un secteur à l'autre. Lorsque les activités perturbent le sol, on recommande une revégétalisation rapide. Par mesure de prévention, on recommande également de surveiller les endroits où les emprises croisent des routes puisque les intersections sont souvent le point d'entrée des PEE et qu'une détection précoce permet des interventions plus efficaces (Willyard *et al.* 2004). Lorsque les espèces sont déjà présentes, une détection hâtive et une intervention rapide constituent des éléments clés pour les contrer. L'utilisation de phytocides est alors souvent favorisée (BCTC 2005, section 2.3.4).

Aux États-Unis, le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council prévoit que les organisations certifiées doivent avoir un plan de contrôle et des pratiques d'entretien adéquats afin de prévenir la dispersion des PEE quand il est possible de le faire. L'indicateur 8.1d est entre autres évalué sur la base des politiques et procédures écrites pour le contrôle des plantes, de la documentation sur l'identification, la biologie

et l'écologie des PEE qui pourraient être présentes dans les emprises et de l'utilisation de plantes indigènes lors des aménagements (ROWSC 2014). Plusieurs gestionnaires d'emprises indiquent que le contrôle des PEE est partie intégrante de leurs pratiques de gestion de la végétation (ex. BC Hydro 2010, NUSC 2014).

2.3 Activités de maîtrise de la végétation

2.3.1. Approches non sélectives

Les approches de maîtrise de la végétation ont évolué au cours des dernières décennies. Antérieurement, on visait essentiellement à éliminer la majeure partie de la végétation dans les emprises, sans égard à la compatibilité des végétaux avec les installations (Bonneau 2005). On y a encore recours en Amérique du Nord, notamment dans les secteurs éloignés et difficilement accessibles. Ces interventions non sélectives peuvent être réalisées mécaniquement⁶ ou à l'aide de phytocides. Elles impliquent une destruction périodique de toute la végétation arbustive et arborescente et limitent conséquemment le développement d'une structure plus hétérogène. D'un point de vue de biodiversité, il s'agit de la pire des approches puisque les méthodes non sélectives résultent en une qualité d'habitat très inférieure pour les espèces associées aux milieux ouverts en comparaison à des méthodes plus sélectives et intégrées (Bramble *et al.* 1992, Yahner *et al.* 2002, section 3).

Dans son programme de certification, le Right-of-Way Stewardship Council prévoit d'ailleurs que les interventions non sélectives devraient être minimisées et n'être utilisées que dans des cas où un segment non entretenu doit être récupéré ou qu'une conversion de type de couvert doit être effectuée (Critère 8.2, ROWSC 2014).

2.3.2 Approche de la maîtrise intégrée de la végétation

Au cours de la dernière décennie, plusieurs gestionnaires d'emprises d'Amérique du Nord se sont tournés vers l'approche de la maîtrise intégrée de la végétation (MIV, *Integrated Vegetation Management* [HQT 2013b, NUSC 2014]). Dans leur rapport final produit à la demande du gouvernement fédéral américain suite à la panne majeure survenue en août

⁶ Aux États-Unis, l'utilisation du terme « *mowing* » porte parfois à confusion. L'expression est à la fois utilisée pour désigner la tonte d'une végétation herbacée (comme on l'emploie ici) et le débroussaillage non sélectif à l'aide de gros engins motorisés.

2003 dans le nord-est Américain, Cieslewicz et Novembri (2004) définissent ce concept comme visant à favoriser des communautés végétales relativement basses, compatibles et stables qui ont la capacité de résister à l’envahissement par des espèces arborescentes de grande taille, et ce, en utilisant des méthodes de contrôle appropriées et saines au point de vue environnemental. En d’autres termes, Hydro-Québec TransÉnergie (HQT 2013b), qui met en œuvre cette approche depuis 2006, définit la MIV comme étant l’utilisation du bon mode d’intervention, au bon endroit, au bon moment.

Plusieurs méthodes et combinaisons de méthode de contrôle peuvent être utilisées, notamment la coupe mécanisée, l’utilisation de phytocides (le plus souvent des phytocides sélectifs), la mise en culture et les méthodes biologiques (introduction de plantes, de pathogènes ou de microorganismes qui compétitionnent avec la végétation non compatible, Bonneau 2005, HQT 2013b). Dans les emprises d’Hydro-Québec TransÉnergie, l’habitat généré est de type « arbustif épars » et est essentiellement composé d’arbustes et d’herbacées (HQT 2013b).

Les considérations de biodiversité n’étaient pas au cœur du développement de l’approche de la MIV, mais le résultat procure des effets secondaires positifs à cet égard (Conniff 2014). Par rapport aux approches antérieures, l’approche de la MIV implique une réduction des coûts d’entretien à long terme (dû à des cycles d’intervention plus longs et conséquemment des coûts de main-d’œuvre et de phytocides moindres), une diminution des risques de feux, une meilleure perception esthétique, une amélioration de la qualité des habitats et une biodiversité plus élevée (Yahner et Hutnik 2004, Bonneau 2005).

La principale différence qui semble exister entre les approches américaines et québécoise concerne les moyens utilisés, les gestionnaires américains utilisant davantage les phytocides lors du contrôle initial des espèces non-compatibles et de leur maintien par la suite (section 2.3.4).

2.3.3 Dégagement mécanique de la végétation

Dans les emprises de LTÉ d’Hydro-Québec, la coupe manuelle représente le mode d’intervention le plus utilisé (70% des interventions, HQT 2013b). Cette méthode permet de cibler la végétation non compatible et de préserver les autres espèces.

Chez les arbres feuillus, le dégagement mécanique favorise les rejets de souche, le drageonnement et le maintien à long terme de ces espèces dans l’écosystème (Yahner et Hutnik 2004). Plusieurs études menées dans le nord-est des États-Unis ont d’ailleurs

montré que la proportion de couvert occupé par les arbres feuillus est plus élevée lorsque le dégagement est fait mécaniquement que chimiquement (Yahner et Hutnik 2004, Wagner *et al.* 2014a, voir section 2.3.4). Cette situation est favorable aux ongulés qui broutent la régénération, comme le cerf de Virginie et l'original (HQT 2013c).

2.3.3.1 Gestion du bois mort

Les écosystèmes présents sous les emprises sont des milieux de début de succession qui sont en plusieurs points analogues à des écosystèmes issus de perturbations naturelles sévères (espèces végétales intolérantes à l'ombre, espèces animales de milieux ouverts, etc.). En comparaison avec un feu ou une épidémie d'insecte sévère qui entraîne la mort des arbres, les emprises sont cependant relativement dépourvues en bois mort. Cet attribut structural, qu'il soit sur pied (chicot) ou au sol, représente pourtant un élément essentiel au bon fonctionnement des écosystèmes forestiers puisqu'il constitue un habitat nécessaire à la survie d'une multitude d'organismes (voir Angers 2009 pour une revue). Dans les forêts de la Nouvelle-Angleterre, on estime que 25 % des vertébrés sont associés, à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, au bois mort (DeGraaf *et al.* 1992). À titre d'exemple, dans des milieux ouverts, le bois mort peut être utilisé comme site de repos, de couvert ou de fuite pour les petits organismes comme les petits mammifères, les reptiles et les amphibiens, comme perchoir pour les rapaces, comme substrat de reproduction pour les insectes saproxyliques et d'alimentation pour les insectivores. Le bois mort est aussi impliqué dans le cycle du carbone et des éléments nutritifs des sols.

Les interventions de contrôle de la végétation mécanisées génèrent des débris de coupe. Lorsque cette pratique est opérationnellement possible et socialement acceptable, on recommande de laisser sur place les débris issus des coupes suite aux entretiens (USFWS-NCTC 2011, HQT 2013b), de ne pas modifier les micro-habitats créés par les roches, les souches et les débris ligneux déjà en place (HQT 2013b) et de maintenir les chicots situés aux abords des emprises dont la hauteur est compatible (Bonneau 2005).

Un enjeu connexe qui concerne les grands mammifères, particulièrement les ongulés, a été soulevé par George (sd) au Yukon. Dans les emprises où la végétation était très dense avant intervention, les souches de petits arbres ou d'arbustes semi-déchiquetées lors de coupes mécaniques de dégagement peuvent représenter des risques de blessures aux pattes, particulièrement en hiver lorsque les animaux ne peuvent percevoir ce qui se trouve sous la neige. George (sd) recommande par conséquent d'utiliser des outils qui permettent de faire des coupes mécaniques qui soient nettes (sans éclats) à une hauteur

maximale de 5 cm. Pour répondre à cet enjeu dans les secteurs sensibles, Manitoba Hydro (2014) n'utilise que des méthodes de coupe sélectives et proscrit l'utilisation de gros engins motorisés faisant du débroussaillage non sélectif à l'aide de lames qui cisailent les tiges (*shear blading*).

2.3.4 Dégagement chimique de la végétation

En milieu forestier, le Québec est l'une des régions nord-américaine où l'on utilise le moins de phytocides. Cette situation s'explique principalement par la perception très négative du public à l'égard des phytocides, qui a mené à l'abolition de leur utilisation à des fins d'aménagement forestier en 2001 (Fortier *et al.* 2005). Le recours aux phytocides est permis dans les emprises de LTÉ et est utilisé, seul ou en combinaison avec une coupe mécanique. Entre 2010 et 2013, sur le territoire sous emprise où des activités de maîtrise de la végétation devaient avoir lieu, la proportion de superficies traitées à l'aide de phytocides a varié de 1 à 29% (Hydro-Québec 2014). Par mesure de précaution, l'application de phytocides est proscrite dans certaines circonstances (section 2.3.7).

Dans d'autres juridictions, les phytocides sont utilisés sur une base beaucoup plus régulière. Aux États-Unis, l'application sélective de phytocides constitue la principale méthode de MIV (Bonneau 2005). Cette préférence s'explique par les mauvaises performances des méthodes mécaniques qui, utilisées seules, ne s'attaquent pas au système racinaire et favorisent à moyen terme le retour de la végétation non-compatible (Yahner et Hutnik 2004, section 2.3.3). Pour les mêmes raisons, les phytocides sont souvent le moyen de contrôle le plus efficace pour les plantes envahissantes (section 2.2.4.3). Cette situation est même reconnue dans le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council (Critère 8.3, ROWSC 2014).

L'utilisation des phytocides est donc préconisée dans les premiers cycles de maîtrise de la végétation afin de favoriser l'établissement d'une végétation herbacée et arbustive compatible avec l'exploitation du réseau électrique (USFWS-NCTC 2011). Des essais sur plusieurs décennies ont d'ailleurs montré que les phytocides sont surtout nécessaires suite à l'implantation de l'emprise, et que la compétition est par la suite suffisamment forte pour limiter la colonisation par les arbres non compatibles de sorte que les interventions impliquant des phytocides peuvent ensuite être plus ciblées et espacées dans le temps (Yahner et Hutnik 2004). À moyen terme, les écosystèmes ouverts situés sous les emprises sont perturbés moins fréquemment et avec une moins forte intensité qu'avec un régime de coupes mécaniques répétées.

Plusieurs études ont conclu que l'application ciblée de phytocides est plus bénéfique que les coupes mécanisées répétées lorsqu'on a pour objectif de favoriser des communautés herbacées et arbustives et les espèces animales (invertébrés, oiseaux, mammifères) qu'elles supportent. Cette situation tient au fait que la structure de la végétation qui se développe suite à l'utilisation sélective de phytocides est plus hétérogène et sa composition plus diversifiée qu'avec des coupes mécaniques (Confer et Pascoe 2003, HQT 2013a, Yahner 2004). Un programme de recherche établi en 1952 dans une emprise électrique de Pennsylvanie a permis d'étudier l'impact d'une variété de traitements mécaniques et chimiques sur la flore et la faune pendant plus de 50 ans (Yahner 2004). Tous les résultats vont dans la même direction.

Chez les oiseaux, Yahner *et al.* (2002) ont rapporté une plus grande diversité d'espèce et une plus grande abondance d'individus dans les secteurs traités aux phytocides, qui procurent un couvert plus stable à long terme, que dans ceux traités par coupe manuelle. Ces résultats se sont également traduits par une plus grande densité de nids d'oiseaux dans les secteurs traités avec des phytocides (Bramble *et al.* 1994). Chez les amphibiens et les reptiles, le même patron de diversité spécifique et d'abondance a été rapporté par Yahner *et al.* (2001). Finalement, chez les papillons, Bramble *et al.* (1999) ont observé une abondance significativement plus élevée de papillons dans les secteurs traités avec des phytocides, où les plantes nectarifères étaient plus abondantes. Ces résultats sont supportés par plusieurs auteurs qui, dans d'autres régions, sont arrivés à des constats similaires (Smallidge *et al.* 1996, Confer et Pascoe 2003, Marshall et Vandruff 2002, Russell *et al.* 2005). La maîtrise de la végétation sous les LTÉ avec des phytocides est d'ailleurs privilégiée dans l'aménagement de l'habitat de certaines espèces à statut précaire (Smallidge *et al.* 1996).

2.3.5 Approche de la méthode zone de câbles – zone de bordure

Suite à la panne majeure survenue en août 2003 dans le nord-est Américain, la Federal Energy Regulatory Commission (FERC) a recommandé l'utilisation quasi généralisée de la méthode de la « zone sous les câbles – zone de bordure » (*Wire zone-border zone*, Cieslewicz et Novembri 2004). Cette méthode, qui s'inscrit dans une approche de MIV, est aussi connue sous l'appellation de gestion de transition de la végétation (*Transition vegetation management*). Elle consiste à diviser l'emprise en deux zones qui sont aménagées différemment (Figure 1). Directement sous les câbles (*wire zone*), la végétation est maintenue à un stade herbacé ou arbustif bas, le plus possible exempt d'espèces arborescentes alors que dans la zone de bordure (*border zone*), on tolère un couvert arbustif, voire arborescent, plus haut. En coupe transversale, il en résulte une

structure de la végétation en « U ». L'interface entre la lisière et le milieu ouvert est ainsi moins abrupte ce qui permettrait d'atténuer l'effet de lisière (Bonneau 2005, USFWS-NCTC 2011, Petzinger *et al.* sd).

Cette approche permet d'atténuer certains effets négatifs sur la biodiversité en comparaison avec les approches où la végétation est maîtrisée de la même manière et avec la même intensité sur l'ensemble de l'emprise. Un suivi sur près de 30 ans a permis de montrer que la composition faunique différait entre les deux zones et que la composition des communautés vivant dans la zone de bordure était plus semblable à celle de la forêt qu'à celle de la zone sous les câbles, ce qui conférait à l'emprise une diversité d'espèces plus élevée que si un seul type de traitement était appliqué (Yahner *et al.* 2001 et 2004).

Cette approche s'est aussi avérée plus rentable économiquement puisqu'elle permet de diminuer les coûts de main d'œuvre, d'utilisation de produits chimiques et permet un allongement des cycles de traitements (Yahner 2004).

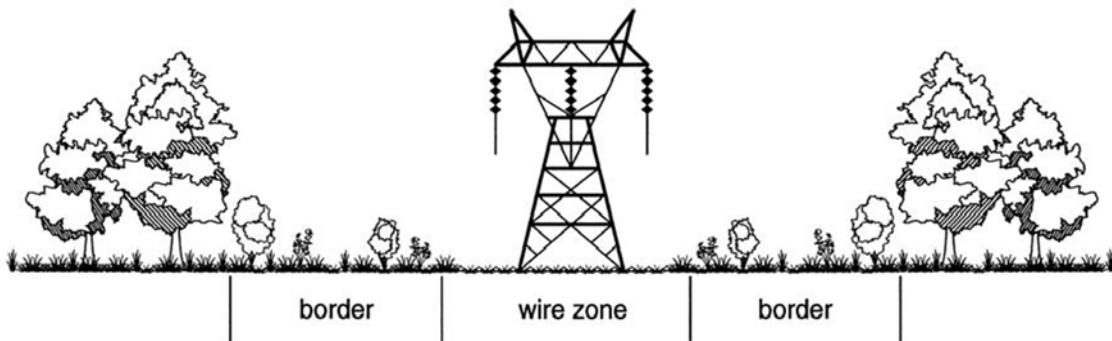


Figure 1. Représentation de la méthode de la « zone sous les câbles – zone de bordure » (Wire zone-border zone). Tiré de Yahner *et al.* 2001.

2.3.6 Orientation de la trajectoire végétale

Plusieurs travaux ont porté sur la plantation de végétaux afin de faciliter la formation de communautés végétales compatibles et stables. Cette stratégie repose sur plusieurs processus d'interactions écologiques complexes qui permettraient d'inhiber la croissance des espèces incompatibles (compétition pour les ressources, allélopathie, résistante à la colonisation, voir De Blois *et al.* 2004 pour une revue). Au Québec, cette approche a été surtout utilisée par le passé pour des travaux de revégétalisation suite à la construction

de nouvelles LTÉ. On y a maintenant recours dans des situations particulières (problèmes récurrents, demande de propriétaires, HQT 2013b).

En regard de l'objectif d'inhibition de croissance des végétaux incompatibles, les résultats obtenus sont mitigés, mais suite à une revue des essais réalisés, De Blois *et al.* (2004) considèrent tout de même que l'utilisation de plantes herbacées compétitrices constitue une approche valable. Ces mêmes chercheurs ont d'ailleurs publié une liste d'espèces inhibitrices (De Blois *et al.* 2002).

La plupart des études ont été réalisées en zone tempérée, mais des travaux de recherche en foresterie menés en forêt boréale sont aussi intéressants : certaines éricacées (thé du Labrador [*Rhododendron groenlandicum*], kalmia à feuilles étroites [*Kalmia angustifolia*]) ont un effet inhibiteur sur la croissance des arbres (Thiffault et Jobidon 2006, Hébert *et al.* 2010). Il en résulte que certains parterres productifs sont convertis en landes arbustives après coupe totale. Ces espèces sont souvent présentes dans les emprises (ex. Fortin et Doucet 2003). S'il s'agit d'un enjeu de productivité au point de vue forestier, il s'agit au contraire d'une opportunité de maîtrise de la végétation dans les emprises. Ces espèces fournissent par ailleurs un pollen de meilleure qualité aux insectes pollinisateurs que certaines herbacées qui les remplacent lorsque les éricacées sont supprimées (Chagnon 2008).

La composition et la structure qui résultent des interventions visant à orienter les trajectoires végétales peuvent influencer les communautés animales qui fréquenteront les emprises. Une approche à envisager consiste à identifier les organismes ou les groupes que l'on cherche à favoriser (ex. pollinisateurs, frugivores) puis à comparer les listes d'espèces végétales inhibitrices recommandées (ex. De Blois *et al.* 2002) et les listes d'espèces végétales recommandées dans le cadre d'aménagements considérant la faune (ex. Bonneau 2005, Rager *et al.* 2013). Tant pour des questions d'efficacité de compétition à court et moyen terme que pour des considérations de biodiversité, des communautés végétales diversifiées devraient être privilégiées au détriment des monocultures (De Blois *et al.* 2004). Une diversité d'espèces et de traits fonctionnels permettrait également de maximiser la résilience des communautés végétales aux perturbations (ex. insectes, pathogènes, sécheresses) qui seront vraisemblablement plus fréquentes avec l'avènement des changements climatiques (Messier *et al.* 2015). De plus, on devrait avoir recours à des espèces indigènes (Bonneau 2005, De Blois *et al.* 2004) comme l'exige d'ailleurs le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council (indicateur 8.1d, ROWSC 2014).

Lors de la planification d'aménagements pour une espèce en particulier qui nécessitent un ensemencement, Bonneau (2005) recommande de contacter des associations ou des organisations dédiées à ces espèces qui auront les compétences pour proposer des végétaux qui répondront aux besoins des espèces ciblées ainsi que d'autres informations pertinentes (section 5.1).

2.3.7 *Éléments sensibles*

Les emprises de LTÉ traversent inévitablement des milieux sensibles. Ces milieux sont qualifiés de «sensibles» de par leurs caractéristiques physiques (par ex. les milieux humides) ou à cause des organismes qui y vivent (habitats d'espèces à statut précaire). Dans une perspective de MIV, ces milieux doivent se voir accorder une attention particulière et faire l'objet de d'interventions adaptées afin d'atténuer les impacts à court et long terme (Bonneau 2005, HQT 2013a, NUSC 2014).

Dans son programme de certification, le Right-of-Way Stewardship Council consacre un principe complet à la mise en œuvre de traitements spécifiques aux sites (Principe 9, *Site-specific implementation of treatments*, ROWSC 2014). Le découpage des segments est fait sur des bases opérationnelles, économiques, écologiques et socio-économiques et se voit attribuer une prescription spécifique. Les milieux sensibles constituent donc des éléments importants d'un tel découpage.

2.3.7.1 Cours d'eau et milieux humides

Les cours d'eau et les milieux humides représentent des habitats particulièrement riches. La majorité des espèces à statut précaire répertoriées dans les emprises sont d'ailleurs associées à des milieux humides, dont toutes les plantes vasculaires (HQT 2013a). En bordure des cours d'eau, la végétation riveraine est particulièrement importante puisqu'elle contribue au maintien de la qualité de l'eau et qu'elle améliore la qualité de l'habitat, tant pour la faune aquatique que riveraine. En plus de fournir des habitats uniques, les milieux humides fournissent davantage de services écologiques que tout autres milieux (forêts, territoires agricoles, milieux ouverts; Dupras et Alam 2014).

Les emprises traversent inévitablement ces milieux, et plusieurs pratiques d'aménagement dans les emprises ont été proposées afin de maximiser le potentiel d'habitat, notamment de contrôler des plantes exotiques envahissantes, de maintenir une bande de végétation de 30 mètres de largeur, d'intervenir de préférence lorsque le

sol est gelé afin d'éviter de perturber le sol, d'éviter les interventions de drainage qui pourraient modifier l'hydrographie du milieu et de faire en sorte qu'il y ait un gradient de végétation qui forme une transition avec l'écosystème adjacent (Bonneau 2005, BC Hydro 2010, USFWS-NCTC 2011).

Au Québec, le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI, Gouvernement du Québec 2014b) prévoit déjà plusieurs mesures qui vont en ce sens. Ce règlement stipule que « Le titulaire d'un permis d'intervention pour des travaux d'utilité publique qui aménage une ligne de transport d'énergie ou un gazoduc nécessitant un déboisement de la lisière boisée, doit préserver dans cette lisière les souches et la végétation arbustive ou herbacée ou rétablir cette végétation (Section II, Article 3). » La lisière boisée est définie comme ayant une largeur de 20 m sur les rives d'une tourbière avec mare, d'un marais, d'un marécage, d'un lac ou d'un cours d'eau à écoulement permanent, mesurée à partir de la limite des peuplements d'arbres, adjacents à l'écotone riverain (Section II, Article 2). Lorsque l'exploitation sécuritaire du réseau le permet, on laisse également des écrans d'arbres de part et d'autres des cours d'eau situés dans les vallées profondes (HQT 2013b). Le règlement sur l'aménagement durable des forêts, qui remplacera sous peu le RNI, prévoit des mesures encore plus contraignantes.

D'autres restrictions relatives à l'utilisation des phytocides, même de manière sélective, s'appliquent à proximité des cours d'eau et des milieux humides (Bonneau 2005, BC Hydro 2010, HQT 2013b). Au Québec, les modalités d'utilisation des phytocides sont régies par le Code de gestion des pesticides, règlement émanant de la Loi sur les pesticides (Gouvernement du Québec 2014a). La distance au cours d'eau des zones d'exclusion varie en fonction du type de milieu et du type de phytocide utilisé (HQT 2010, 2013b).

Aux États-Unis, le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council prévoit que les organisations certifiées protègent l'eau avec une planification adéquate lors des interventions d'entretien. L'indicateur 8.1a est entre autres évalué sur la base des politiques et procédures écrites pour la protection de l'eau dans les cours d'eau et les milieux riverains, l'érosion et la sédimentation dans les cours d'eau et l'inventaire et la cartographie des cours d'eau (ROWSC 2014).

2.3.7.2 Habitat fauniques et espèces à statut précaire

Les emprises de LTÉ constituent des habitats qui peuvent être favorables à des espèces rares ou à statut précaire (Smallidge *et al.* 1996, Temple 1996, Nekola 2012, HQT 2013a, section 3). Dans les emprises de LTÉ d'Hydro-Québec, des inventaires de plantes, de micromammifères, d'amphibiens et de reptiles ont permis de répertorier quatorze espèces à statut précaire (HQT 2013a). Si ces espèces sont relativement rares, c'est souvent parce qu'elles ont des exigences d'habitat très spécifiques, ce qui fait en sorte que leur distribution au sein des emprises peut généralement être facilement circonscrite.

Aux États-Unis, le programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council prévoit que les organisations certifiées adoptent une planification appropriée de la gestion de la végétation qui considère les habitats et l'utilisation des emprises par la faune et les besoins des espèces rares, menacées et en danger (Critère 8.1). Les indicateurs 8.1b et c sont entre autres évalués sur la base de la documentation sur l'identification, la biologie et l'écologie des espèces visées qui pourraient être présentes dans les emprises, des politiques et des procédures de conservation écrites visant les habitats et les organismes qui doivent faire l'objet de mesures particulières et des aménagements réalisés (ROWSC 2014).

En présence de ces habitats ou de ces espèces, on recommande d'adapter les pratiques afin d'atténuer les impacts. Ces adaptations sont parfois très génériques, par exemple en évitant de réaliser des interventions qui éliminent toute la végétation ou en restreignant l'application de phytocides (HQT 2010, HQT 2013a), mais elles peuvent aussi se traduire par l'élaboration de plans d'aménagement plus spécifiques. Les principaux cas répertoriés au Québec sont présentés à la section 3.

2.3.7.3 Détection, système d'information et suivi des éléments sensibles

La présence d'éléments sensibles dans les emprises ou suffisamment près pour être perturbés par les interventions peut être détectée par différents moyens : Bases de données gouvernementales, d'organisations non-gouvernementales ou du gestionnaire d'emprise, inventaires des éléments environnementaux du milieu (aériens ou terrain), formation des travailleurs pour qu'ils soient en mesure d'identifier les espèces en cause.

Dans le cadre de son programme de certification, le Right-of-Way Stewardship Council indique que les organisations certifiées doivent s'assurer de mettre à jour leurs bases de

données avant d'établir les prescriptions d'interventions à l'aide de travaux d'échantillonnage aériens et sur le terrain (Critère 9.3, ROWSC 2014). Un principe est également consacré à l'aménagement adaptatif et au suivi (Principe 10). Le suivi doit entre autres être effectué afin de juger du succès de l'intervention et d'assurer un contrôle de la qualité. Le résultat de cette évaluation permet de détecter les lacunes et d'apporter les correctifs nécessaires lors des prochains travaux.

2.3.7.3 Prises accessoires

Lors des interventions de contrôle de la végétation, il est parfois difficile de repérer les animaux. Les espèces peu mobiles et les nids sont particulièrement vulnérables (Fortin *et al.* 2004, USFWS-NCTC 2011). Règle générale, on recommande d'éviter les perturbations humaines, notamment les interventions de maîtrise de la végétation, pendant la saison de reproduction (Bonneau 2005, Roth *et al.* 2012, RQO 2012, Manitoba Hydro 2014). Cette recommandation est particulièrement de mise lorsque l'on a affaire à des oiseaux migrateurs puisque le Règlement sur les oiseaux migrateurs qui découle de la Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs prévoit qu'il est interdit de déranger, de détruire ou de prendre un nid (Environnement Canada 2011, MJC 2014). Il est également recommandé d'éviter l'application de phytocides pendant la période de reproduction et de nourrissage des jeunes (Bonneau 2005). Cette recommandation pourrait cependant être difficilement applicable puisque pour être efficaces, certains phytocides doivent être appliqués pendant la période de croissance des végétaux, qui se superpose à la période de reproduction des oiseaux. Dans ces circonstances, une application ciblée de phytocides, par exemple sur des souches coupées mécaniquement au préalable, serait vraisemblablement moins dommageable qu'une application non sélective à plus grande échelle.

2.3.8 Influence des activités de maîtrise de la végétation sur les services écologiques

Comme elles modifient le milieu, les activités de maîtrise de la végétation peuvent avoir une influence sur les services écologiques que procurent les emprises. Selon la littérature consultée, une seule étude, réalisée en collaboration avec Hydro-Québec, a étudié la question, celle de Dupras *et al.* (2013). Cette étude a été menée dans un contexte d'emprises de distribution, mais certains résultats peuvent être appliqués au réseau de transport.

En consultant des experts, les auteurs ont pu estimer la fluctuation de la valeur de 13 services écologiques (esthétique du paysage, qualité de l'air, contrôle biologique, services culturels, contrôle de l'érosion, contrôle des inondations et des sécheresses, production de nourriture, régulation du climat, habitat, pollinisation, récréation, formation des sols et cycle des nutriments, le traitement des eaux) suite à des interventions de coupe totale sans débris ligneux, de coupe totale avec rétention des débris ligneux et de coupe sélective avec rétention des débris ligneux. Selon les experts, la production de nourriture, notamment en petits fruits, et le service de pollinisation étaient positivement influencés par les travaux dans les trois cas, ainsi que le service de récréation dans les cas des coupes totales. Les autres services étaient généralement affectés négativement, avec un effet plus prononcé pour les coupes totales sans rétention de débris ligneux, un effet intermédiaire pour les coupes totales avec rétention et un effet plus faible pour les coupes sélectives avec rétention.

3. ENJEUX SPÉCIFIQUES AUX DOMAINES BIOCLIMATIQUES À DOMINANCE FEUILLUE

Le sud du Québec est la zone la plus riche en biodiversité et celle où l'on retrouve le plus d'espèces à statut précaire. C'est aussi la zone la plus fortement peuplée et celle où la pression de développement est la plus forte. Les milieux perturbés et anthropisés sont souvent perçus comme ayant moins de valeur écologique. Pourtant, en fonction de leur degré de perturbation ou d'anthropisation, ils peuvent s'avérer importants pour le maintien d'espèces à statut précaire. Dans son plan d'action pour la faune, l'état de la Pennsylvanie a d'ailleurs ciblé comme action de conservation prioritaire le développement de guides d'aménagement pour les habitats anthropisés qui incluent les emprises de LTÉ (PGC-PFBC 2008).

La forte biodiversité du sud du Québec se reflète également dans les emprises : sur un total de 16 espèces de plantes vasculaires, de micromammifères, d'amphibiens et de reptiles, 15 ont été répertoriées dans les sous-domaines appartenant à la forêt feuillue (HQT 2013a). Dans la littérature consultée, c'est aussi dans les emprises des habitats tempérés, similaires à ceux du sud du Québec, que l'on rapporte le plus d'occurrences d'espèces à statut précaire. Ces espèces font partie d'une grande diversité de groupes : végétaux (Young *et al.* 2007), insectes (Smallidge *et al.* 1996, Russell *et al.* 2005, Wagner et Metzler 2011, Wagner *et al.* 2014b), oiseaux (RQO 2012, Wojcik et Buchmann 2012, GWWG 2013, NJA 2013), amphibiens (Angers *et al.* 2007, 2008, Fortin *et al.* 2008) et reptiles (PGC-PFBC 2008).

Dans une étude pancanadienne menée sur la faune vivant en zone agricole, Javorek et Grant (2010) concluent que les types de couverts naturels et semi-naturels sont ceux qui offrent la meilleure qualité d'habitats. Comme on l'a vu précédemment, les emprises représentent des milieux ouverts de début de succession au caractère naturel qui sont peu présents dans le paysage du sud du Québec. Dans le nord-est des États-Unis, Ferrucci et Walicki (2001, cité dans Wagner *et al.* 2014a) ont estimé qu'entre 30 et 50% des habitats ouverts (prairies et arbustales) se trouvaient dans les emprises électriques. Cette proportion augmentera vraisemblablement dans le temps avec le développement anticipé (Willyard *et al.* 2004, Wagner *et al.* 2014a).

Contrairement à la plupart de ces milieux ouverts qui se transforment en jeunes forêts avec la succession forestière, les emprises sont des installations pérennes et constituent par conséquent des milieux ouverts qui demeureront disponibles et relativement stables dans le temps. Cette situation en fait des habitats qui ont le potentiel de demeurer des habitats de qualité à long terme, ce qui les rend particulièrement importants dans un

contexte où la vocation des milieux environnants est susceptible d'être modifiée (Russell *et al.* 2005, Conniff 2014).

On ne dispose pas d'estimations de la contribution relative des emprises québécoises aux milieux ouverts à caractère naturel, mais on peut vraisemblablement dire que si des objectifs de conservation et/ou de restauration d'habitats étaient fixés pour certaines espèces à statut précaire, les emprises ou des portions d'emprises pourraient constituer une contribution significative pour la préservation de certains éléments menacés de la biodiversité (Temple 1996). Conniff (2014) avance même que les emprises sont des habitats critiques pour certaines espèces de début de succession.

On a vu à la section 2.3.1 que les interventions qui visent à éliminer toute la végétation (fauchage, coupe mécanique non sélective, application non sélective de pesticides) sont les plus dommageables pour la biodiversité. Or, ces pratiques, notamment le fauchage, sont utilisées en milieu urbain, pour des considérations esthétiques ou de santé publique (entre autres pour respecter la réglementation municipale concernant l'herbe à poux). Le potentiel d'habitat pour la biodiversité de milieux ouverts dans les emprises est énorme, et si l'utilisation de ces méthodes non sélectives est dans certaines situations inévitables, elle devrait être réduite au minimum. Par exemple, dans les milieux problématiques pour l'herbe à poux, des aménagements pourraient être faits de manière à réintégrer des mélanges d'espèces indigènes. Si la perception sociale des champs en friche est problématique, des campagnes d'information contribueraient à modifier cette perception et à justifier les aménagements (section 5.2).

Lors de l'aménagement de milieux naturels, on applique souvent le principe du « filtre brut » qui veut que si l'on maintient un habitat dans un certain état, les organismes et les processus qui y sont associées seront-elles aussi maintenues (Hunter et Gibbs 2007). Dans le cas de certaines espèces qui ont des besoins très spécifiques, on doit utiliser une approche plus pointue, celle du « filtre fin », selon laquelle on doit fournir des conditions environnementales très spécifiques pour conserver une espèce donnée. Cette approche du filtre fin a été utilisée à maintes reprises par les gestionnaires d'emprises. Voici quelques cas répertoriés en Amérique du Nord qui s'appliquent ou pourraient s'appliquer au Québec.

3.1 Pollinisateurs

On a vu à la section 2.1 l'importance du rôle des pollinisateurs et l'importance des emprises comme habitat dans un contexte de faible abondance des milieux ouverts à caractère naturel. Aux États-Unis, plusieurs espèces d'abeilles et de papillons rares ou à statut précaire ont été observées dans des emprises électriques (Smallidge *et al.* 1996, Russell *et al.* 2005, Wagner et Metzler 2011, Wagner *et al.* 2014b), dont une espèce d'abeille très rare dont la seule colonie aux États-Unis se trouve dans une emprise au Connecticut (Wagner et Ascher 2008). Wagner et Metzler (2011), dans un rapport sur l'influence de l'implantation d'une LTÉ de 345 kV sur les lépidoptères, affirment même que ces nouvelles superficies d'emprises aménagées selon un contrôle sélectif de la végétation devraient avantager plusieurs espèces rares identifiées lors des inventaires.

La présence des pollinisateurs est fortement corrélée à la présence de plantes nectarifères, ou, dans les cas des papillons, de la plante de laquelle les chenilles se nourrissent (Wagner *et al.* 2014a). C'est notamment le cas d'un papillon en danger aux États-Unis et disparu au Canada mais autrefois présente dans le sud de l'Ontario, le Bleu mélissa (Karner Blue Butterfly [*Lycaeides melissa samuelis*], Smallidge *et al.* 1996, Forrester *et al.* 2005). Ce papillon se nourrit de lupin sauvage (*Lupinus perennis*), une plante de milieu ouvert bien drainés qui se retrouve dans les emprises.

Au Wisconsin, des portions d'emprises sont aménagées pour favoriser cette espèce selon un plan de conservation où plusieurs gestionnaires d'emprises sont impliqués (Lentz *et al.* 2010). Ces aménagements ont significativement amélioré l'abondance de l'espèce et ont fait en sorte que l'on considère maintenant que ces emprises jouent un rôle de réserves d'habitats (Wojcik et Buchmann 2012). Cet exemple illustre bien comment une emprise peut être aménagée à des fins de conservation.

Des initiatives de conservation qui ciblent de manière beaucoup plus large les pollinisateurs, tant à l'échelle continentale que locale, ont été mises sur pied dans des portions d'emprises de LTÉ, particulièrement aux États-Unis (ex. Bonneau 2005). La North American Pollinator Protection Campaign (NAPPC), une organisation qui regroupe plus de 140 organisations pour la protection des pollinisateurs au Mexique, aux États-Unis et au Canada, a même mis sur pied une « Rights of Way Task Force ». Cet organisme a entre autres produit une brochure spécialement destinée aux gestionnaires d'emprises afin de proposer l'approche de la MIV et des recommandations d'aménagement comme alternatives aux traitements non sélectifs (ROWTF-NAPPC sd). À une échelle plus locale,

les initiatives de conservation peuvent se traduire par des projets en collaboration avec des organismes citoyens (section 5.1.3).

Au Québec, relativement peu d'initiatives de conservation des pollinisateurs ont été répertoriées⁷. Par contre, Rager *et al.* (2013) proposent un programme de développement de l'habitat du papillon monarque (*Danaus plexippus*) dans les emprises qui pourrait être mis en œuvre dans certains secteurs en collaboration avec des organismes locaux. Le monarque, dont le statut de protection est préoccupant au fédéral, s'alimente uniquement au stade larvaire sur les asclépiades (*Asclepias* spp) et se nourrit sur les fleurs nectarifères lorsqu'il est adulte. La perte de ses aires d'hivernage constitue une raison de son déclin, mais l'agriculture industrielle jumelée à l'utilisation des herbicides qui favorisent les monocultures font en sorte que l'asclépiade est beaucoup moins abondante qu'autrefois, tant dans son aire de reproduction que le long de son parcours migratoire.

3.1.1 Aménagement

Les aménagements qui favorisent une grande diversité de plantes indigènes à fleurs sont avantageux pour les pollinisateurs, que ce soit suite à un ensemencement de ces espèces ou un dégagement qui rend la lumière accessible aux strates basses. L'accessibilité à des ressources alimentaires tout au long de la saison est également indiquée, y compris l'automne avec les astéracées, notamment les espèces du genre *Solidago* (verges d'or) qui représente une source importante de pollen et de nectar tard en saison (Yahner 2004, Wagner *et al.* 2014a). Dans les milieux habités, la présence de plantes à fleur peut contribuer à mieux intégrer l'emprise dans le paysage et induire une perception plus favorable du public (Bédard *et al.* 2002).

En regard de la gestion de la végétation déjà existante, les initiatives peuvent prendre la forme de plans de gestion de la végétation qui évitent la tonte périodique des emprises et l'application de phytocides non sélectifs et favorisent plutôt la coupe des espèces incompatibles, l'application basale de phytocide sur les souches et l'écimage des arbustes à une certaine hauteur (Yahner 2004, Russell *et al.* 2005). Russell *et al.* (2005) rapportent que les emprises où la végétation était maîtrisée périodiquement par des coupes sélectives et une application sélective de phytocides présentaient des communautés

⁷ Il existe entre autre le programme *Le Défi Habitat-Pollinisateurs* de la Fédération canadienne de la faune. Bien que le programme puisse être adapté pour les emprises, aucune mention d'aménagements spécifique à ces milieux n'est faite.

d'abeilles plus riches, une plus grande diversité fonctionnelle d'abeilles et davantage d'espèces d'abeilles rares que des champs adjacents tondu sur une base annuelle. Yahner (2004) indique quant à lui que les papillons étaient plus abondants dans les unités traitées à l'aide de phytocides que celles dégagées par coupe manuelle. Si le fauchage est nécessaire sur des cycles pluriannuels, un système de rotation qui laisserait des sections non-fauchées à chaque année permettrait de conserver de l'habitat en tout temps (Bonneau 2005).

3.2 Rainette faux-grillon de l'ouest

Les amphibiens qui se reproduisent dans des mares temporaires au printemps peuvent être favorisés par une absence de couvert forestier qui fait en sorte que les mares sont davantage exposées au rayonnement solaire, se réchauffent plus vite et permettent un développement plus rapide des têtards qu'en milieu forestier. Au Wisconsin, Willyard *et al.* (2004) rapportent trois espèces de salamandres et une de grenouille qui se reproduisent dans ces milieux, en emprises.

Au Québec, une espèce qui vit entre autres dans les prairies humides dans les emprises de LTÉ retient l'attention : la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*), présente dans le sud de l'Outaouais et en Montérégie. En période de reproduction, cette espèce pond ses œufs dans des milieux humides peu profonds qui, comme ils s'assèchent en cours de saison, sont relativement dépourvus de prédateurs. Au stade adulte, la rainette faux-grillon fréquente les milieux semi-ouverts et les bois humides situés à proximité des étangs de reproduction. Ses exigences d'habitat très spécifiques, sa faible capacité de dispersion et la destruction de son habitat à des fins de développement ont fait en sorte que sa population a drastiquement décliné au cours des dernières décennies. Malgré ses statuts d'espèce menacée au fédéral (Loi sur les espèces en péril, Gouvernement du Canada 2014) et vulnérable au Québec (FFPQ 2010), son déclin se poursuit, particulièrement en Montérégie (Angers *et al.* 2007, 2008, T. Montpetit, comm. pers.).

En Montérégie, plusieurs emprises traversent les métapopulations encore existantes. La lecture des cartes produites dans les plans de conservation est très éloquent. Par exemple, au Boisé du Tremblay (Longueuil), une trentaine d'habitats de reproduction sont alignés sur d'une section d'emprise de 3 km (Angers *et al.* 2007). Ces habitats sont souvent de bonne qualité et présentent une priorité de conservation élevée. En

Outaouais, où le contexte paysager est plus forestier qu'en Montérégie, les emprises procurent des habitats ouverts essentiels pour l'espèce (Fortin *et al.* 2008).

3.2.1 Aménagement

Un guide de bonnes pratiques pour le maintien des populations de la rainette faux-grillon de l'ouest spécifique aux emprises de LTÉ a été développé par le ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs (Bouthillier 2006). Ce guide encadre les interventions selon la proximité des sites de production, la période d'intervention, le type d'intervention à réaliser et le type de machinerie utilisée. De plus, neuf plans de conservation ont été réalisés pour couvrir toutes les métapopulations de la Montérégie (ex. Angers *et al.* 2007). Ces plans ont entre autres été produits par l'équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec, à laquelle siégeait un représentant d'Hydro-Québec. En Outaouais, on a aussi étudié les caractéristiques des sites de reproduction utilisés par la rainette faux-grillon de l'ouest afin de pouvoir identifier les secteurs présentant un fort potentiel de présence de l'espèce (Fortin *et al.* 2008).

Un protocole d'aménagement et de suivi des nouveaux habitats pour la rainette faux-grillon a aussi été rédigé afin de fournir des lignes directrices en vue de la restauration de milieux humides naturels ou de la création de nouveaux habitats artificiels (Montpetit *et al.* 2010). Les travaux étant très délicats, notamment quant à leur influence sur le régime hydrique, ils doivent être étroitement supervisés pour s'avérer efficaces et ne peuvent être envisagés pour compenser la destruction d'autres sites déjà existants (T. Montpetit, comm. pers.). On proscrit l'utilisation de phytocides dans les sections aménagées pour la rainette faux-grillon de l'ouest (Bouthillier 2006).

Dans un contexte de développement urbain galopant comme celui que connaît la Montérégie, les emprises de LTÉ, puisqu'elles ne peuvent être développées, sont particulièrement importantes puisqu'elles peuvent représenter des habitats stables dans le temps (Fortin *et al.* 2008). Ceci ne s'avère cependant de mise que si des mesures adaptées sont véritablement mises en œuvre. Par exemple, dans le Bois de la Commune, à La Prairie, plusieurs sites de reproduction ont été fortement perturbés en 2004 en raison des travaux majeurs effectués dans l'emprise de LTÉ (Angers *et al.* 2008). Plus récemment, des travaux de débroussaillage dans une emprise du Boisé du Tremblay ont ciblé des espèces compatibles avec l'exploitation du réseau, ce qui a eu pour effet de réduire le couvert arbustif et, par conséquent, la qualité d'habitat des sites de reproduction (Environnement Canada 2014, T. Montpetit, comm. pers.).

3.3 Paruline à ailes dorées

La paruline à ailes dorées (*Vermivora chrysoptera*) est une espèce qui niche dans les milieux semi-ouverts du nord-est des États-Unis et du sud du Québec, de l'Ontario, du Manitoba et du sud-est de la Saskatchewan. L'espèce est considérée menacée au fédéral (Loi sur les espèces en péril, Gouvernement du Canada 2014) et susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec (FFPQ 2011). La perte d'habitats de nidification constituerait l'une des principales causes du déclin de l'espèce. L'espèce est fortement associée aux milieux de transition, où on retrouve des strates de végétation diversifiées : couvert herbacé dense, bosquets d'arbuste, arbres épars, proximité avec la forêt (RQO 2012, GWWG 2013).

Au Québec, c'est l'une des meilleures représentantes des organismes qui profitent des habitats créés par les activités de maîtrise de la végétation dans les emprises. En effet, selon les connaissances actuelles, environ 9% des sites de nidification se retrouvent dans les emprises de LTÉ (S. Bédard comm. pers.). Cette proportion grimpe même à 22% dans la zone du sud de la Montérégie où des inventaires systématiques ont été réalisés par le Regroupement QuébecOiseaux depuis 2008 (RQO 2012, S. Bédard comm. pers.).

La zone montérégienne correspond à la zone d'intérêt GL14 (frontière New-York Québec) du plan de conservation américain de l'espèce (Roth *et al.* 2012). Parmi les partenaires potentiels identifiés pour la conservation de l'espèce, Hydro-Québec y est d'ailleurs ciblé comme partenaire industriel. Le fait que la proportion de sites de nidification situés dans les emprises soit plus importante dans le sud de la Montérégie est vraisemblablement un artéfact du fait que des inventaires exhaustifs y ont été menés. Si de tels inventaires étaient menés dans d'autres régions du Québec où la paruline à ailes dorées est présente, il est probable que cette proportion augmenterait (S. Bédard comm. pers.).

Une cartographie de deux secteurs situés dans les municipalités de Godmanchester et d'Hinchinbrooke (MRC du Haut-Saint-Laurent) a été réalisée afin d'identifier les habitats potentiels de la paruline à ailes dorées. Pour ce faire, on a utilisé les cartes écoforestières du 4^e décennal du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs ainsi que des couches d'information de l'Agence géomatique montérégienne (GéoMont) concernant les milieux humides et les zones de friches. Les friches ligneuses⁸ ont été retenues comme les

⁸Dans le cadre de cette étude, les friches ligneuses ont été définies comme des zones dominées par les arbustes de moins de 5 mètres de hauteur. La canopée arbustive représente plus de 20% du couvert végétal. Inclut tout ce qui est ligneux dont la hauteur se situe entre 0 et 5 mètres (arbustes, jeunes arbres de succession végétale primaire et individus rabougris). Origine agricole (colonisation végétale d'un champ abandonné) ou forestière (régénération suite à une coupe) sans distinction.

meilleurs indicateurs d'habitat potentiel de la pauline à ailes dorées. Sur les 8 151 ha que totalisent les deux secteurs, les friches ligneuses occupent 294 ha (3,6% du territoire), dont 50 ha sont situés dans des emprises de LTÉ (S. Bédard comm. pers.). Ces dernières représentent donc 17% des superficies d'habitat potentiel. Ces habitats ne sont vraisemblablement pas tous optimaux en regard des besoins de l'espèce (ex. absence de couvert forestier à proximité), et la superficie d'habitats potentiels est probablement plus faible dans les faits. Cette évaluation permet cependant de comparer la proportion de sites de nidification situés dans les emprises de LTÉ dans le sud de la Montérégie (22%) à la proportion d'habitats potentiels situés dans les emprises de LTÉ dans les deux secteurs à l'étude (17%). Ces proportions sont similaires, ce qui suggère que la paruline à ailes dorées sélectionne les emprises de LTÉ dans la même mesure que leur disponibilité à l'échelle du paysage. Ces milieux ne seraient donc ni plus ni moins optimaux que l'ensemble des sites potentiels. Ils représentent toutefois des sites permanents, contrairement aux autres sites qui, si aucune intervention n'est faite, évolueront vers des stades de jeune forêt et ne seront plus propices pour l'espèce.

Dans le nord-est des États-Unis, les emprises sont considérées comme l'un des types d'habitats les plus importants pour la paruline à ailes dorées (GWWG 2013). Dans l'état du New-Jersey, Benzinger (2000, 2001) rapporte que 42% des couples nicheurs vivent dans les emprises. Dans ce cas, il est impossible de mettre cette information en relation avec l'abondance des habitats potentiels, mais le fait que des proportions aussi élevées de couples nicheurs d'une espèce menacée fréquentent les emprises constitue une indication claire qu'il s'agit d'habitats de qualité dont la disponibilité joue un rôle important dans la conservation de l'espèce.

3.3.1 Aménagement

Plusieurs recommandations spécifiques aux emprises ont été émises afin d'encourager le maintien d'habitats favorables à la paruline à ailes dorées, tant au Québec (RQO 2012, S. Bédard comm. pers.) qu'aux États-Unis, où un plan de conservation qui cible entre autres les emprises a été publié (Petzinger *et al.* sd, Roth *et al.* 2012). Ces recommandations concernent essentiellement la largeur de l'emprise, la structure d'habitat tant à l'échelle du peuplement que du contexte paysager, le contrôle des plantes arbustives envahissantes telles le nerprun, la gestion du bois mort et la période d'intervention.

3.3.2 Autres espèces d'oiseaux associés aux habitats de début de succession

Plusieurs autres espèces d'oiseaux partagent des exigences d'habitat similaires à celles de la paruline à ailes dorées (RQO 2012, Wojcik et Buchmann 2012, GWWG 2013, NJA 2013). Ce groupe d'oiseaux de début de succession présente des déclin plus importants que les autres, et ce, aux échelles provinciale, nationale et/ou nord-américaine (Askins 1993, GWWG 2013, NJA 2013). Dans le sud du Québec, on compte 42 espèces associées aux habitats en régénération dont cinq espèces menacées selon la Loi sur les espèces en péril (Schlossberg et King 2007, S. Bédard comm. pers.). Même si elles ne sont pas toutes des espèces à statut précaire, les aménagements et les mesures d'atténuation pour la paruline à ailes dorées dans les emprises auraient un effet positif indirect sur la qualité des habitats disponibles. Aux États-Unis, plusieurs initiatives de conservation ont été mises sur pied par des organismes de conservation en collaboration avec des gestionnaires d'emprises pour développer des stratégies d'aménagement des emprises qui soient le plus profitables aux espèces de début de succession (NJA 2013, Sullivan *et al.* 2012).

3.4 Autres espèces à statut précaire potentiellement associées aux milieux ouverts

Plusieurs espèces à statut précaire associées aux milieux ouverts détectées dans le Nord-Est des États-Unis appartiennent à l'ordre des insectes (Smallidge *et al.* 1996, Russell *et al.* 2005, Wagner et Metzler 2011). Bien que ce groupe constitue une très forte proportion de la biodiversité animale, il est relativement peu étudié, de sorte qu'il est possible que des espèces à statut précaire au Québec soient présentes dans les emprises mais qu'elles n'aient pas encore été répertoriées. Il en va de même pour les gastéropodes (escargots), groupe pour lequel Nekola (2012) a répertorié des espèces rares associées aux prairies dans les emprises.

4. ENJEUX SPÉCIFIQUES AUX DOMAINES BIOCLIMATIQUES DE LA FORÊT MIXTE ET BORÉALE

Contrairement au sud du Québec, les zones en régénération sont beaucoup plus abondantes en forêts mixte et boréale. Cette abondance de milieux où la végétation est aux premiers stades successionnels s'explique par une plus grande fréquence des perturbations sévères, qu'elles soient naturelles ou anthropiques (feux, épidémies d'insectes, coupes forestières). En ce sens, les milieux ouverts que représentent les emprises de LTÉ sont plutôt similaires aux milieux forestiers en régénération. Leur configuration étroite et allongée, cependant, ne trouve pas d'équivalent naturel. Outre les enjeux communs à tous les domaines présentés dans la section 2, il s'agit du principal enjeu de biodiversité qui soit particulièrement associé aux domaines bioclimatiques de la forêt mixte et boréale.

4.1 Enjeu de conservation du caribou des bois, écotype forestier

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), écotype forestier, est une espèce au statut vulnérable au Québec (FFPQ 2013) et menacé au Canada (Loi sur les espèces en péril, Gouvernement du Canada 2014), de sorte que l'on accorde une grande attention à son potentiel de conservation en forêt boréale. Le déclin de l'espèce est dû à plusieurs facteurs historiques dont le plus important est lié à la perte et à la fragmentation de l'habitat (exploitation forestière, construction de routes, habitations, etc.). La chasse, aujourd'hui interdite aux blancs et tolérée pour les autochtones, a aussi joué un rôle important (ERCFQ 2013b). Bien que de moindre importance que la perte d'habitat, la prédation constitue aujourd'hui un facteur clé dans le déclin de l'espèce (Lesmerises 2013).

Quel rôle jouent les LTÉ et comment les activités de maîtrise de la végétation influencent-elles le caribou forestier? Plusieurs études ont mis en évidence l'influence des emprises de LTÉ sur la répartition spatiale du caribou forestier et sa réticence à fréquenter et à traverser les emprises de LTÉ (section 2.2.2), les animaux pouvant percevoir les emprises comme des zones dégagées à risque pour la prédation. Cette réticence pourrait aussi en partie être due à « l'effet de couronne » responsable du dégagement d'un rayonnement UV accompagné de flashes imprévisibles exacerbé par la réflexion de la neige en hiver lors des longues nuits boréales (Stokkan *et al.* 2013, Tyler *et al.* 2014).

Ceci étant, on dispose de peu d'information quant à l'influence de la structure et de la composition de la végétation dans les emprises sur les déplacements du caribou forestier et de ses prédateurs (Lesmerises *et al.* 2013). On pourrait poser l'hypothèse que les caribous seraient plus enclins à traverser l'emprise si la végétation est suffisamment basse pour qu'ils aient une bonne visibilité et par conséquent une meilleure détectabilité de la présence de prédateurs. Au contraire, on pourrait aussi poser l'hypothèse qu'une végétation arbustive et arborescente-basse plus dense leur fournirait un couvert qui favoriserait leurs déplacements.

L'augmentation de la pression de prédation sur les caribous forestiers est en grande partie causée par une expansion vers le nord de l'aire de répartition de l'orignal, une proie alternative pour les prédateurs (Seip 1991). Cette migration s'explique par la création de conditions d'habitat plus favorables à l'orignal liée à l'exploitation forestière qui favorise une abondante régénération feuillue (voir ERCFQ 2013b pour une revue). Les LTÉ constituent aussi des habitats en régénération, mais n'offrent pas une quantité de brouit équivalente aux habitats limitrophes (Joyal *et al.* 1984, Ricard et Doucet 1999). Vu cette situation, et étant donné que les LTÉ représentent une infime proportion des aires en régénération par rapport aux superficies récemment coupées ou brûlées en forêt boréale, l'utilisation de modes de contrôle de la végétation qui auraient pour effet de limiter le retour d'une végétation feuillue dominante (James *et al.* 2004) auraient un impact négligeable à l'échelle des populations d'orignal.

4.1.1 Aménagement

Dans le centre et l'ouest canadien, plusieurs mesures d'atténuation en lien avec le risque de prédation sont prévues dans les emprises. Le contexte y est cependant différent, notamment en regard de la densité de corridors linéaires qui y est beaucoup plus faible au Québec (section 2.2.4.2). Dans le contexte québécois, ces mesures auraient probablement une portée limitée sur le rétablissement de l'espèce vu l'influence vraisemblablement plus importante des autres types d'activités humaines (Lesmerises *et al.* 2013).

Afin d'éviter de faciliter le déplacement des prédateurs, Joro consultants (2011) recommandent de limiter les activités qui résultent en une compaction de la neige dans les emprises, par exemple pour des activités d'entretien des lignes qui pourraient être réalisées à d'autres moments de l'année ou pour l'utilisation récréative de motoneiges et de véhicules tout-terrain. Dans les milieux ciblés comme habitats du caribou forestier,

Manitoba Hydro (2014) traduit cette recommandation en procédant à ses inspections annuelles sur le terrain vers la fin de l'hiver.

Toujours au Manitoba, Joro consultants (2011) recommandent de créer des corridors fauniques en maintenant la végétation basse composée d'épinette noire et de mélèze laricin. En plus d'augmenter la connectivité fonctionnelle du paysage, les auteurs prévoient que ces corridors de végétation permettraient aussi de minimiser le flot des prédateurs.

En Colombie-Britannique, dans les emprises d'oléoducs, le GBC (2011) recommande de limiter la « ligne de mire » des prédateurs en aménageant des obstacles à la vue tous les 500 m dans les emprises linéaires. Plusieurs techniques sont suggérées dont la conservation de bandes arbustives transversales, la construction de monticules de terres ou de débris ligneux pour limiter la visibilité.

5. ENJEUX CONNEXES

Les enjeux sociaux peuvent sembler très éloignés des considérations liées à la biodiversité. Ce sont pourtant des enjeux cruciaux puisque la perception du public influence l'acceptabilité des interventions. La forte opposition populaire aux pesticides, et la restriction de leur utilisation qui en a résulté, en est un bon exemple (section 2.3.4). À l'échelle nationale, plusieurs auteurs américains ont souligné l'opportunité et la responsabilité des gestionnaires d'emprises de gérer ces habitats dans l'optique de favoriser la biodiversité qui y est associée (Confer 2002, Marshall et Vandruff 2002, Russell *et al.* 2005).

Dans le cas de gestionnaires d'emprises qui sont aussi des sociétés d'état, les attentes sociales sont d'autant plus importantes que la population s'attend à ce que l'organisation soit redevable envers la communauté et fasse preuve de pratiques environnementales exemplaires. Au Québec, les emprises sont gérées par un gestionnaire unique, ce qui limite le nombre d'intervenants impliqués et devrait faire en sorte que l'atteinte de l'objectif devrait être plus aisée.

Plusieurs exemples qui viennent surtout du monde anglo-saxon indiquent que l'acceptabilité sociale des pratiques de maîtrise de la végétation et l'efficacité des mesures visant la biodiversité doivent passer par la collaboration, l'éducation, et, accessoirement, la certification. Cette situation est particulièrement vraie dans les milieux habités où la population cohabite quotidiennement avec les emprises de LTÉ.

5.1 Collaborations et partenariats

La collaboration et la mise en œuvre de partenariats avec les organisations locales, régionales et nationales sont importantes pour l'atteinte d'objectifs liés à la biodiversité pour plusieurs raisons. Elles peuvent permettre d'accéder à des données, de profiter d'expertise externe, de connaître les besoins et les objectifs des gestionnaires de territoires et ont souvent pour conséquence d'améliorer les relations de travail et la perception des activités de maîtrise de la végétation.

Cette vision semble être partagée par Hydro-Québec qui s'est fixé pour objectif organisationnel dans son plan d'action de développement durable 2013-2016 de « Partager le programme de renforcement de la biodiversité avec les différents gestionnaires locaux (municipalités, MRC) » (Hydro-Québec 2013, action 8).

5.1.1 Les partenariats : source d'informations

Les gestionnaires d'emprises utilisent plusieurs sources de données pour caractériser les milieux traversés par les emprises (section 2.3.7.3). Les bases de données gouvernementales qui sont souvent utilisées lors de cet exercice sont dépendantes des banques sources qui ne sont pas toujours à jour. Les organisations locales qui gèrent des territoires qui sont traversés par des emprises ou qui y effectuent des suivis de population, de par leur implication très locale, détiennent souvent l'information la plus récente (PSCW 2013).

Une collaboration avec ces organisations peut se traduire par un partage d'information, notamment sur la présence de milieux sensibles et d'espèces à statut précaire, ce qui permet de comparer les données disponibles, et d'assurer un meilleur suivi (USFWS-NCTC 2011, HQT 2013a). Les organismes de conservation sont généralement très disposés à collaborer avec les gestionnaires d'emprises (Chagnon 2008, RQO 2012, Sullivan *et al.* 2012, Petzinger *et al.* sd, T. Montpetit comm. pers.).

Ces partenariats peuvent représenter des opportunités de démontrer sa proactivité en matière de bonnes pratiques. Dans le cas d'espèces à statut précaire dont le recensement est encore incomplet dans certaines régions où l'on sait l'espèce présente, des collaborations peuvent être établies avec des organisations concernées (chercheurs universitaires, clubs amateurs, regroupements, autres organismes) afin d'identifier les segments d'emprises occupés par ces espèces ou de confirmer leur absence (NJA 2013). À titre d'exemple, des inventaires menés par le regroupement Québec Oiseau ont permis de documenter la présence de paruline à ailes dorées dans des emprises de LTÉ d'Hydro-Québec en Montérégie (section 3.3). Comme on sait que l'espèce est aussi présente en Outaouais, en Estrie et dans d'autres secteurs de la Montérégie, des inventaires ciblés pourraient être menés (RQO 2012).

Cette revue de littérature s'est appuyée sur des travaux de recherche portant sur l'influence des pratiques de maîtrise de la végétation dans les emprises. Dans une forte proportion des cas, notamment dans le cas des études menées au Québec, ces travaux ont été menés par des chercheurs à l'emploi des gestionnaires d'emprises ou par des chercheurs externes à la demande des gestionnaires. Dans pratiquement tous les cas, les gestionnaires ont collaboré aux travaux.

5.1.2 Les partenariats : source d'expertise

On l'a vu, certains milieux sensibles ou habitats d'espèces à statut précaire nécessitent des interventions adaptées (sections 2.3.7, 3 et 4). Les sources consultées sont unanimes : la mise en œuvre efficace, fonctionnelle et durable de mesures de conservation de ces éléments doit s'appuyer sur des efforts de conservation coordonnés impliquant l'ensemble des intervenants, et ce, à plusieurs échelles (Bonneau 2005, Chagnon 2008, Sullivan *et al.* 2012, Rager *et al.* 2013).

Dans le cas des espèces à statut précaire, les interventions pratiquées localement dans les emprises ont évidemment un impact, mais on doit également prendre en compte la structure d'habitats à l'échelle du paysage (ex. la paruline à ailes dorées nécessite de la forêt à proximité de son habitat de reproduction, RQO 2012, GWWG 2013), la dynamique de population (ex. certains secteurs constituent des puits démographiques pour des causes externes aux pratiques d'aménagement locales, Roth *et al.* 2012), l'utilisation du territoire (ex. l'utilisation de pesticides en agriculture à proximité des sites de reproduction de la rainette faux-grillon de l'ouest, Angers *et al.* 2007), les facteurs édaphiques (ex. la sensibilité des étangs temporaires qu'utilise la rainette faux-grillon de l'ouest aux activités de drainage qui modifient le régime hydrique, Angers *et al.* 2007), etc.

Dans ce contexte de facteurs et d'acteurs multiples, des organismes de conservation possèdent davantage d'expertise et sont souvent mieux placés qu'un gestionnaire d'emprise pour gérer ces questions et pour l'assister dans l'élaboration de prescriptions de maîtrise de la végétation qui intègrent ces connaissances. Les relations de travail ainsi développées permettent de mieux coordonner, planifier et assurer le suivi de l'aménagement du territoire, particulièrement dans les emprises où des enjeux de biodiversité sont présents (USFWS-NCTC 2011, RQO 2012).

Quand des espèces à statut précaire sont en cause, ces collaborations peuvent prendre la forme de participation à des équipes de rétablissement ou des tables pour la protection pour d'une espèce spécifique. Au Québec, en regard des espèces à statut précaire qui peuvent être directement affectées par les travaux de maîtrise de la végétation, Hydro-Québec siège entre autres sur l'équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'ouest (Environnement Canada 2014) et à la table QuébecOiseaux pour la protection de la paruline à ailes dorées (S. Bédard comm. pers.).

Parmi les indicateurs de performance du programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council relatifs à la conservation des habitats et des organismes à statut particulier (Critère 8.1b et c) et au contrôle de la dispersion des PEE (Critère 8.1d), on retrouve d'ailleurs la mise sur pied de partenariats avec des organisations fédérales, d'état et de conservations de la nature (ROWSC 2014).

5.1.3 Les partenariats : opportunités de mise en valeur et de conservation

Plusieurs gestionnaires d'emprises s'impliquent dans leur milieu via des fiducies foncières pour des territoires leur appartenant ou via des programmes ou des fondations liés à l'environnement (ex. Fondation Hydro-Québec pour l'environnement, Environmental Partnership Fund du Manitoba, Sullivan *et al.* 2012, Rager *et al.* 2013, NUSC 2014). Ces programmes peuvent être mis à contribution pour développer des projets qui auraient cours dans les emprises et qui permettraient d'impliquer, d'informer et d'éduquer les citoyens.

Un peu comme le programme « Adopt a Highway » qui invite des organisations bénévoles à participer à des travaux d'entretien, d'aménagement et de suivi d'une section d'autoroute, certains gestionnaires d'emprises ont établi des partenariats avec des organisations locales et régionales pour adopter des sections d'emprises. Ainsi, ces initiatives peuvent impliquer des milieux scolaires, des groupes communautaires, des associations de citoyens, des scouts, des clubs de naturalistes, des groupes religieux, des compagnies voisines, des propriétaires, des représentants d'institutions municipales et régionales, etc. Ces groupes peuvent par exemple participer à la création ou à la restauration d'habitats pour les papillons, les abeilles et autres pollinisateurs (Chagnon 2008, Rager *et al.* 2013).

Des emprises peuvent même être à l'origine d'aires de conservation. Dans le Massachussets, Sullivan *et al.* (2012) rapportent que la Massachussets Audubon Society, un groupe environnemental influent, a ciblé une emprise appartenant à un fournisseur d'électricité (aujourd'hui National Grid) afin de développer ce qui est devenu le Broad Meadow Brook Wildlife Sanctuary. L'emprise est aménagée par le gestionnaire d'emprises selon les principes de MIV et les objectifs de conservation du MAS et des kiosques d'interprétation sont utilisés comme vitrine pour décrire les principes de la MIV ainsi que la flore et la faune présentent dans l'emprise.

La mise en œuvre de partenariats avec des organisations de conservation peut donc permettre de satisfaire des objectifs de conservation et de perception du public qui sont compatibles avec les objectifs de contrôle de la végétation.

5.2 Information et éducation

Les interventions qui modifient la structure de la végétation sont souvent mal perçues de la part de la population qui y voit une destruction du milieu. Une fois leur pertinence expliquée, tant du point de vue de la sécurité que de la biodiversité, ces travaux peuvent devenir socialement plus acceptables. L'information peut passer par divers moyens médiatiques (publication de documents sur le web, panneaux aux abords des emprises aménagées, publication dans les journaux locaux, guides d'information et de formation destinés à l'attention des gestionnaires de territoires traversés par des emprises de LTÉ, etc. [USFWS-NCTC 2011, Sullivan *et al.* 2012, Rager *et al.* 2013]). Dans tous les cas, l'information doit être adaptée au type de public cible (grand public, milieux scolaires, gestionnaires de milieux traversés par des emprises comme les villes, parcs, etc.). L'éducation du public est d'ailleurs un critère d'évaluation du programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council qui stipule entre autres que le gestionnaire doit offrir du matériel éducatif sur les activités de MIV aux communautés adjacentes aux emprises où il s'en fait (Critère 3.1, ROWSC 2014).

Cet engagement peut se traduire par le fait d'encourager les employés à participer à des programmes communautaires, de supporter et de participer aux activités locales (ex.: Jour de la Terre, Semaine des pollinisateurs), de faire de la formation proactive dans les milieux scolaires, etc. (ROWSC 2014). Ces activités permettent à la fois de saisir les perceptions et les enjeux du public et de mieux faire comprendre la nécessité des activités de contrôle de la végétation et les moyens utilisés.

Ce genre de partenariat et d'activités en lien avec la biodiversité permet aussi d'améliorer la perception des gestionnaires d'emprises de la part des organismes et du grand public et favorise le climat de confiance et les bonnes relations de travail avec les différents intervenants sur le territoire (Bonneau 2005). Un forestier de la compagnie Pepco Holdings Inc. indique d'ailleurs que l'adoption de pratiques d'intendance environnementale dans les emprises a encouragé les partenariats avec les groupes de protection de la faune, les agences gouvernementales environnementales et les autres groupes écologistes dans l'atteinte des objectifs corporatifs (WHC sd).

5.3 Communication avec les contracteurs qui réalisent les travaux

Toutes les stratégies en lien avec la biodiversité énoncées par les gestionnaires ne seront efficaces que si elles sont mises en œuvre sur le terrain. La chaîne de commande allant de la planification à l'intervention peut être formée de multiples intervenants, particulièrement dans le cas d'une grande organisation qui fait affaire avec des sous-contractants. Si l'information du public est importante, elle l'est tout autant pour les travailleurs qui réaliseront les travaux. Des prescriptions d'interventions détaillées et spécifiques à chaque site sont des outils nécessaires à l'atteinte des objectifs de conservation. Le Right-of-Way Stewardship Council requiert d'ailleurs ce type de prescription dans son programme de certification (Critère 9.2, ROWSC 2014).

La compréhension des enjeux environnementaux par les opérateurs est aussi un élément important qui valorise le travail et favorise un rendement de meilleure qualité (T. Montpetit, comm. pers.). Dans des situations particulières, par exemple en présence d'éléments sensibles (section 2.3.7), une justification de la prescription au plan environnemental, par exemple à l'occasion d'une formation, constitue donc un atout. Dans ce cadre, il est aussi important de faire un suivi des travaux afin de détecter les lacunes et d'apporter les correctifs nécessaires suite aux travaux ou lors des prochains travaux (George sd). Le suivi des interventions et l'aménagement adaptatif sont d'ailleurs les éléments clé du principe 10 du programme de certification du Right-of-Way Stewardship Council (ROWSC 2014).

5.4 L'approche de la certification

L'engagement d'Hydro-Québec à adopter un programme de MIV s'inscrit dans une stratégie d'intendance environnementale (*environmental stewardship*). Dans l'industrie forestière et dans une foule d'autres domaines, des organisations ont adhéré à des programmes de certification environnementale qui témoignent de leur engagement à appliquer des pratiques durables lors de leurs interventions sur le terrain. Ces programmes reposent sur une série de critères et d'indicateurs qui permettent, par exemple en foresterie, de statuer sur le respect des bonnes pratiques d'aménagement sur un territoire donné.

On a vu tout au long de ce document que le programme du Right-of-Way Stewardship Council cible plusieurs enjeux liés à la biodiversité dans les emprises de LTÉ. Lancé en 2014, ce programme vise entre autres à promouvoir l'approche de la MIV afin de

répondre à des problématiques écologiques. En décembre 2014, le programme comptait deux gestionnaires d'emprises certifiés dans l'est des États-Unis.

Cette certification ou une certification qui s'en inspirerait procurerait un outil de planification qui pourrait servir de base aux discussions avec les divers intervenants présents sur le territoire, permettrait d'assurer un suivi de la formation et des travaux effectués par les contracteurs d'Hydro-Québec et permettrait de témoigner auprès de la population de la saine gestion de l'organisation et de l'application des meilleures pratiques de gestion de la végétation.

6. CONCLUSION

Les emprises de LTÉ constituent des habitats ouverts dont la végétation doit demeurer relativement basse afin d'être compatible avec l'exploitation du réseau de transport d'électricité. Dans ce contexte, il est impossible d'accommoder tous les groupes d'espèces, notamment ceux qui sont associés aux forêts. Les modes d'intervention et les aménagements qui peuvent être réalisés dans les emprises laissent cependant beaucoup de latitude et le gestionnaire doit définir des objectifs d'aménagement en fonction du type d'habitat désiré pour répondre aux besoins de groupes d'espèces ou d'espèces spécifiques. Ces choix doivent se faire en fonction des enjeux régionaux et locaux.

Par exemple, dans les secteurs densément peuplés du sud du Québec où l'urbanisation et l'agriculture intensives occupent une forte proportion des terres et laissent peu de place aux milieux ouverts peu aménagés, on pourrait se fixer un objectif d'aménagement d'habitats ouverts à caractère naturel. Ainsi, dans certaines emprises ou portions d'emprises, la végétation herbacée et les plantes nectarifères pourraient être encouragées afin de favoriser les pollinisateurs naturels. Dans d'autres secteurs plus forestiers, où les enjeux sont plutôt des enjeux de fragmentation et de barrière à la dispersion, on pourrait cibler des aménagements qui permettent le développement d'un dense couvert arbustif et arborescent-bas afin de faciliter les déplacements de part et d'autre de l'emprise par les espèces associées au milieu forestier.

On a vu plusieurs exemples d'initiatives impliquant des partenariats et des aménagements d'emprises ayant pour objectif le maintien d'un type d'habitat ou la conservation d'une espèce particulière. Ces exemples démontrent bien que malgré la perception populaire parfois négative des activités de maîtrise de la végétation, les aménagements sous les emprises peuvent au contraire faire partie de la solution.

Finalement, il convient de souligner que la recherche de documentation sur les pratiques de maîtrise de la végétation en lien avec la biodiversité a permis de constater qu'Hydro-Québec TransÉnergie est certainement l'une des organisations qui a publié le plus de travaux de recherche et qui rend le plus de matériel disponible pour consultation.

7. RÉFÉRENCES

Angers, V.-A. 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.

Angers, V.A., Bouthillier, L., Gendron, A. et T. Montpetit. 2007. Plan de conservation de la rainette faux-grillon en Montérégie – Ville Longueuil, Arrondissement Le Vieux Longueuil. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil et Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec, 38 p.

Angers, V.A., Bouthillier, L., Gendron, A. et T. Montpetit, 2008. Plan de conservation de la rainette faux-grillon en Montérégie - Ville de La Prairie. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil et Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec, 39 p.

Aguirrea, A. et R. Dirzo. 2008. Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical forest. *Biological Conservation* 141:375-384.

Askins, R.A. 1993. Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. *Current Ornithology* 11:1–34.

Bartzke, G.S. 2014. Effects of power lines on moose (*Alces alces*) habitat selection, movements and feeding activity. PhD Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norvège, 149 p.

Bartzke, G.S., May, R., Bevanger, K. et E. Røskaft. 2014. A review on the effects of power lines on ungulates and its implications for power line routing and rights-of-way management. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 6:647-662.

Batary P. et A. Baldi. 2004. Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology* 18:389-400.

BC Hydro. 2010. Integrated Vegetation Management Plan For Transmission Rights-of-way 105-977-2010/2015. BC Hydro, 51 p.

http://www.bchydro.com/content/dam/hydro/medialib/internet/documents/safety/pdf/safety_ivmp_web.pdf Site consulté le 3 novembre 2014.

BCTC (British Columbia Transmission Corporation). 2005. Integrated Vegetation Management Plan For Control of Vegetation within Transmission Rights-of-way. BC Transmission Corporation, Vancouver, 46 p.

Bédard, Y., D. Trottier, L. Bélanger, J. P. Bourassa, N. Champagne, J. Gérin-Lajoie, G. Lacroix et E. Lévesque. 2002. Managing the green heritage of highways rights-of-way in southern Québec: A new ecological landscape approach. pp 103–110 dans Goodrich-Mahony, J.W., Mutrie, D.F., Guild, C.A. (Eds.), Proceedings of the Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, Calgary, Alberta, Canada. Oxford: Elsevier.

Bélisle, M. et C.C. St. Clair. 2001. Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. *Conservation Ecology* 5:9.

Benzinger, J. 2000. Breeding season distribution and habitat relationships of the golden-winged warbler in northwestern New Jersey. Preliminary report submitted to NJ Fish and Wildlife's Endangered and Nongame Species Program, September 2000. Cité dans DeFalco et Dey 2005.

Benzinger, J. 2001. Breeding season distribution and habitat relationships of the golden-winged warbler in northwestern New Jersey. Final report submitted to NJ Fish and Wildlife's Endangered and Nongame Species Program, September 2001. Cité dans DeFalco et Dey 2005.

Bonneau, J. 2005. A Guide to Managing Rights-of-Way for Wildlife Habitat. Wildlife Habitat Council, Silver Spring, Maryland, 39 p.

Bouthillier, L. 2006. Guide de mitigation pour le maintien des populations de la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*), en Montérégie dans les emprises de lignes de transport d'électricité. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, Laval et de la Montérégie, 7 p.

Bramble, W.C., Yahner, R.H., et W.R. Byrnes. 1992. Breeding-bird population changes following right-of-way maintenance treatments. *Journal of Arboriculture* 18:23–32.

Bramble, W.C., Yahner, R.H. et W.R. Byrnes. 1994. Nesting of breeding birds on an electric utility right-of-way. *Journal of Arboriculture* 20:124-129.

Bramble, W.C. 1999. Effect of herbicide maintenance of an electric transmission line right-of-way on butterfly populations. *Journal of Arboriculture* 25:302–310.

Brouwer, R. et L.H.G. Slangen. 1997. Contingent valuation of public benefits of agricultural wildlife management: The case of Dutch peat meadow land. *European Review of Agricultural Economics* 25:53–72.

Cameron, D.S., Leopold, D.J. et D.J. Raynal. 1997. Effect of landscape position on plant diversity and richness on electric transmission rights-of-way in New York State. *Canadian Journal of Botany* 75:242–251.

Chagnon, M. 2008. Causes et effets du déclin mondial des pollinisateurs et les moyens d’y remédier. Québec: Fédération Canadienne de la Faune, Bureau régional du Québec, 70 p.

Ciesewicz, S.R. et R.R. Novembri. 2004. Utility vegetation management report. CN Utility Consulting, LLG report. Préparé pour la Federal Energy Regulatory Commission, 131p.

Confer, J.L. 2002. Management, vegetative structure and shrubland birds of rights-of-way. pp. 373–381 dans Goodrich-Mahony, J.W., Mutrie, D.F. et C.A. Guild (Eds.), *Proceedings of the Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, Calgary, Alberta, Canada. Oxford: Elsevier.

Confer, J.L. et S.M. Pascoe. 2003. Avian communities on utility rights-of-ways and other managed shrublands in the northeastern United States. *Forest Ecology and Management* 185:193-205.

Conniff, R. 2014. Electric Power Rights of Way: A New Frontier for Conservation. *Yale Environment* 360, 16 octobre 2014. http://e360.yale.edu/feature/electric_power_rights_of_way_a_new_frontier_for_conservation/2816/#.VEA-wFV2c8g.mailto. Site consulté le 1er décembre 2014.

COSEPAQ (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2011a. Amphibiens - Rainette faux-grillon de l'ouest - *Pseudacris triseriata* - Population des Grands Lacs / Saint-Laurent et du Bouclier canadien. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Gouvernement du Canada.

http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=1019&StartRow= Site consulté le 4 décembre 2014.

COSEPAQ (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2011b. Mammifères terrestres - Caribou - *Rangifer tarandus* - Population boréale. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Gouvernement du Canada. http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=636&StartRow= Site consulté le 22 novembre 2014.

COSEPAQ (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2011c. Oiseaux – Paruline à ailes dorées - *Vermivora chrysoptera*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Gouvernement du Canada. http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=942&StartRow= Site consulté le 25 novembre 2014.

De Blois, S., J. Brisson et A. Bouchard. 2004. Herbaceous covers to control tree invasion in rights-of-way: a review of ecological concepts and applications. *Environmental Management* 33: 606-619.

De Blois, S., J. Brisson et A. Bouchard. 2002. Selecting herbaceous plant cover to control tree invasion in rights-of-way. p. 103-110 dans: J. W. Goodrich-Mahoney, D. Mutrie et C. Guild (eds.), *Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*. 7th International symposium. Elsevier Science.

DeFalco, S. et A. Dey. 2005. Golden-winged Warbler Reproductive Success and Habitat Assessment on Utility Rights-of-way - Progress Report. New Jersey Division of Fish and Wildlife, Endangered and Nongame Species Program, 6 p.

DeGraaf, R. M., Yamasaki, M., Leak, W.B. et J.W. Lanier. 1992. New England wildlife: management of forest habitats, USDA Forest Service General Technical Report NE-144.

DeGraaf, R.M. et R.I. Miller. 1996. The importance of disturbance and land-use history in New England: implications for forested landscapes and wildlife conservation. pp. 3–35 in: DeGraaf, R.M., Miller, R.I. (Eds.), *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapers*. Chapman and Hall, New York, USA.

Deshaye, J., Fortin, C. et F. Morneau. 2000. Caractérisation de la biodiversité dans les emprises de lignes de transport d'énergie électrique situées en forêt boréale. Rapport

d'ensemble 1998-2000. Préparé par Foramec inc. Pour Hydro-Québec TransÉnergie. 101 p. et ann.

Dubé, C., Pellerin, S. et M. Poulin. 2011. Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens? *Botany* 89:91-103.

Dupras, J., Patry, C. Alam, M., Gonzalez, A. et C. Messier. 2013. Valeur économique et production de services écosystémiques dans un contexte d'emprise des lignes de distribution : utilisation de la méthode Delphi. Rapport préparé pour Hydro-Québec Distribution.

Dupras J., C. Michaud, I. Charron, K. Mayrand et J.-P. Revéret. 2013. Le capital écologique du Grand Montréal : une évaluation économique de la biodiversité et des écosystèmes de la Ceinture verte. Fondation David Suzuki, 61p.

Dupras, J. et M. Alam. 2014. Urban sprawl and ecosystem services: a half century perspective in the Montreal area (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy and Planning*, DOI: 10.1080/1523908X.2014.927755.

Environnement Canada. 2010. Règlement sur les carburants renouvelables - Résumé de l'étude d'impact de la réglementation. *Gazette du Canada* 144 (15) : 10 avril 2010.

Environnement Canada. 2014. Défrichage de la végétation en bordure du chemin et près des lignes de transport d'électricité vos obligations juridiques. Environnement Canada, 2 p. http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/CW66-297-3-2011-fra.pdf. Site consulté le 5 décembre 2014.

Environnement Canada. 2014. Programme de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*), population des Grands Lacs et Saint-Laurent et du Bouclier canadien au Canada [Proposition], Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Environnement Canada, Ottawa, 46 p.

ERCFQ (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec). 2013a. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 24 p. + 1 ann.

ERCFQ (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec). 2013b. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec 2013-2023, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p.

Ferrucci, M. et T. Walicki. 2001. Northeast Utilities wildlife habitat management plan for right-of-way areas. Technical Report. Hartford, Connecticut.

FFPQ (Forêt Faune et Parcs Québec). 2010. Rainette faux-grillon de l'ouest. Forêt Faune et Parcs Québec, Gouvernement du Québec. <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=2>. Site consulté le 4 décembre 2014.

FFPQ (Forêt Faune et Parcs Québec). 2011. Paruline à ailes dorées. Forêt Faune et Parcs Québec, Gouvernement du Québec. <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=86>. Site consulté le 25 novembre 2014.

FFPQ (Forêt Faune et Parcs Québec). 2013. Caribou des bois, écotype forestier. Forêt Faune et Parcs Québec, Gouvernement du Québec. <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53>. Site consulté le 22 novembre 2014.

Forrester, J., Leopold, D.J. et S.D. Hafner. 2005. Maintaining critical habitat in a heavily managed landscape: effects of power line corridor management on Karner Blue Butterfly (*Lycaeides Melissa samuelis*) habitat. *Restoration Ecology* 13:488-498.

Fortier, J., Messier, C. et L. Coll. 2005. La problématique de l'utilisation des herbicides en foresterie: le cas du Québec. *Vertigo* 6.

Fortin, C., Galois, P., Ouellet, M. et G.J. Doucet. 2004. Utilisation des emprises de lignes de transport d'énergie électrique par les amphibiens et les reptiles en forêt décidue au Québec. *Le Naturaliste Canadien* 128:68-75.

Fortin, C., Galois, P., Ouellet, M., Deshayé, J. et G.J. Doucet. 2008. Habitats de reproduction de la rainette faux-grillon de l'Ouest dans des emprises de lignes de transport d'énergie électrique en Outaouais. *Le Naturaliste Canadien* 132:38-44.

Fortin, C. et G.J. Doucet. 2003. Communautés de micromammifères le long d'une emprise de lignes de transport d'énergie électrique située en forêt boréale. *Le Naturaliste Canadien* 127:47-53.

Fortin, C. et G.J. Doucet. 2008. Micromammifères et emprises de lignes de transport d'énergie électrique situées en milieu forestier. *Le Naturaliste Canadien* 132:32-40.

GBC (Government of British Columbia). 2011. Interim Operating Practices for Oil and Gas Activities in Identified Boreal Caribou Habitat in British Columbia. <http://www.env.gov.bc.ca/wld/speciesconservation/bc/documents/Operating%20Practices.pdf>. Site consulté le 4 octobre 2014.

George, M. sd. Preventing Wildlife Injuries From Right-of-Way Brushing. Yukon Department of Environment. <http://www.env.gov.yk.ca/publications-maps/documents/PreventingWildlifeInjuriesfromRight-of-WayBrushing.pdf> Site consulté le 17 octobre 2014.

Gouvernement du Canada. 2014. Loi sur les espèces en péril. Gouvernement du Canada, 95 p.

Gouvernement du Québec. 2013. Stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013. Gouvernement du Québec, 74 p.

Gouvernement du Québec. 2014a. Loi sur les pesticides, chapitre P-9.3. Gouvernement du Québec.

Gouvernement du Québec. 2014b. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État, chapitre A-18.1, r. 7. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. Gouvernement du Québec.

GWWG (Golden-winged Warbler Working Group). 2013. Best Management Practices for Golden-winged Warbler Habitats in the Great Lakes Region – A guide for Land Managers and Landowners. Cornell Lab of Ornithology, 6 p.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J. C. et A.D. Munson. 2010. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecology and Management* 260:219-228.

Hobbs, R. J. (Ed.). 2000. Invasive species in a changing world. Island Press.

Horn, M. 2008. Pollinator Park: The Pathway to Pollination Protection. Résumé des Pollinator Workshops, 7 et 8 mars 2008, Guelph, Ontario, 12 p.

HQT (Hydro-Québec TransÉnergie). 2010. La protection de l'environnement lors des travaux de maîtrise intégrée de la végétation (MIV) dans les emprises de lignes aériennes de transport. Hydro-Québec TransÉnergie, 44 p.

HQT (Hydro-Québec TransÉnergie). 2013a. Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes 1973-2013 - Biodiversité dans les emprises. Hydro-Québec TransÉnergie, 16p.

HQT (Hydro-Québec TransÉnergie). 2013b. Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes 1973-2013 - Maîtrise intégrée de la végétation dans les emprises. Hydro-Québec TransÉnergie, 48 p.

HQT (Hydro-Québec TransÉnergie). 2013c. Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes 1973-2013 – Ravages du cerf de Virginie. Hydro-Québec TransÉnergie, 19 p.

Hydro-Québec. 2014. Rapport sur le développement durable 2013. Hydro-Québec Affaires corporatives et secrétariat général, 72 p.

Hunter, M.L. et J. Gibbs. 2007. Fundamentals of Conservation Biology – Third Edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Hydro-Québec. 2013. Plan d'action de développement durable 2013-2016. 15 p.

James, A.R.C. et A.K. Stuart-Smith. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64: 154-159.

James, A.R.C., Boutin, S., Hebert, D.M. et A.B. Rippin. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* 68:799-809.

Javorek, S.K. et M.C. Grant. 2011. Tendances de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles du Canada, de 1986 à 2006. *Biodiversité canadienne : état et tendances des*

écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique no 14. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, (Ont.). 51 p.

Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J. et F. Belzile. 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology* 45:459–466.

Joro Consultants Inc. 2011. Bipole III Transmission Project: Caribou Technical Report. 205p.

Joyal, R., Lamothe, P. et R. Fournier. 1984. L'utilisation des emprises de lignes de transport d'énergie électrique par l'orignal (*Alces alces*) en hiver. *Canadian Journal of Zoology* 62:260-266.

Kearns, C.A. et D.W. Inouye. 1997. Pollinators, flowering plants, and conservation biology. *BioScience* 47:297–307.

King, D.I. et B.E. Byers. 2002. An evaluation of powerline rights-of-way as habitat for early-successional shrubland birds. *Wildlife Society Bulletin* 30:868-874.

King, D.I., Chandler, R.B., Schlossberg, S. et C.C. Chandler. 2009. Habitat use and nest success of scrub-shrub birds in wildlife and silvicultural openings in western Massachusetts, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257:421-426.

Klumpp, K., Tallec, T., Guix, N. et J. F. Soussana. 2011. Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology* 17:3534–3545.

Lensu, T., Komonen, A., Hiltula, O., Päivinen, J., Saari, V. et J.S. Kotiaho. 2011. The role of power line rights-of-way as an alternative habitat for declined mire butterflies. *Journal of Environmental Management* 92:2539-2546.

Lentz, D.R *et al.* 2010. Wisconsin Statewide Karner Blue Butterfly Habitat Conservation Plan - Updated for Application to Renew Federal Fish and Wildlife Permit TE010064-5. Wisconsin Department of Natural Resources, 77 p.

Lesmerises, F., Dussault, C., Drapeau, P. et M.-H. St-Laurent. 2013. Évaluation des impacts des lignes de transport d'énergie sur l'écologie spatiale du caribou forestier au Québec. Rapport scientifique présenté à Hydro-Québec, Rimouski (Québec). 56 p.

Lesmerises, F., Dussault, C. et M.-H. St-Laurent. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly boreal forest. *Forest Ecology and Management* 276: 125-131.

Loewen, B. 2009. Le paysage boisé et les modes d'occupation de l'île de Montréal, du Sylvicole supérieur récent au XIXe siècle. *Recherches amérindiennes au Québec* 39:5-21.

Losey, J. E. et M. Vaughan. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56:311–323.

Manitoba Hydro. 2012. Sustainable Development Report. Manitoba Hydro, 54 p.

Manitoba Hydro. 2014. Bipole III Transmission Project Construction Environmental Protection Plan - Construction Section N4 Environmentally Sensitive Site Locations. http://www.hydro.mb.ca/projects/bipoleIII/pdfs/environmental_protection/bpIII_cenvp_p_n4_mapbook_pr_173to180.pdf Site consulté le 3 octobre 2014.

Marsh, D.M., Thakur, K.A., Bulka, K.C. et L.B. Clarke. 2004. Dispersal and colonization through open fields by a terrestrial, woodland salamander. *Ecology* 85:3396-3405.

Marshall, J.S. et L.W. Vandruff. 2002. Impact of selective herbicide right-of-way vegetation treatment on birds. *Environmental Management* 30:0801-0806.

Marois, C., Deslauriers, P. et C. Bryant. 1991. Une revue de la littérature scientifique sur l'étalement urbain et sur les relations urbaines-agricoles dans la frange urbaine : le cas de la région métropolitaine de Montréal, dans le contexte nord-américain. *Espace, populations, sociétés* 2:325–334.

Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66: 185-194.

McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P. et J.K. Waage (eds.) 2001. A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 50 p.

Messier, C., Puettmann, K., Chazdon, R., Andersson, K.P., Angers, V.A., Brotons, L., Filotas, E., Tittler, R., Parrott, L. et S.A. Levin. 2015. From Management to Stewardship: Viewing Forests As Complex Adaptive Systems in an Uncertain World. Sous presse dans Conservation Letters.

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.

MJC (Ministre de la Justice du Canada). 2014. Règlement sur les oiseaux migrateurs, C.R.C., ch. 1035. Ministère de la Justice du Canada, 84 p.

Montpetit T., Tanguay L. et N. Roy. 2010. Protocole et principes d'aménagement et de suivi de nouveaux habitats pour la rainette faux-grillon. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil, 23 p.

Morneau, F., Doucet, G.J., Giguere, M. et M. Laperle. 1999. Breeding bird species richness associated with a powerline right-of-way in a northern mixed forest landscape. Canadian Field Naturalist 113:598–604.

Nekola, J. C. 2012. The impact of a utility corridor on terrestrial gastropod biodiversity. Biodiversity and Conservation 21:781-795.

NJA (New Jersey Audubon). 2013. Management of Early Successional Habitat in Utility Rights-of-way in NJ Highlands to Benefit Golden-winged Warbler. <http://www.njaudubon.org/SectionResearch/ResearchHeadlines/PSEG-ROWManagement2012.aspx>. Site consulté le 4 décembre 2014.

Nowak D.J., Crane, D.E. et J.C. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban Forestry and Urban Greening 4:115-123.

Noss, R.F. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. Landscape linkages and biodiversity. Island Press, Washington, DC, USA, 27-39.

Noss, R.F. 2001. The ecological effects of roads. pp. 7-24 in Proceedings from Managing Roads for Wildlife, Crownest Pass, Alberta.

NUSC (Northeast Utilities Service Company) 2014. Land management. http://www.nu.com/responsible_energy/our-environment/Land-Management.html. Site consulté le 14 octobre 2014.

Ouranos. 2010. Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois, Montréal, 48 p.

Petzinger, S., Langen, T.A., Kubel, J.E., Roth, A. et S. Barker Swarthout. Sd. Best Management Practices For Golden-winged Warbler Habitat on Utility Rights-of-way in the Great Lakes. Golden-winged Warbler Working Group, 2 p.

PGC-PFBC (The Pennsylvania Game Commission and Pennsylvania Fish and Boat Commission). 2008. Pennsylvania's Wildlife Action Plan - VERSION 1.0a. The Pennsylvania Game Commission and Pennsylvania Fish and Boat Commission.

PSCW (Public Service Commission of Wisconsin). 2013. Environmental Impacts of Transmission Lines. Public Service Commission of Wisconsin, 31 p.

Rager, M., Adams, L.D. et V. Wojcik. 2013. Monarch Habitat Development on Utility Rights of Way - Northeast. Pollinator Partnership, 31 p.

Ricard, J.-G., et G.J. Doucet. 1999. Winter use of powerline rights-of-way by moose (*Alces alces*). *Alces* 35:31-40.

Roth, A.M., Rohrbaugh, R.W., Aldinger K. *et al.* 2012. Golden-winged Warbler breeding season conservation plan. pp. 3.1-3.90 dans Roth, A.M., R.W. Rohrbaugh, T. Will, et D.A. Buehler, ed. 2012. Golden-winged Warbler status review and conservation plan. Golden-winged Warbler Working Group.

ROWSC (Right-of-Way Stewardship Council). 2014. Accreditation Standards for Assessing IVM Excellence. Right-of-Way Stewardship Council, 35 p.

ROWTF-NAPPC (Rights of Way Task Force of the North American Pollinator Protection Campaign). Sd. Plight of the Pollinator: Save Money, Time and Energy with IVM and Energy Rights-of-Way for Wild Pollinators. North American Pollinator Protection Campaign, 2 p.

RQO (Regroupement QuébecOiseaux). 2012. Les emprises électriques : des habitats importants pour la paruline à ailes dorées. Rapport présenté à Hydro-Québec, 20 p.

Russell, K.N., Ikerd, H. et S. Droege. 2005. The potential conservation value of unmowed powerline strips for native bees. *Biological Conservation*, 124:133-148.

Sauer, J.R., Hines, J.E., Fallon, J.E., Pardieck, K.L., Ziolkowski, D.J. et W.A. Link. 2013. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2011. Version 07.03.2013, Laurel, MD. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html>. Site consulté le 28 novembre 2014.

Schaefer, V. 2002. Right-of-way management in support of biological conservation. Pp. 303-307 in: Goodrich-Mahoney JW, Mutrie D, Guild C (eds). *Proceedings of the Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, Calgary, Alberta, Canada. Oxford: Elsevier.

Schlossberg, S. et D.I. King. 2007. Ecology and Management of Scrub-shrub Birds in New England: A Comprehensive Review. Rapport soumis au USDA Natural Resources Conservation Service, Resource Inventory and Assessment Division, 120 p.

Schreiber, R. K. et J.H. Graves. 1977. Powerline Corridors as Possible Barriers to the Movements of Small Mammals. *The American Midland Naturalist* 97:504-508.

Seip, D.R. 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer* 7:46-52.

Smallidge, P.J., Leopold D.J. et C.M. Allen. 1996. Community Characteristics and Vegetation Management of Karner Blue Butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) Habitats on Rights-of-Way in East-Central New York, USA. *Journal of Applied Ecology* 33:1405-1419.

Stokkan, K.A., Folkow, L., Dukes, J., Neveu, M., Hogg, C., Siefken, S., Dakin, S.C. et J., G. 2013. Shifting mirrors: adaptive changes in retinal reflections to winter darkness in Arctic reindeer. *Proceedings of the Royal Society B* 280:20132451.

Sullivan, T., Rigby, M., Cary, D. et M. Gach. 2012. Urban Wildlife Sanctuary along an Electric Transmission Right-of-Way: A Successful Partnership and IVM Demonstration. *Environmental Concerns in Rights-of-Way Management - 10th International Symposium*. Phoenix, Arizona, USA, 30 septembre - 3 octobre 2012.

Temple, S. A. 1996. Ecological principles, biodiversity, and the electric utility industry. *Environmental Management* 20:873-878.

Tewksbury, J.J., Levey, D.J., Haddad, N.M., Sargent, S., Orrock, J.L., Weldon, A. *et al.* 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99:12923-12926.

Thiffault, N. et R. Jobidon. 2006. How to shift unproductive *Kalmia angustifolia*-*Rhododendron groenlandicum* heath to productive conifer plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 36:2364-2376.

Thompson, F.R. et R. M. DeGraaf. 2001. Conservation Approaches for Woody, Early Successional Communities in the Eastern United States. *Wildlife Society Bulletin* 29:483-494.

Tyler, N., Stokkan, K.A., Hogg, C., Nellemann, C., Vistnes, A.I., et G. Jeffery. 2014. Ultraviolet vision and avoidance of power lines in birds and mammals. *Conservation Biology* 28:630-631.

USFWS-NCTC (U.S. Fish and Wildlife Service – National Conservation Training Center). 2011. Managing Utility Rights-of-Way for Wildlife Habitat - NCTC Course Number: CSP7179 – A Self Study Guide. Produced to accompany the U.S. Fish and Wildlife Service training DVD: “Managing Utility Rights-of-Way for Wildlife Habitat”, 30 p.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy et O. Strand. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68:101-108.

Wagner, D.L., et J.S. Ascher. 2008. Rediscovery of *Epeoloides pilosula* (Cresson) (Hymenoptera: Apidae) in New England. *Journal of the Kansas Entomological Society* 81:81-83.

Wagner, D.L. et K. Metzler. 2011. Final report: insect survey for interstate reliability project. Unpublished document, Northeast Utilities, Hartford, Connecticut. <http://www.transmission-nu.com/residential/projects/IRP/Supplemental%20MCF/Volume%204%20-%20Environmental%20EX%202.PDF> Site consulté le 14 novembre 2014.

Wagner, D.L., Metzler, K.J., Leicht-Young, S.A. et G. Motzkin. 2014a. Vegetation composition along a New England transmission line corridor and its implications for other trophic levels. *Forest Ecology and Management* 327:231-239.

Wagner, D.L., Ascher, J.S. et N.K. Bricker. 2014b. A Transmission Right-of-Way as Habitat for Wild Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Connecticut. *Annals of the Entomological Society of America*, 107:1110-1120.

Weldon, A.J. et N.M. Haddad. 2005. The effects of patch shape on Indigo Buntings: evidence for an ecological trap. *Ecology* 86:1422–1431.

WHC (Wildlife Habitat Council). *Sd. Wildlife on Rights-of-Way – Suggested Best Management Practices*. Wildlife Habitat Council, 4 p.

Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. DeCesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmhurst et M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48: 1535-1542.

Willyard, C.J., Tikalsky, S.M. et P.A. Mullins. 2004. *Ecological Effects of Fragmentation Related to Transmission Line Right-of-Way: A Review of the State of the Science*. Resource Strategies Inc, Madison, Wisconsin, 63 p.

Wojcik, V.A. et S. Buchmann. 2012. Pollinator conservation and management on electrical transmission and roadside rights-of-way: a review. *Journal of Pollination Ecology* 7:16-26.

Yahner, R.H. 1991. Avian nesting ecology in small even-aged stands. *Journal of Wildlife Management* 55:155–159.

Yahner, R.H. 2004. Wildlife Response to More Than 50 Years of Vegetation Maintenance on a Pennsylvania, US, Right-of-Way. *Journal of Arboriculture* 30:123-126.

Yahner, R.H., Bramble, W.C. et W. R. Byrnes. 2001. Effect of vegetation maintenance of an electric transmission right-of-way on reptile and amphibian populations. *Journal of Arboriculture* 27:24-28.

Yahner, R.H., Hutnik, R.J. et S.A. Liscinsky. 2002. Bird populations associated with an electric transmission right-of-way. *Journal of Arboriculture* 28:123–130.

Yahner, R.H. et R.J. Hutnik. 2004. Integrated Vegetation Management on an Electric Transmission Right-of-Way in Pennsylvania, US. *Journal of Arboriculture* 30:295-300.

Young, A.S., Chang, S. et R.R. Sharitz. 2007. Reproductive ecology of a federally endangered legume, *Baptisia arachnifera*, and its more widespread congener, *B. lanceolata* (Fabaceae). *American Journal of Botany* 94:228-236.