

humaines (Lavoie et al. 2014). Ces nuisances posent des problèmes de plus en plus complexes aux décideurs et entraînent parfois des impacts écologiques aux écosystèmes (Vilà et al. 2011). Dans certains cas, des interventions urgentes sont nécessaires afin de limiter les impacts potentiels.

1.2 Impacts des invasions biologiques et de l'envahissement par des plantes sur un habitat

Les espèces végétales envahissantes sont majoritairement introduites de façon volontaire (Ruiz et Carlton 2003). Toutefois, des espèces indigènes peuvent aussi occasionnellement se propager rapidement dans des habitats qu'elles n'avaient pas occupé auparavant (Richardson et al. 2000). Certaines explosent sur le plan démographique à cause des modifications environnementales provoquées par les perturbations anthropiques ou naturelles (Lavoie et al. 2005a; Lefeuvre 2013). La disparition de barrières naturelles confère à ces envahisseurs, exotiques ou indigènes, un avantage compétitif par rapport aux autres plantes. Ils se propagent rapidement et occupent une position dominante dans les écosystèmes d'accueil (Valéry et al. 2008). Cependant, ils ont, dans la plupart des cas, un impact faible sur l'écosystème (Lavoie et al. 2014).

La prolifération de plantes dans un milieu peut affecter le fonctionnement d'un écosystème (Vitousek et al. 1987; Vilà et al. 2011; Pyšek et al. 2012). Par exemple, elles peuvent provoquer des changements dans le recyclage et la disponibilité des nutriments (Ehrenfeld 2003) et altérer les régimes de perturbations naturelles d'un territoire, tels que les cycles d'incendie et l'érosion (Mack et D'Antonio 1998; Brooks et al. 2004). De plus, ces populations végétales très productives et dominantes sont capables de déloger des plantes indigènes (Callaway et Aschehoug 2000; Saltonstall 2002), diminuer la diversité en espèces (Hejda et al. 2009; Vilà et al. 2011) et modifier la composition d'un habitat en espèces végétales indigènes (MacDougall et Turkington 2005). Ces changements biotiques et abiotiques contribuent à l'homogénéisation du biote (Olden et al. 2004) et la création de nouveaux écosystèmes (Hobbs et al. 2006). Par ailleurs, ils peuvent engendrer la perte de services écologiques (Eviner et al. 2012). Cela a pour effet de compromettre la disponibilité des ressources et le bien-être humain (Pejchar et Mooney 2009; Pyšek et Richardson 2010). À la lumière de ces constatations, il semble probable que

l'impact négatif global des espèces végétales envahissantes surpasse largement l'ensemble des services écologiques bénéfiques qu'elles peuvent procurer dans leur environnement dont : l'épuration de l'eau, le contrôle des inondations et de l'érosion, la régulation du climat, la séquestration du carbone, le maintien de la fertilité des sols et la production de nourriture (Eviner et al. 2012).

Il est difficile de prédire et mesurer la susceptibilité d'une espèce végétale à afficher un caractère envahissant ou d'un habitat à être envahi par une espèce envahissante. Ce phénomène est illustré par deux concepts reconnus pour leur importance dans le processus d'envahissement : le caractère envahissant d'une espèce et le risque d'invasion d'un habitat (Lonsdale 1999; Davis et al. 2000; Richardson et Pyšek 2006). Ainsi, un écosystème est plus propice à l'envahissement lorsqu'il est exposé à une pression élevée en diaspores (Williamson et Fitter 1996; Kolar et Lodge 2001; Lockwood et al. 2005). Un milieu sera plus vulnérable aux invasions s'il est sujet à de fortes perturbations anthropiques (Blumenthal 2005; Rejmánek et al. 2005; Pyšek et al. 2010) et à une disponibilité accrue en ressources (nutriments, lumière, eau, etc.; Tilman 1985; Blumenthal 2005; Chytrý et al. 2008).

1.3 Dégradation des milieux humides

Parmi tous les écosystèmes, les milieux humides tendent à être particulièrement vulnérables à l'envahissement par des plantes, puisqu'ils se trouvent dans les parties basses d'un bassin versant où s'accumulent divers débris organiques, les sédiments (sable, limon et argile), l'eau et les nutriments pouvant faciliter ces invasions (Zedler et Kercher 2004). Ainsi, parmi la trentaine d'espèces végétales reconnues comme étant les plus envahissantes à travers le monde, 24 % d'entre elles (8 sur 33) sont des espèces végétales envahissantes sont des plantes de milieux humides (Zedler et Kercher 2004).

Plusieurs activités d'origine anthropique ont fortement contribué à la dégradation voire la perte des milieux humides à l'échelle globale (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Les causes exactes de ces dégradations sont nombreuses et elles sont généralement liées aux activités humaines, considérées comme des sources de pollution, fragmentation et transformation des

paysages (Moser et al. 1996; Millennium Ecosystem Assessment 2005; van Asselen et al. 2013). Parmi ces activités, il y a le drainage, la conversion de l'usage des terres, l'eutrophisation, l'envasement des cours d'eau, la surexploitation et l'envahissement par des espèces exotiques (Cronk et Fennessy 2001; Zedler et Kercher 2005). Par exemple, au Québec, les activités agricoles et sylvicoles ont perturbé près de 20 % de la superficie totale des milieux humides des Basses-Terres du Saint-Laurent sur une période de 22 années (Pellerin et Poulin 2013).

1.4 Écologie des tourbières

Les tourbières sont des écosystèmes à drainage variable, où le processus d'accumulation organique prévaut sur les processus de décomposition, sont marqués par la formation de tourbe riche en carbone organique d'une épaisseur pouvant atteindre 10 m (Rydin et Jeglum 2013). Il est possible de distinguer deux principaux types de tourbières en fonction de leurs caractéristiques hydriques, physicochimiques de l'eau et la tourbe et leur composition végétale : les tourbières ombrotrophes et minérotrophes. L'écosystème d'étude se concentre spécifiquement sur les tourbières ombrotrophes. Les tourbières ombrotrophes, communément appelées bogs, ont une morphologie bombée et sont dominées par des sphaignes, souvent accompagnées de plantes herbacées, d'arbustes (éricacées) et d'arbres comme le mélèze laricin et l'épinette noire (Payette et Rochefort 2001). La présence de plantes typiques de milieux humides, telles que la quenouille et le roseau, est généralement faible (- 1 %) dans les parties naturelles des bogs de la région du Bas-Saint-Laurent (Poulin et al. 2013).

1.5 Envahissement des bogs par des hélophytes

Jusqu'à ce jour, peu de cas d'envahissement d'un bog par des espèces hélophytes ont été répertoriés en Amérique du Nord et documentés dans la littérature scientifique. Les hélophytes sont définies comme des plantes semi-aquatiques typiquement de marais dont l'appareil végétatif et reproducteur est totalement aérien et dont les racines ou rhizomes se développent dans la vase ou dans une terre gorgée d'eau (Tiner 1991). Parmi les quelques cas documentés à ce jour, celui de l'envahissement des bogs du nord-ouest du Michigan (États-Unis) est particulièrement révélateur. La quenouille (*Typha latifolia*) et le roseau (*Phragmites australis*) ont envahi la rive de certains lacs peu profonds entrecoupant ce complexe tourbeux à la suite de perturbations

causées par les feux et le piétinement de la flore. Ces perturbations ont contribué à l'élimination du tapis de sphaignes et de la couche superficielle de tourbe (Gates 1942).

D'autres types de plantes peuvent envahir les bogs. Par exemple, l'envahissement d'une tourbière par le bouleau (*Betula* spp.) est un phénomène qui a souvent été observé au Québec et ailleurs au Canada, ainsi qu'en Europe (Jonsson-Ninniss et Middleton 1991; Meade 1992; Lavoie et Rochefort 1996; Girard et al. 2002; Diamond et al. 2003; Lavoie et al. 2005b; Fay et Lavoie 2009). D'autres études menées principalement en Europe ont fait mention de l'envahissement par une mousse brune (*Campylopus introflexus*), des herbacées (*Molinia caerulea*, *Sarracenia flava*, *Sarracenia purpurea*), une fougère (*Pteridium aquilinum*), une éricacée (*Rhododendron ponticum*), ainsi que différentes espèces de conifères (*Picea sitchensis*, *Pinus contorta*, *Pinus sylvestris*). Ces envahissements résultent dans la plupart des cas de perturbations anthropiques sévères, d'un assèchement de la tourbe ou d'un dépôt excessif en azote (Smart et al. 1986; Tomassen et al. 2004; Malone et O'Connell 2009; Gogo et al. 2011; Rydin et Jeglum 2013; Lindsay 2014; Jukonienė et al. 2015; Swindles et al. 2016; Walker et al. 2016).

Les bogs sont généralement des milieux moins propices à la présence de plantes envahissantes, puisque leurs conditions abiotiques sont hostiles (Zefferman et al. 2015). Ils reçoivent leurs apports en éléments nutritifs et en eau du vent et des précipitations atmosphériques. Ils sont isolées des eaux souterraines, ce qui fait en sorte que l'eau et la tourbe y sont acides (pH de 3,5 à 4,2) et très pauvres en éléments minéraux et nutritifs (Payette 2001; Rydin et Jeglum 2013). Par contre, la dégradation de ces milieux par les activités humaines a nettement contribué à modifier ces conditions. Par exemple, le drainage intensif d'un bog abaisse le niveau de la nappe phréatique et augmente les fluctuations de cette dernière (Price et al. 2003). De plus, l'aspiration des horizons superficiels lors de l'extraction de tourbe à des fins horticoles augmente le pH et la conductivité électrique de la tourbe. Elle augmente aussi les concentrations en calcium et ammonium, mais diminue la biodisponibilité de certains éléments minéraux et nutritifs (sodium et phosphore; Andersen et al. 2011). Il est possible que la modification des conditions hydriques et physicochimiques de la tourbe des bogs perturbés puisse faciliter l'établissement et la prolifération de certaines héliophytes, puisqu'elles affectionnent les zones

humides non saturées d'eau en permanence, tolèrent de fortes fluctuations de la nappe phréatique et sont compétitives pour l'eau et les nutriments grâce à leur réseau racinaire bien développé (Tulbure et al. 2007; Johnston et al. 2009). Les perturbations anthropiques peuvent donc avoir des impacts négatifs sur la richesse en espèces de sphaignes (Tousignant et al. 2010). Elles peuvent également induire des effets à long terme sur certaines fonctions d'une tourbière comme la capacité à stocker l'eau et le carbone (Laine et al. 1995; Ward et al. 2007).

L'extraction de la tourbe à des fins horticoles est une source importante de perturbations anthropiques des bogs dans l'Est du Canada (Poulin et al. 2004). Il s'agit d'une activité répandue au Québec méridional (Payette et Rochefort 2001; Poulin et al. 2004). Elle se fait principalement par la méthode d'aspiration (Landry 2008), qui requiert le drainage du site et le retrait du couvert végétal. À la fin de la vie industrielle de la tourbière, une couche épaisse de tourbe a été extraite. Le réservoir de graines a par conséquent été éliminé (Salonen 1987) et l'hydrologie grandement altérée (Price et al. 2003). Il en résulte de grandes superficies de tourbe résiduelle très décomposée et compacte (Price et Whitehead 2001). La couche superficielle est instable et soumise à l'érosion éolienne et au soulèvement gélival (Campbell et al. 2002). Ces conditions ne sont pas favorables à la croissance de la sphaigne. Plusieurs décennies après l'arrêt des activités d'extraction de la tourbe, la régénération naturelle par les sphaignes et autres plantes typiques des bogs est très lente (Lavoie et Rochefort 1996; Lavoie et al. 2005b). Cependant, cette surface peut parfois devenir favorable à certaines plantes rudérales tolérantes aux perturbations (Poulin et al. 2005) ou être dominée par une seule espèce durant plusieurs décennies (Poschlod et al. 2007).

1.6 Restauration écologique des tourbières dégradées

Depuis le début des années 1990, des efforts ont été entrepris dans le but de restaurer les bogs fortement perturbés grâce à la réintroduction active d'une végétation typique de ces milieux (Rochefort et Lode 2006). Il s'est avéré que la restauration des tourbières pouvait potentiellement limiter l'expansion excessive de certaines espèces indésirables et atypiques des bogs (Poulin et al. 2013). En Amérique du Nord, la restauration écologique des bogs à partir de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal développée par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET ; Quinty et Rochefort 2003) constitue une des pratiques employées pour

restaurer un milieu dégradé et favoriser le retour à un écosystème fonctionnel (González et Rochefort 2014). Il s'agit de rétablir un couvert végétal principalement composé de mousses du genre *Sphagnum*. La restauration par transfert du tapis muscinal comporte plusieurs autres objectifs, comme le rétablissement d'un régime hydrologique propre aux tourbières (Rochefort et al. 2003) et le retour des cycles biogéochimiques et des interactions plantes-micro-organismes comparables à ceux d'une tourbière naturelle (Andersen 2006). Cette approche de restauration peut aussi assurer la présence d'une structure de végétation propre aux tourbières qui favorise la biodiversité faunique et floristique et qui permet à l'écosystème de résister aux invasions biologiques (Payette et Rochefort 2001), dont l'invasion par des espèces envahissantes atypiques des bogs (Gorham et Rochefort 2003).

Les tourbières à sphaignes revêtent une valeur exceptionnelle dans l'ensemble des écosystèmes du Québec. Par contre, leur envahissement par des plantes habituellement non présentes ou peu abondantes peut représenter des risques inhérents à leur intégrité écologique. C'est pourquoi des interventions visant à freiner l'expansion ou diminuer la dominance de ces plantes doivent être entreprises rapidement lorsqu'une espèce réussit à s'établir et à se propager. À ce titre, l'article 8h de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (CDB), ratifiée par le Canada en 1992, stipule que chaque partie contractante doit « *empêcher d'introduire, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces* » (Nations Unies 1992). D'ailleurs, la Convention relative aux zones humides d'importance internationale (Convention de Ramsar 1971) considère les plantes exotiques envahissantes comme une des trois plus grandes menaces aux zones humides (sites Ramsar). De plus, la recommandation 6.1 (CdP 6) de cette convention encourage les parties contractantes « *à soutenir des programmes de recherche, particulièrement sur le fonctionnement des tourbières et sur la restauration des écosystèmes de tourbières dégradés* » (Convention de Ramsar 2013). Depuis ce jour, la onzième Conférence des Parties (CdP 11) de la CDB, qui s'est tenue en 2012, a demandé aux parties contractantes « *d'envisager, lors de l'élaboration de leurs stratégies nationales ou régionales sur les espèces exotiques envahissantes des mesures appropriées en faisant usage de l'ensemble des mesures de détection précoce, de contrôle et/ou d'éradication* » (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2012). Il apparaît donc primordial, tel que souligné par Daehler (2003), d'intégrer des pratiques environnementales

planifiées et définies en connaissance de l'espèce et du type d'habitat, afin d'apporter des solutions face aux problèmes que pose la gestion des espèces végétales envahissantes.

1.7 Objectifs généraux et hypothèses

Cette étude vise, dans un premier temps, à dresser un portrait de l'abondance de certaines plantes jugées potentiellement envahissantes dans quelques tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent où des activités d'extraction de la tourbe à des fins horticoles ont eu lieu. À première vue, deux espèces de plantes atypiques des bogs et potentiellement envahissantes, *Typha latifolia* et *Phragmites australis* semblent former des populations denses dans les canaux de drainage et sur la tourbe adjacente à ces canaux. L'hypothèse émise est que ces héliophytes devraient proliférer davantage dans les bogs non restaurés, à l'endroit où les conditions sont les plus humides et où leur système racinaire peut avoir accès à l'eau et aux nutriments du sol. De plus, les conditions qui prévalent dans un bog restauré sont, *a priori*, moins favorables à l'établissement et la croissance d'héliophytes. Elles sont plus acides comparativement à celles caractérisant habituellement un bog non restauré (Andersen et al. 2010, 2011). Dans un deuxième temps, cette étude vise à déterminer les méthodes de lutte les plus appropriées aux tourbières pour empêcher la dominance ou freiner l'expansion de ces plantes envahissantes. La mise en place d'expériences pour tester ces méthodes a pour but de fournir des techniques pouvant être appliquées dans un contexte de restauration, conservation ou utilisation industrielle d'un bog.