

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LA CONSERVATION DES PLANTES RARES MENACÉES PAR LA
CONSTRUCTION ROUTIÈRE : UNE EXPÉRIENCE DE TRANSPLANTATION
AVEC *CAREX PLATYPHYLLA* CAREY (CYPERACEAE)

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
VIRGINIE BACHAND-LAVALLÉE

JANVIER 2007

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Les personnes envers qui j'ai de la reconnaissance pour m'avoir soutenue tout au long de ces études sont nombreuses. J'espère que je n'oublie personne. Je commencerai d'abord par ma directrice, Mme Andrée Nault, qui a su me poser les bonnes questions pour faire avancer ma réflexion, m'a permis de trouver un projet pour financer ma recherche et m'a toujours encouragée dans la poursuite de ma maîtrise. Merci pour la merveilleuse relation de mentorat que nous avons pu construire. Je remercie également mon co-directeur, M. Pierre Drapeau, qui m'a permis de participer à une super équipe de laboratoire, m'a toujours donné des commentaires constructifs et m'a épaulée malgré les événements de la vie.

Un grand merci aussi à Mme Ginette Claude et toute l'équipe du ministère des Transports pour m'avoir permis d'acquérir une expérience de travail très enrichissante pendant mes études de maîtrise et pour avoir contribué à financer ce projet. J'aimerais également adresser mes sincères remerciements à Nadia Cavallin et Véronique Arvisais, aides de terrain dévouées. À une chère amitié qui s'est développée pendant cette période universitaire, Marie-Hélène Croisetière, a été l'objet de mon admiration et un modèle à suivre. Merci à Matthew Wild pour l'aide dans les analyses de sol. J'aimerais remercier le Biodôme de Montréal pour avoir fourni de l'équipement, ainsi que les employés de la division de la recherche pour leur soutien à divers étapes de mon cheminement. Les gestionnaires du parc de la Gatineau où j'ai fait mes transplantations ont toute ma reconnaissance pour leur collaboration.

Je voudrais remercier, Kiya, mon tendre mari qui m'a soutenue à plusieurs niveaux pendant cette période, et a résisté même à l'insupportable. Merci à ma fille, Payse, dont l'existence m'apporte les plus grandes joies de la vie. Merci à mes parents qui m'ont donné un soutien moral et physique du domaine de l'amour inconditionnel. Merci aux grands-parents de Payse, qui ont pris soin d'elle lorsque nécessaire sans

que je me fasse du souci. Je remercie tout particulièrement le dévoué Mehdi Tabassian, sans qui je n'aurais peut-être pu finir à temps.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire a été rédigé sous forme d'article avec une introduction générale et une conclusion générale rédigées en français. La récolte des données, l'analyse des résultats et la rédaction de l'article est mon œuvre, seule, à titre de premier auteur. L'article est à soumettre à la revue scientifique *Restoration ecology*. Ma directrice Andrée Nault et mon co-directeur Pierre Drapeau en seront les co-auteurs.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	iv
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 La situation des espèces à statut précaire dans le Québec méridional	1
1.2 Minimiser les impacts du réseau routier : un premier regard.....	2
1.3 La compensation par la conservation des espèces végétales.....	3
1.3.1 Protection de l'habitat résiduel.....	3
1.3.2 Relocalisation	4
1.3.3 Conservation <i>ex situ</i>	5
1.4 Mitiger les impacts: la question n'est pas close.....	6
1.5 Optimiser la conservation des plantes : quelle approche adopter ?.....	7
CHAPITRE II	
CONSERVING RARE PLANT POPULATIONS THREATENED BY HIGHWAY CONSTRUCTION: A TRANSPLANTATION EXPERIMENT WITH <i>CAREX PLATYPHYLLA CAREY</i> (CYPERACEAE).....	9
RÉSUMÉ	10
ABSTRACT	11
2.1 Introduction	12
2.2 Methodology.....	14
2.2.1 The plant.....	14
2.2.2 Study sites	14
2.2.3 Experimental design.....	15
2.2.4 Statistical analyses.....	17
2.3 Results	19
2.3.1 Transplantation impact.....	19

2.3.2 Competition treatment effect	20
2.3.3 Site effect.....	21
2.4 Discussion.....	22
2.4.1 Transplantation method.....	22
2.4.2 Removal of competing vegetation	23
2.4.3 Site effect.....	25
2.4.4 Alternative translocation of <i>Carex platyphylla</i>	25
2.4.5 Broad implications.....	26
2.5 Conclusion	27
FIGURES AND TABLES.....	28
LITERATURE CITED.....	42
CONCLUSION GÉNÉRALE	47
LISTE DE RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION GÉNÉRALE	50

LISTE DES FIGURES

Figure 1: <i>C. platyphylla</i> plant, two years after transplantation in Gatineau Park....	29
Figure 2: Phenology of <i>Carex platyphylla</i> and most <i>Carex</i> sp.....	30
Figure 3: Localization of the study areas.....	31
Figure 4: Experimental design of our transplantation experiment.....	32
Figure 5: Survival in transplant and control sites of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec, Canada.....	33
Figure 6: Effect of transplantation treatment on plant growth and vegetative reproduction for <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec: a) individual plants growing, b) plant growth rate and c) individuals reproducing vegetatively.....	34
Figure 7: Effect of transplantation treatment on plant sexual reproduction of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec: a) mean number of flowering culm per reproductive plant and b) fruiting success of flowering culm per reproductive plant.....	35
Figure 8: Effect of competition removal treatment on plant attributes of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec: a) mean relative vegetative reproduction per plant and b) fruiting success of flowering culm per reproductive plant.....	36

LISTE DES TABLEAUX

Table 1	Comparison of physical habitat characteristics for the studied sites of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec.....	37
Table 2	Frequency analysis for survival and growth of <i>C. platyphylla</i> transplantation experiment in Southwestern Quebec..	38
Table 3	ANOVA's of transplantation, competition removal and site on growth of studied plants of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec.....	39
Table 4	Frequency analysis for sexual reproduction, fruiting success and vegetative reproduction of <i>C. platyphylla</i> transplantation experiment in Southwestern Quebec.....	40
Table 5	Wilcoxon-Mann-Whitney non-parametric analysis for quantitative data of growth, sexual reproduction and relative vegetative reproduction of studied plants of <i>C. platyphylla</i> in Southwestern Quebec.....	41

RÉSUMÉ

Au Québec, la crise de la biodiversité est importante puisqu'une espèce de plante vasculaire indigène sur cinq se trouve en situation précaire. Bien que le problème n'en soit souvent qu'un d'extinction locale, il peut s'étendre de façon cumulative à l'échelle régionale comme c'est le cas dans la vallée du Saint-Laurent où de nombreuses espèces végétales sont à la limite septentrionale de leur aire de répartition. Les points chauds de la rareté au Québec se situent dans le sud du territoire, là où se concentre aussi la population du Québec.

Étant une activité anthropique associée de façon importante au développement urbain, la construction routière a des impacts majeurs sur les milieux naturels, entre autres par le biais de la destruction d'espèces sessiles et de leur habitat dont les espèces de plantes menacées. Trois approches fondamentales ont été développées afin d'atténuer les impacts possibles d'un projet de développement routier (ou autre) sur la nature : l'évitement; l'atténuation et la compensation écologique. La mitigation d'impact de la construction routière offre peu d'options lorsque la déviation du tracé ou l'évitement sont exclus : la compensation par la conservation des espèces devient alors inévitable. Les espèces menacées peuvent être conservées par la protection d'habitats résiduels aux sites détruits qui seraient les hôtes de populations de l'espèces cibles, par la conservation *ex situ* ou hors-site en institutions et/ou par la relocalisation en milieu naturel.

Pour sauvegarder les populations de ces espèces, la transplantation est une approche de relocalisation souvent utilisée. Cependant, cette méthode est contestée pour son efficacité étant donné le faible taux de réussite. Le succès de la relocalisation peut être amélioré considérablement en tenant compte davantage de la biologie de l'espèce. Dans cette optique, nous avons réalisé une expérience de transplantation sur le carex à feuilles larges (*Carex platyphylla*) en fonction de son habileté compétitrice. Cette espèce herbacée pérenne est susceptible d'être désignée vulnérable ou menacée et était présente dans une section de l'emprise de la future autoroute 50 entre Ottawa et Montréal. Nous avons évalué l'impact des manipulations sur la croissance et la survie des plants. Nous avons transplanté 192 plants dans trois sites de qualité situés dans le parc de la Gatineau. Trente-deux plants ont été laissés sur le site d'origine à titre de témoins de l'expérience. Sur les sites expérimentaux, les transplants ont été répartis également en deux placettes de 32 plants chacune. Une des deux placettes a été désherbée afin d'éliminer la compétition et l'autre n'a subi aucun traitement. Pour chacun des plants, le nombre de feuilles, le nombre de tiges florales, le nombre de ramets ont été dénombrés. Le nombre d'akènes produits a été estimé à partir des données récoltées sur une partie de la population. De plus, la survie a été évaluée à chacune des placettes.

Des analyses de variance à deux critères de classification, des analyses de fréquences et des tests non-paramétriques indiquent après une saison de croissance, que la transplantation a réussi alors que la survie des plants était de

87,5 %. Cependant, le désherbage n'améliore pas le succès de la transplantation pour *C. platyphylla*. Nous suggérons d'autres méthodes pour améliorer le succès de transplantation de cette espèce, telles que l'application d'herbicides et l'augmentation de la luminosité. Enfin, cette étude a permis de consolider trois populations de *C. platyphylla* ainsi que d'augmenter les connaissances sur la conservation de *C. platyphylla*, une information transférable à de nombreuses espèces de *Carex* sp., notamment celles de la section *Laxiflorae*. L'effet site observé dans nos résultats indique que des recherches futures portant sur les exigences écologiques des plantes à statut précaire à l'échelle des micro-habitats devraient être bénéfiques dans la mise en œuvre de stratégies améliorées de transplantation de cette espèce dans un contexte de mesures de mitigation.

Mots-clés : *Carex platyphylla*, route, conservation, plantes menacées, transplantation, contexte de mitigation.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 La situation des espèces à statut précaire dans le Québec méridional

La crise de la biodiversité à laquelle nous faisons face plus particulièrement depuis la seconde moitié du vingtième siècle est apparentée à des taux de disparition des espèces comparables à certains cataclysmes passés, tel que l'impact d'astéroïdes (Lewin, 1986; Raven, 2002), et ce bien qu'historiquement, il y ait eu des extinctions massives. Au Québec, cette crise est importante, particulièrement pour les plantes vasculaires puisqu'une espèce indigène sur cinq se trouve en situation précaire (Labrecque et Lavoie, 2002). Bien que le problème n'en soit qu'un d'extinction locale (Lavoie, 1992), cette proportion d'espèces à statut précaire augmente dans la vallée du Saint-Laurent où de nombreuses espèces végétales sont à la limite septentrionale de leur aire de répartition (Argus et Pryer, 1990). Les points chauds de la rareté au Québec, soit les territoires où l'indice de rareté a une valeur plus élevée qu'ailleurs, sont concentrés dans le sud du territoire, là où se condense également la population du Québec (Tardif *et al.*, 2005).

Une forte densité de population génère de nouvelles pressions sur la biodiversité, notamment : l'étalement urbain, l'intensification des activités agricoles et le développement industriel. Par conséquent, pour soutenir cette croissance humaine, le développement d'infrastructures routières entre les villes est un phénomène grandissant avec l'urbanisation. La mise en place de nouvelles autoroutes a des impacts environnementaux majeurs (Cuperus *et al.*, 1999). La perte, la fragmentation des habitats (effets de lisière, microclimat) et la pollution sous toutes ses formes (bruit, lumière, sable, poussière, gaz et métaux lourds) affectent les espèces dans leur distribution, leur physiologie et leur comportement (Spellerberg, 1998 ; Cuperus *et al.*, 2001). La destruction de la végétation et des habitats est une inévitable conséquence de telles infrastructures. Heureusement, la société actuelle n'est pas sans solutions pour atténuer les effets sur la nature de l'entrave urbaine.

Pour contrer les effets négatifs de la construction routière, certaines stratégies et méthodes de conservation existent.

1.2 Minimiser les impacts du réseau routier : un premier regard

Trois approches fondamentales ont été développées afin de remédier aux impacts possibles des projets de développement de réseaux routiers sur les plantes: l'évitement, l'atténuation, et la compensation écologique (Cuperus *et al.*, 1999).

La notion d'évitement renvoie à l'idée d'abandonner la réalisation d'un projet de développement, de trouver une solution alternative au projet initial ou de limiter l'intensité ou l'ampleur de celui-ci (Cuperus *et al.*, 1999) afin de réduire ou d'éliminer les impacts de ce projet de développement sur la nature. La préservation de l'habitat et des espèces qui en découle, conduisent à une mesure de conservation intégrale de l'environnement.

Lorsque le projet est maintenu, des mesures d'atténuation peuvent être proposées pour éliminer, ou, à tout le moins, diminuer ses effets négatifs anticipés sur le milieu naturel. Le terme, mitigation est aussi utilisé de façon souvent plus générique, et réfère tant à l'atténuation des impacts sur l'habitat que sur toute autre mesure qui en réduit les impacts. La construction de passages pour permettre la libre circulation des animaux dans le parc de Banff en est un exemple bien connu. Dans un contexte d'activités forestières (Tardif, 2000), certains types de coupes seront recommandés plutôt que d'autres pour la préservation d'espèces végétales à situation précaire.

La compensation écologique doit être envisagée lorsque les impacts sur la nature ne peuvent être évités et qu'ils persistent après la mitigation. Elle se définit comme le remplacement des fonctions écologiques ou qualités qui sont détériorées par un projet de développement (Cuperus *et al.*, 2001). Dans le cas précis de la

construction d'une nouvelle infrastructure routière, une fois le tracé déterminé, la destruction totale de portions d'habitats qui se trouvent dans l'emprise est inévitable. La perte de ces habitats ne pouvant ni être évitée, ni être amenuisée, la compensation écologique devient la seule avenue, en terme de protection d'habitats. En termes de protection des espèces et des communautés naturelles, diverses mesures peuvent être appliquées. Parmi les options à considérer afin de compenser la perte d'habitats naturels de grande qualité, on note : 1) la possibilité d'achats de sites compensatoires à des fins de conservation, visant la protection d'habitats similaires ou de valeur écologique équivalente ou supérieure, 2) la restauration écologique des sites endommagés ; et enfin, 3) la création d'habitats. Le choix de l'approche dépendra essentiellement des objectifs fixés. La compensation écologique a-t-elle pour but de n'occasionner « aucune perte nette » de l'habitat, d'un type d'habitat, en particulier, des populations d'une espèce, d'un groupe d'espèces, ou encore des fonctions de l'habitat ? Les objectifs fixés permettront également de définir deux aspects fondamentaux en termes de compensation, à savoir: le degré d'équivalence recherché au niveau de l'habitat et des espèces ; et la localisation souhaitable du site compensatoire par rapport au site de développement.

1.3 La compensation par la conservation des espèces végétales

Diverses avenues existent pour atténuer l'impact de la construction d'une autoroute menant à la destruction complète des sites naturels de plantes menacées ou vulnérables. Les mesures discutées ici ne peuvent compenser la perte des habitats naturels touchés qui devraient faire l'objet de compensation écologique équitable. Toutefois, une approche intégrée doit être développée en matière de conservation des populations de plantes menacées et vulnérables et la conservation *ex situ* peut jouer un rôle significatif dans la conservation de la biodiversité.

1.3.1 Protection de l'habitat résiduel

Suite à la construction d'une infrastructure routière, le développement économique

peut engendrer la construction d'autres infrastructures susceptibles d'entraîner à leur tour des impacts environnementaux supplémentaires. Dans une perspective plus globale de conservation, la protection des habitats de qualité en périphérie de l'autoroute peut représenter une stratégie à privilégier. Si l'habitat résiduel n'est pas de qualité suffisante, il pourrait s'avérer préférable d'opter pour la protection d'un plus grand site (i.e. compensation écologique), et, surtout, suffisamment loin du moteur de développement (i.e. autoroute) pour échapper aux perturbations causées par les nouvelles infrastructures.

1.3.2 Relocalisation

La relocalisation (i.e. « translocation » en anglais) consiste en une intervention humaine de déplacement d'organismes de leur site d'origine vers un site d'accueil qu'il soit ou non dans l'aire de répartition naturelle de l'espèce visée (Bullock et Hodder, 1997). La relocalisation peut ainsi constituer une réintroduction ou une introduction de l'espèce menacée (Allen, 1994). Elle implique la transplantation d'individus entiers ou de parties d'individus, ou, l'ensemencement de graines provenant des sites d'origine.

Cette approche est utilisée dans les cas de destruction imminente d'un habitat ou d'un site d'espèces végétales rares. Cette mesure de sauvetage ne devrait être appliquée que lorsqu'il est impossible de prévenir la destruction de l'habitat (Fahselt, 1988). Dans le cadre d'une synthèse sur le succès de projets de mitigation, au moins le quart des cas de relocalisation étudiés proviennent de mesures de mitigation engagées par un développement de voies de transport : routes, gazoduc, etc. (Fiedler, 1991).

Une planification soignée est essentielle pour optimiser le succès d'une opération de relocalisation. Selon la morphologie et la biologie de l'espèce concernée, la relocalisation pourrait impliquer, soit : 1) des plants entiers ; 2) des propagules

végétatives ; 3) des graines ; et / ou, 4) du matériel propagé *ex situ*. Une combinaison de ces possibilités peut contribuer à optimiser les chances d'établissement (Pavlik *et al.*, 1993). Pour certains auteurs, pareille intervention n'inclut toutefois pas le déplacement de plantes ayant été propagées *ex situ* (Howald, 1996). Cependant, les méthodes utilisées pour la relocalisation et la réintroduction à partir de matériel propagé seront sensiblement les mêmes.

1.3.3 Conservation *ex situ*

Les jardins botaniques possèdent des collections de végétaux qui sont d'une grande valeur écologique. Ils constituent de véritables réservoirs de diversité abritant de nombreuses espèces rares ou en situation précaire. De par leur vocation à la fois éducative et de recherche, les jardins botaniques possèdent souvent les ressources nécessaires au maintien à long terme de collections de qualité. Les plantes rares ne sont pas nécessairement difficiles à propager. La capacité d'une plante à être cultivée est un attribut de la biologie de l'espèce. La tolérance à la culture ou la capacité de survie d'une plante dépend de sa tolérance environnementale, sa capacité de régénération et la cicatrisation (Cook *et al.*, 1976). D'ailleurs, selon Elias (1987), bien qu'ils soient d'importance majeure, les facteurs biologiques ne sont pas toujours responsables du maintien à long terme des plantes rares.

Les espèces qui sont conservées sous forme de collections vivantes, de banques de graines et de tissus végétaux dans les institutions constituent une source importante pour la restauration ou le rétablissement des populations en péril ou la création de nouvelles populations d'espèces en voie d'extinction (Maunder *et al.*, 2005 ; Bowles *et al.*, 1993; Falk, 1992). La recherche traditionnellement menée dans ces institutions peut être appliquée aux espèces rares et contribuer à l'amélioration, l'efficacité de la gestion et la protection des populations sauvages endommagées (Falk, 1986). Aux États-Unis, le « Center for Plant Conservation » coordonne la conservation de spécimens d'une liste imposante d'espèces à statut précaire dans diverses institutions (jardins botaniques, universités, arboretums, sociétés de

conservation, etc.; Falk *et al.*, 1996). Au Canada, il existe un centre de conservation des graines à Saskatoon (Plant Gene Resources of Canada, Agriculture Canada, Centre de recherche de Saskatoon). L'envoi de spécimens (plants entiers ou graines) à de telles institutions peut contribuer à la conservation à long terme de l'espèce et éviter de perdre une partie du patrimoine génétique. Selon Elias (1987), cette avenue ne doit pas être vue comme une option de conservation en soi, mais, plutôt, comme étant une composante faisant partie d'un effort plus global de conservation des espèces et de leurs habitats.

1.4 Mitiger les impacts: la question n'est pas close

Malgré les actions prises dans le passé, de nombreux efforts de conservation n'ont pas toujours eu le succès escompté (Hall, 1987 ; Howald, 1996; Primack, 1996). Certaines des actions entreprises peuvent avoir des conséquences dramatiques comme dans le cas de *Grevillea scapigera*, une des plantes les plus rares au monde. Cette espèce a subi un déclin génétique très rapide suite à un vaste programme de relocalisation dans lequel la moitié des individus relocalisés provenaient d'un seul clone (Krauss *et al.*, 2002). Un autre exemple, est celui de la transplantation d'une population de pogonie du New Hampshire (*Isotria medeoloides*) (Brumback et Fyler, 1996). Cette opération a résulté, huit ans plus tard, dans la mortalité de la majorité des plants. Lors d'expériences de réintroduction de 45 espèces pérennes, aucun site n'a produit de deuxième génération dans la population et des juvéniles de la première génération ont été observés pour seulement neuf sites. La raison possible de cet échec vient de la difficulté d'obtenir des conditions appropriées pour la germination des graines et de l'établissement des plantules (Primack, 1996). Dans le cas d'*Isotria medeoloides*, aucune raison précise de l'échec de la transplantation n'est mentionnée. Cependant, il est possible de croire que cet échec vient du manque d'information sur la relation symbiotique entre l'espèce et la mycorrhize. Ces exemples démontrent qu'il y a un besoin de nouvelles approches pour arriver à bien conserver nos ressources et ne pas répéter les mêmes erreurs (Clewel et Rieger, 1997). L'espoir

est présent puisque des études récentes démontrent que la transplantation peut avoir un certain succès (Sinclair et Catling, 2003; Vasseur et Gagnon, 1994).

1.5 Optimiser la conservation des plantes : quelle approche adopter ?

Les chercheurs sont unanimes à l'idée que pour augmenter les chances de succès des mesures de conservation misent de l'avant et maximiser la survie des espèces, il est essentiel de bien connaître la biologie et l'écologie des espèces (Brouillet 1985 ; Cook *et al.*, 1975; Milton *et al.*, 1999; Primack, 1996; Rabinowitz, 1981). Les conclusions tirées par Primack (1996) sur des expériences d'ensemencement incitent à considérer, dans le choix des sites et des manipulations, l'écologie de la plante sur l'ensemble de son cycle de vie. Les besoins et les manipulations ne sont pas les mêmes pour une graine ou un plant adulte et ceux-ci changeront dans le temps. Certains auteurs proposent de choisir le stade du cycle de vie de l'espèce ciblée qui contribue le plus à la dynamique des populations (Schemske *et al.*, 1994).

Compte tenu du fait que les espèces vulnérables sont souvent peu connues, les mesures appliquées sont souvent expérimentales, entres autres pour la relocalisation (Allen, 1994). Les meilleures chances de succès d'une relocalisation sont couplées à des connaissances exhaustives des besoins écologiques et reproductifs de l'espèce. Une relocalisation devrait toujours être conçue comme une expérience biologique appliquant le principe de répétitivité et incluant un suivi à long terme. Ainsi, il y aura gain de connaissances et réduction d'erreurs, souvent répétitives (Howald, 1996). Cette approche expérimentale, ayant des objectifs clairs et des critères de succès précis devrait être appliquée comme une convention, pour permettre une amélioration collective des mesures d'atténuation.

Suite à leurs recherches sur la gestion des espèces menacées au Québec, Gilbert et Poulin (1995) ont aussi soulevé: "(le) manque d'expertise nord-américaine sur l'efficacité des mesures d'atténuation des espèces". Le besoin de combler le

manque de synthèse sur les mesures de conservation et la biologie des espèces est éminent pour accroître l'efficacité des mesures d'atténuation.

Ce projet de recherche vise à répondre au besoin urgent de trouver des méthodes efficaces pour sauvegarder les espèces végétales à statut précaire au moyen des objectifs suivants: 1) Concevoir un design de mitigation et tester une stratégie de conservation, pour une espèce-cible susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable, présente dans le tronçon Lachute-Montebello de l'emprise de la future autoroute 50 et représentant une des groupes fonctionnels étudiés par Nault et Bachand-Lavallée (2005), 2) Initier l'évaluation du succès de la stratégie de conservation employée à partir de résultats expérimentaux préliminaires.

CHAPITRE II

**CONSERVING RARE PLANT POPULATIONS THREATENED BY HIGHWAY
CONSTRUCTION: A TRANSPLANTATION EXPERIMENT WITH
CAREX PLATYPHYLLA CAREY (CYPERACEAE).**

RÉSUMÉ

La construction routière a des impacts majeurs sur les milieux naturels, entre autres par le biais de la destruction d'espèces de plantes menacées. Pour sauvegarder les populations de ces espèces, la transplantation est une approche de conservation souvent utilisée mais elle est contestée pour son efficacité. Le succès de la relocalisation peut être amélioré considérablement en tenant compte davantage de la biologie de l'espèce. Dans cette optique, nous avons réalisé une expérience de transplantation sur le carex à feuilles larges (*Carex platyphylla*) en fonction de son habileté compétitrice. Cette herbacée pérenne est susceptible d'être désignée vulnérable ou menacée et était présente dans une section de l'emprise de la future autoroute 50 entre Ottawa et Montréal. Nous avons évalué l'impact des manipulations sur la croissance et la survie en transplantant 192 plants dans trois sites de qualité au parc de la Gatineau. Trente-deux plants ont été laissés sur le site d'origine à titre de témoins de l'expérience. Sur les sites expérimentaux, les transplants ont été répartis également en deux placettes de 32 plants chacune. Une des deux placettes a été désherbée afin d'éliminer la compétition et l'autre n'a subi aucun traitement. Pour chacun des plants, le nombre de feuilles, le nombre de tiges florales, le nombre de ramets et un estimé du nombre d'akènes sont les données récoltées. De plus, la survie a été évaluée à chacune des placettes. Des analyses de variance à deux critères de classification, des analyses de fréquences et des tests non-paramétriques montrent qu'après une saison de croissance, le taux de survie est généralement élevé (87,5 %). Le retrait de compétition a diminué la production de fruits et la survie. Un effet lié au site a également été observé et a eu une plus grande influence sur la survie que le traitement lui-même. La transplantation a donc réussi, mais le désherbage n'a pas amélioré le succès de la transplantation. Appliquer des herbicides écologiques, rabattre ou brûler la compétition, sont des alternatives qui pourraient produire des résultats différents. Globalement, nos résultats peuvent s'appliquer à de nombreuses autres espèces de *Carex*, un genre fortement représenté dans la liste québécoise des espèces à statut précaire. Notre recherche apporte donc une contribution importante pour la conservation des plantes au Québec. Puisque l'effet site a été plus fort que le traitement de compétition, nous croyons que davantage d'études devraient porter sur l'évaluation du microhabitat.

Mots-clés: *Carex platyphylla*, route, conservation, plantes menacées, mitigation, relocalisation, transplantation

ABSTRACT

Highway construction has a major impact on natural areas such as the destruction of threatened plants and their habitat. Translocation of endangered plants populations is an approach that often fails to conserve rare plants due to its low rate of success. Transplantation success can be improved by using methods based on the species ecology and life history traits. From this perspective, a transplantation experiment was designed for the broad-leaved sedge, *Carex platyphylla*, taking into consideration its low competitive abilities. This sedge is state-listed in Quebec and some populations located in a section of the right-of-way of highway 50 between Montreal and Ottawa were threatened. In September 2002, 192 plants were transplanted in three suitable sites in the Gatineau Park. Thirty-two plants left in the original site, acted as a control. At each transplanting site, two plots were established: vegetation was manually removed in one plot, to assess the effect of competition. Thirty-two plants were transplanted in each plot. The number of leaves, ramets, floral culm and an estimate of the number of akenes were recorded to assess plant size and reproductive capacity of each transplant before transplantation and during the following spring and fall. The effects of competition removal on survival, plant growth and reproduction were analysed using ANOVA, frequency analysis and non-parametric tests. Results after one year show that survival rate of transplants was generally high (i.e. 87.5%). Transplantation shock was measurable. Site effects were more important than the weeding treatment. Removing competition reduced reproductive output and survival. Competition removal may have created too much disturbance leading to erosion. Overall, transplanting was successful but considering the low competitive abilities of *C. platyphylla* in the design did not improve transplantation success. Using alternatives to manual-removal method, such as environmental-friendly herbicide application, clipping and burning, could be tested and give different results. Generally, results of this study could be applied to several other wood sedges. Therefore, our work is an important contribution to Quebec plant conservation since the genus *Carex* is the most represented group in the state-listed plant species. As site effect in our study was stronger than competitive removal treatment, we suggest future studies should be pursued on the microhabitat needs for plant conservation.

Key words: *Carex platyphylla*, road, plant conservation, threatened species, mitigation, translocation, transplantation.

2.1 Introduction

Highway construction has a major impact on nature. Habitat loss and fragmentation and several forms of pollution (dust, light, gas and heavy metals) affect species in their distribution, physiology and behaviour (Spellerberg,1998; Forman and Alexander,1998). Destruction of threatened plants populations and their habitat is only one specific case that can be studied. Conservation biologists try to help preserve or restore populations affected by route construction through compensation and mitigation regulations (Cuperus *et al.*, 2001; Quebec law C.R.Q. 1992, CH. E12.01.2). Mitigation of highway impact on flora leads to few options when route deviation is excluded or avoidance not feasible (Cuperus *et al.*,1999). Translocation becomes inevitable. Translocation is defined as “the accidental or deliberate movement of organisms within or beyond their range induced by humans” (Milton *et al.*,1999). Translocations, in a rescue or restoration context, can contribute to plant biodiversity conservation, especially when habitat preservation is impossible. For plant populations, translocations can be achieved *in situ* by collecting and sowing of seeds, transplanting rhizomes or whole vegetative plant material or, *ex situ*, by keeping plants in live collections (propagated or not), seed banking, or by cryo-preserving plant material in nitrogen (mostly for preservation of genetic diversity).

Among translocation methods, transplantation has been very controversial for several herbaceous species. Lack of success is the main argument for avoiding it (Falk,1987; Hall,1987; Fahselt,1988; Allen,1994; Howald,1996; Primack,1996). However, it has been pointed out that most failures were due to lack of knowledge and lack of care in experimental design (Fiedler, 1991). Some authors have proclaimed that success can be improved by several considerations: phenology of transplantation (individuals dormant or photosynthetically inactive), habitat quality, better knowledge of the biology of the organisms, improved site preparation, and appropriate maintenance (Fiedler, 1991; Primack,1996; Sinclair and Catling, 2003).

Transplantation success could be improved by using a method more closely linked to the specie's ecology and its life history traits.

From this perspective, our study evaluates the success of an experimental transplantation on a species-at-risk present in the right-of-way of a highway using a method based on its biology. The transplantation experiment was designed for the broad-leaved sedge (*Carex platyphylla*). This sedge is a state-listed species in Quebec and some populations, located in the right-of-way of highway 50 between Montreal and Ottawa, were threatened. The area where highway 50 will be built possesses one of the richest floras of Quebec (Tardif *et al.*, 2005; Claude *et al.*, 2000). With its 250 species in Quebec, the genus *Carex* is largely represented in the regional flora. Moreover, 36 species of carices are listed as susceptible to be vulnerable or threatened in Quebec. *Carex* species represent 9% of all state-listed species in Quebec (Labrecque and Lavoie, 2002). *C. platyphylla* was reported as a competition intolerant species due to its habit to occupy upper slopes of calcareous maple sugar stands (Vellend *et al.*, 2000a). Therefore, considering this presumed low competitive ability, transplantation success should be improved by applying a treatment of competitive vegetation removal.

In this paper, we hypothesise that competition reduction will improve transplantation success of this poor competitor, *Carex platyphylla*. We thus test after one growing season, if a competition removal treatment could improve transplantation success, by increasing survival and growth of transplants compared to control plants. We discuss our results with regards (1) to the overall transplanting success for *C. platyphylla*, (2) to how our approach could be improved and (3) if it could be generalized to other *Carex* species.

2.2 Methodology

2.2.1 The plant

Carex platyphylla, (*Carex* Section *Laxiflorae*, Family *Cyperaceae*), also known as the broad-leaved sedge, is a perennial herb occurring naturally in mature sugar maple stands of North eastern America from Alabama to Quebec (Gleason and Cronquist, 1991; Fig. 1). This sedge grows on rich calcareous rocky substrates and in moist soil (Gilbert, 1997). It is typically found on the top of slopes. According to Vellend *et al.*, (2000a) this is a results of browsing and interspecific competition. The particularly glaucous and large rosettes of this plant makes it easy to identify. This clonal plant has a cespitose habit forming rosettes of over-wintering leaves. An annual rate of 50% of recruit shoots is reported (Bernard, 1990). It is wind pollinated and seeds dispersed by gravity (barochore) (Handel, 1978). Flowering occurs in May to July in Quebec (Gilbert, 1997; Fig. 2) with usually one or two floral culm per plant (Gleason and Cronquist, 1991). About 6.4 achenes, measuring less than 5 mm, are produced per floral stem (Handel, 1978).

2.2.2 Study sites

The study was conducted in three sites in the Gatineau Park in Quebec (45° 34' N - 75° 57' W) and in a floristic station of the future highway 50 near Plaisance, Québec (45° 37' N - 75° 07' W) (Fig. 3). The three transplantation sites were chosen according to the following criteria to optimise success (Fiedler and Laven, 1996): 1) the subject species is present on site (Drayton and Primack, 2000), 2) the site is a protected area and is managed by a recognised authority, 3) the habitat resembles the one of origin in terms of environmental parameters (Table 2.1) and has similar vegetation cover and composition. The main environmental parameter sought was a site with a slope greater than 30°. Location on top of slopes was observed to be a constant criterion for this species (Vellend *et al.*, 2000a). Quality sites were selected when sites contained a mature forest with minimal canopy density of 50%. All study sites were in maple sugar stands of the basswood bioclimatic region of Quebec

(Ressources naturelles, 2003) growing on calcareous areas of the Laurentian foothills in the Ottawa river valley region. The exact GPS location of sites was taken but is not provided here for conservation reasons. Sites 1 and 2 were dominated by sugar maple (*Acer saccharum*), and site 3 was dominated by red oak (*Quercus rubra*). Co-dominant tree species and dominating herbaceous species were: Site 1) butternut (*Carya cordiformis*), ironwood (*Ostrya virginiana*), red oak (*Quercus rubra*), wild ginger (*Asarum canadense*), false solomon's seal (*Smilacina racemosa*), wild salsaparilla (*Aralia nudicaulis*), evergreen shield-fern (*Dryopteris marginalis*), site 2) ironwood (*Ostrya virginiana*) and basswood (*Tilia americana*), *Carex* sp. (late in the identification season), erect brachyelytrum (*Brachyelytrum erectum*), porcupine grass (*Hystrix patula*), blue-stem goldenrod (*Solidago caesia*) and site 3) sugar maple (*Acer saccharum*), ironwood (*Ostrya virginiana*) and basswood (*Tilia americana*), blue-stem goldenrod (*Solidago caesia*), *Carex* sp. large-leaved aster (*Aster macrophyllus*) and evergreen shield-fern (*Dryopteris marginalis*).

2.2.3 Experimental design

Transplanting was done on October 7th, 2002 for site 1 and October 14th and 15th for sites 2 and 3. Fiedler (1991) reported that transplantation success could be improved when it was done when plants had a reduced photosynthetic activity. We choose to transplant in fall following the assumption that, at this period, the *C. platyphylla* plants are at a low level of photosynthesis. The experiment was designed to test transplanting success and impact of competition on its success. The total number of studied plants (224) includes a control of 32 individuals from the population of origin in the right-of-way of highway 50 (Fig. 4). All plants were randomly selected for each treatment. Plants set to transplantation were arranged in two 2.5 X 4 m plots per site. Plot limits were marked with metallic tags and each plant was numbered with a white plastic tag. One treatment was applied per plot as follows: removal of surrounding competitive vegetation (manual weeding of plants) or control (no manipulation). Manual weeding was done, after transplanting, by uprooting all plant

species smaller than 50 cm height, excluding the planted *C. platyphylla*. Most plants weeded were herbaceous plants and small tree seedlings.

Growth parameters were recorded once before and twice after transplantation i.e., in the spring and fall of 2003. The number of leaves is the parameter recorded per individual plant. We counted all green leaves, juvenile or over-wintering ones, excluding dead leaves. On October 7th, thirty-seven plants were collected in the source population for biomass analysis. This analysis was performed to detect any allometric relation between biomass and number of leaves and rosette diameter. It would permit to determine the best variable to evaluate plant growth. Since the number of leaves was not the best variable to measure, we used the equation of the regression line of biomass and number of leaves to determine the “calculated biomass” for each plant studied. Equation obtained by regression of number of leaves and biomass: Calculated biomass in g (CB) = $0.3246 + (0.1325 * [\text{Log} (\text{Total number of leaves per plant} + 1)])$ ($R^2 = 0.751$; $p < 0.001$). Only the aerial biomass was considered in these calculations. Growth is defined as the calculated biomass for a plant after transplantation minus the calculated biomass before transplantation for the same plant: $\text{Growth} = \text{Log} [\text{CBT}_{2003} - \text{CBT}_{2002}]$. Growth analyses of our transplanted and control plants were based on this calculated biomass resulting from the allometric relation between leaf number and net aerial biomass between the thirty-seven dried plants collected at the time of transplanting on October 7th 2002.

The number of ramets per plant was recorded to assess vegetative reproduction, the main reproduction mode of the species. We defined a relative index of vegetative reproduction as the number of ramets per plant a year after transplantation over the number of ramets per plant before transplantation.

The sexual reproductive success of plants was evaluated in the spring on May 19th-22nd and in summer, July, 4th 2003. We counted the number of floral culms for each plant. Fruiting success was one way of describing plant sexual reproduction. Fruiting success was defined as the number of flowering culms that produced fruits. Although

seeds were observed, a number of those seeds would fall easily and some would already have fallen off earlier. Hence, we found ourselves with a number of plants with fallen seeds (missing data). To estimate the overall mean number of seeds produced per plot, we calculated the mean number of seeds counted per flowering culm per plot and multiplied this number with the number of flowering culms of plants with already fallen seeds.

2.2.4 Statistical analyses

The null hypotheses tested were: 1) no difference exists between transplanted and control plant populations, and 2) no difference exists between populations treated with competition removal and control plant populations.

One site experienced heavy leaching leading to exceptionally lower survival rate of transplants (42.2%). This site was thus removed from the analyses. We considered this option because the environmental conditions that the plants were subjected to, are not reproducible. As a matter of fact, at the time of the transplanting activities, there was heavy hail on the site. This part of the experiment is exceptional and not repeatable, which makes these data not valid either.

First, we used frequency analysis to examine the occurrence of survival, the presence/absence of 1) growth, 2) flowering culms, 3) fruits in flowering culms (fruiting success), and 4) ramets produced after transplantation (relative vegetative reproduction) against transplantation treatments with and without competition removal (Quinn and Keough, 2002). Significance was determined using a Pearson Chi-square test. Survival, flowering plant, fruiting success and asexual reproductive success were the independent variables used in these analyses.

Second, we performed an ANOVA and non-parametric tests on quantitative responses variables. For growth parameters, an ANOVA was conducted with transplantation and competition removal (fixed effects) and site (random effect) as

predictor variables. Data of calculated biomass were transformed ($\text{Log}(\text{relative growth} + 2.29)$) to respect statistical test assumptions. Non-parametric tests were used when the original data did not follow normal distribution even after data transformation. Wilcoxon-Mann-Whitney non-parametric tests were used for the following response variable: mean floral culm number per plant, mean fruit number per plant, mean relative vegetative reproduction (ramet number produced after transplantation). All variances were homogeneous when determined using Welch t tests. JMP version 4.0.3 of SAS inc. was the statistical package used for all analyses.

2.3 Results

2.3.1 Transplantation impact

2.3.1.1 Transplantation survival

Early survival of transplants was high overall, except on removed site (Fig. 5). One year after transplantation, an average of 97% of transplants survived in the sites, with a range of 81.25 - 93.75%. Of the surviving plants, 42.3% produced floral culms, 73.7% produced fruits and 19.8% produced new ramets. Transplants reproducing had a mean of 4.55 ± 0.82 floral culms, 4.85 ± 0.43 seeds per flowering culms, 26.593 ± 5.17 achenes and 2.94 ± 0.189 ramets.

2.3.1.2 Transplantation shock

Survival was significantly lower in the transplanted plots than in the control site (Fig. 5). Frequency analysis revealed a significant effect of transplantation on plant mortality after one year ($X^2 = 4.571$, $p < 0.05$; Table 2). In the control plot, all 32 plants survived whilst in the transplantation plots, 26 to 30 individuals survived (93.75 % - 81.25%).

Growth was significantly reduced with transplantation. Fewer transplants were growing (46.7% vs 70.9%) compared to control plants ($X^2 = 5.564$, $p < 0.05$; Fig. 6a; Table 2). Moreover, biomass increase was significantly different between treatments ($F_{1,143} = 6.640$, $p < 0.05$; Fig. 6b; Table 3). Transplants grew less than control with respectively, 0.368 ± 0.012 vs 0.437 ± 0.023 grams/plant (dry weight of calculated biomass).

Vegetative reproduction mainly decreased with transplantation. A difference was observed in vegetative reproduction between treatments ($X^2 = 4.284$, $p < 0.05$; Table 4). Vegetative reproduction was almost reduced by half in transplants (19.8% vs 37.5%) (Fig. 6c). The difference between treatments and the control site was not

significant for mean ramet production across individuals. Mean ramet production per individuals was similar in transplants, 0.59 ± 0.06 ramets, and in control plants, 0.58 ± 0.09 ramets (Table 5).

Transplantation had a negative effect on sexual reproduction. Although the sexual reproductive potential (Fig. 7a) and fruiting success (Fig. 7b) was similar between treatments, a significant effect was detected when comparing the reproductive outputs. Transplants produced 38% less achenes (26.593 ± 5.173 seeds/plant) than control plants (42.826 ± 7.095 seeds/plant) ($X^2 = 6.427$, $p < 0.05$; Table 5).

2.3.2 Competition treatment effect

Competition treatment could favour vegetative reproduction. Although the difference of relative vegetative reproduction between treatments was not significant, there was a tendency for increased production of ramets when competition was removed (0.643 ± 0.088 vs 0.540 ± 0.083 ramets/plants for treated plots vs natural vegetation respectively; Table 5, Fig. 8a).

Competition treatment had some negative impact on transplants. There was a significant negative effect of competition treatment both on fruiting success ($X^2 = 20.024$, $p < 0.001$; Table 4) and reproductive output ($X^2 = 10.825$, $p < 0.001$; Table 5). In treated plots, only 59.4% of flowering culms produced akenes compared to 86.2% in control plants (Fig. 8b). Plants with competition removed produced four times less seeds per plants compared to the nearby undisturbed plots (10.825 ± 5.381 seeds/plant vs 45.886 ± 7.278 seeds/plant; Table 5).

2.3.3 Site effect

A site effect was present for three response variables. Analyses detected a significant site effect in number of individuals growing ($X^2 = 7.651$, $p = 0.005$), individual increase in biomass ($F_{1,109}=5.925$, $p < 0.003$; Table 3) and fruiting success ($X^2 = 6.990$, $p = 0.009$). The site effect was more important than the competition treatment itself only for transplants growth (Table 3).

2.4 Discussion

2.4.1 Transplantation method

Our transplantation experiment was successful when using Keddy's (1983) and Drayton and Primack's (2000) biological measures of transplantation success, i.e., survival of transplants over the short term and production of fruits and seeds. Results show that survival was high and transplanted individuals reproduced with a fruiting success that was similar to non-transplants. The global survival rate obtained (87.5%) generally exceeded rates reported for herbaceous perennials in the literature (78%, Drayton and Primack, 2000; 81.15%, Provencher, 1999; 85%, Sinclair and Catling, 2003; 71%, Vasseur and Gagnon 1994). As for *Carex* sp., available information showed much lower survival rates of transplants (35.3%, Bell *et al.*, 2000; 55.1%, Steed and Dewald, 2003). Sexual reproductive biological data are not too far from the reported data of growth experiments (our results vs Handel, 1978) : 4.553 ± 0.827 vs 4.13 ± 0.78 flowering culms per plant; 4.855 ± 0.430 vs 6.4 seeds per flowering culms, 2.94 ± 0.189 vs 2.82 ramets per plant.

As often expected in translocation studies, a transplantation shock was also observed in our study (Holland, 1980; Pavlik, 1996; Provencher, 1999; Sinclair and Catling, 2003; Vasseur and Gagnon, 1994). In our experiment, it was mostly observed in the growth and reproductive outputs of transplants that were significantly reduced compared to the control. Survival, vegetative reproduction, growth and seed output can all be affected by transplantation. Possible stresses provided by translocation of plants are: exposure of roots, change in available nutrients, light availability, biotic environment (microbial and fungal associates, pest, herbivores, etc.). The plant has been through numerous processes of acclimatizing since it was established. Translocation, especially transplantation, is a micro-establishment in a new environment. For adult plants, the stress is greater because they are less plastic than juvenile plants and have already gone through all these stages. These stresses

can have an impact on different attributes of plant life, such as survival, growth and reproduction. In some transplantation studies, after at least five years of monitoring, mortality occurred for most plants translocated (Brumback and Fyler, 1996; Merhoff, 1996; Howald, 1996; Hall, 1987; Holland, 1980). However, the transplantation shock may also be attenuated over time as the plant adapts to its new environmental conditions (Brookes, 1981; Vasseur and Gagnon, 1994; Guerrant, 1996; Provencher, 1999). Monitoring should be pursued to assess the long-term impact of transplantation. Reduction in growth rate recorded in future surveys could provide us with an additional indicator of the persistence of the transplantation shock (Cavers and Harper, 1967; Vasseur et Gagnon, 1994).

2.4.2 Removal of competing vegetation

For most species, removing the competing vegetation can contribute to increased light availability at the ground level and increased photosynthesis, as well as increased nutrient availability to the target species (Provencher 1999; Anten and Hirose, 2001). These improved components of the transplant environment should have at least improved plant growth. Given that *C. platyphylla* was suspected to be a poor competitor, we predicted that the removal of surrounding vegetation in experimental plots would improve transplantation success of individual plants in the short term. However, after one year, transplantation success was not better in sites where competing vegetation was removed than in those with natural vegetation. Several factors may explain this result. First, removing competition manually is a method that was used earlier with improved transplantation (Provencher, 1999). However, our uprooting method could have disturbed soil surrounding the transplants. Even if disturbance simulation can contribute to the effectiveness of restoration in woodland herbaceous species (Sinclair and Catling, 2003), in the case of *C. platyphylla*, it was not so. It was found that the below ground percent of total dry weight of several woodland herbaceous species varied from 21-85% (Lezberg *et al.*, 1999). When referring to this study, *C. platyphylla*, has a small root system and would be on the left of the range (Lezberg *et al.*, 1999). Our biomass analysis

revealed that our population has a mean below ground biomass of 28% of the whole plant's dry weight. This small root system might have been more susceptible to soil disturbance. Moreover, soil disturbance can facilitate the spread of pathogens and thus weaken the plant in a context of translocation (Milton *et al.*, 1999). Secondly, sites with pronounced slope, such as those where *C. platyphylla* can be found, have soil more susceptible to erosion. Manual removing of competing vegetation on this type of site could increase the possible impact of erosion on *C. platyphylla* plants. Soil erosion can create exposure of roots to air and soil leaching. This reduces water and nutrient intake which could affect survival and growth. Although, this method is not efficient; competition removal might be successful using a different method than hand-removal. Herbicide application, clipping or burning prior to transplant are other methods reported to reduce competition that were successful for improving re-introductions (Pavlik *et al.*, 1993; Drayton and Primack, 2000). To reduce eventual impacts on the wildlife and flora of the area, herbicides would have to be a local application and active ingredients environmentally friendly.

Competition removal was used for improving transplantation success of the species. Drayton and Primack (2000) mentioned that "approximation of site preparation or management for better success can be attempted based on dispersal mechanisms, germination requirements known or conjectured and on what is known of the disturbance regime of the species habitat". Since windthrow and tree by tree replacement are the main elements of the disturbance regime of *C. platyphylla* habitat (Moore and Vankat, 1986), we also think that increasing light intensity by creating small canopy gaps could be a measure to improve the transplantation success of this species.

2.4.3 Site effect

Except for the site excluded from our analyses due to reduced survival rates, sites chosen for the transplantation of *C. platyphylla* were confirmed to be of good quality since the plants could complete a full life-cycle i.e. seedlings were observed from unpublished data of seeding experiment. However, the quality was unequal since a site effect was detected on growth and fruiting success of *C. platyphylla* after transplantation. This effect was greater for plant growth than the competition removal effect, suggesting that transplantation success of *C. platyphylla* is more sensitive to site than to competition with other plants. Several authors showed that transplant survival varies from site to site according to physical factors (Bell *et al.*, 2000; Holland, 1980; Vasseur and Gagnon 1994). Since the sites studied show similar physical characteristics (Table 1), some other attributes not measured in this study (for instance micro-site variables or pests) might greatly differ between sites. Some threatened species are known to establish in particular microsites (Pavlik *et al.*, 1993; Colling *et al.*, 2002). Our results suggest the need for more refined evaluation of host sites quality, perhaps at a micro-scale, for translocating plants for establishing new populations.

2.4.4 Alternative translocation of *Carex platyphylla*

To increase the success of translocation of populations *in situ*, another suggestion would be to seek alternatives to adult transplants. Transplanting juveniles, seedlings or seeds could be other options (Milton *et al.*, 1999; Fahselt, 1988; Guerrant, 1996; Gordon, 1996). Since seedlings of this species are difficult to observe in the field, only sowing could be an alternative and a complement to translocation of adults (Bernard, 1990). However, for *Carex* species and perennial herbs, planting achenes is usually less successful than transplanting adult individuals (Van Der Valk *et al.*, 1999; Drayton and Primack, 2000). Seeding for this species, should be done mostly in order to maintain the population over time rather than a conservation option

by itself (Pavlik *et al.*, 1993; Rowland and Maun, 2001). Achenes should be sown in the fall so that natural stratification can be done, and also because plants germinate in the spring (Vellend *et al.*, 2000b). Litter coverage of seeds should be prevented to maximise germination (Vellend *et al.*, 2000b).

2.4.5 Broad implications

Several taxonomic sections of *Carex* sp., have species closely related with each other and that show little ecological differentiation (Ball,1990) e.g. *Laxiflorae*. The resilience of *C. platyphylla* to transplantation shock could be generalized to several other woodland *Carex* species., at least for the *Laxiflorae* group (Gleason and Cronquist, 1991). Considering the extensive presence of *Carex* taxa in the world flora, “there are more species of *Carex* than any other genus of seed plants in most forest and wetland habitats” (Bell *et al.*, 2000), increasing our knowledge of the restoration and maintenance of this rare species populations would be an important contribution to its conservation.

2.5 Conclusion

Our transplantation experiment was designed incorporating baseline knowledge on the biology of the species. Such knowledge contributed to the increased efficiency of conservation in a mitigation context. We conclude that transplanting *C. platyphylla* was successful after one growing season. Within this study, removing competing vegetation did not, however, improve transplantation success. Manual removing of surrounding vegetation should not be done for this species which grows on moderate to heavy slopes and has small roots. The results obtained for this species could be applied to several other wood sedges, especially *Carex*, section *Laxiflorae*. We mentioned earlier that this experiment could be improved by increased monitoring, application of environmentally friendly herbicides, clipping and burning prior to transplanting as competition removal methods, and increasing light availability for transplants. Seeding could be helpful in maintaining the transplanted population in the long term and make up for initial loss and future stochastic events. As it happened in our case, availability of transplants to establish viable populations when working with species at risk is frequently an issue. We can never stress enough the importance of choosing a lot of different quality host sites whenever possible. As site effect was stronger than competitive removal treatment, further studies should be pursued on the microhabitat needs of this plant species to improve its conservation. Because site adequacy seems more subtle and difficult to determine for rare plants, conservation of plant populations in their natural habitat should always be prioritized.

FIGURES AND TABLES



Figure 1: *C. platyphylla* plant, two years after transplantation in Gatineau Park, Québec

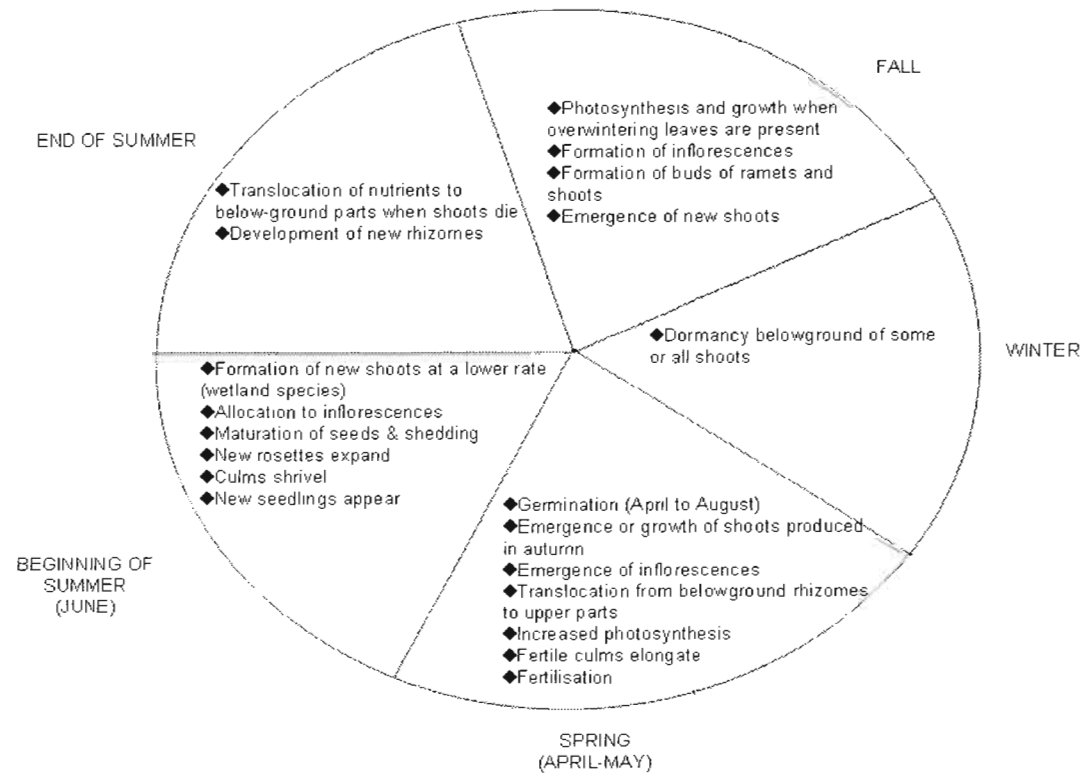


Figure 2: Phenology of *Carex platyphylla* and most *Carex* sp. (informations sources: Bernard 1990; Handel 1978)

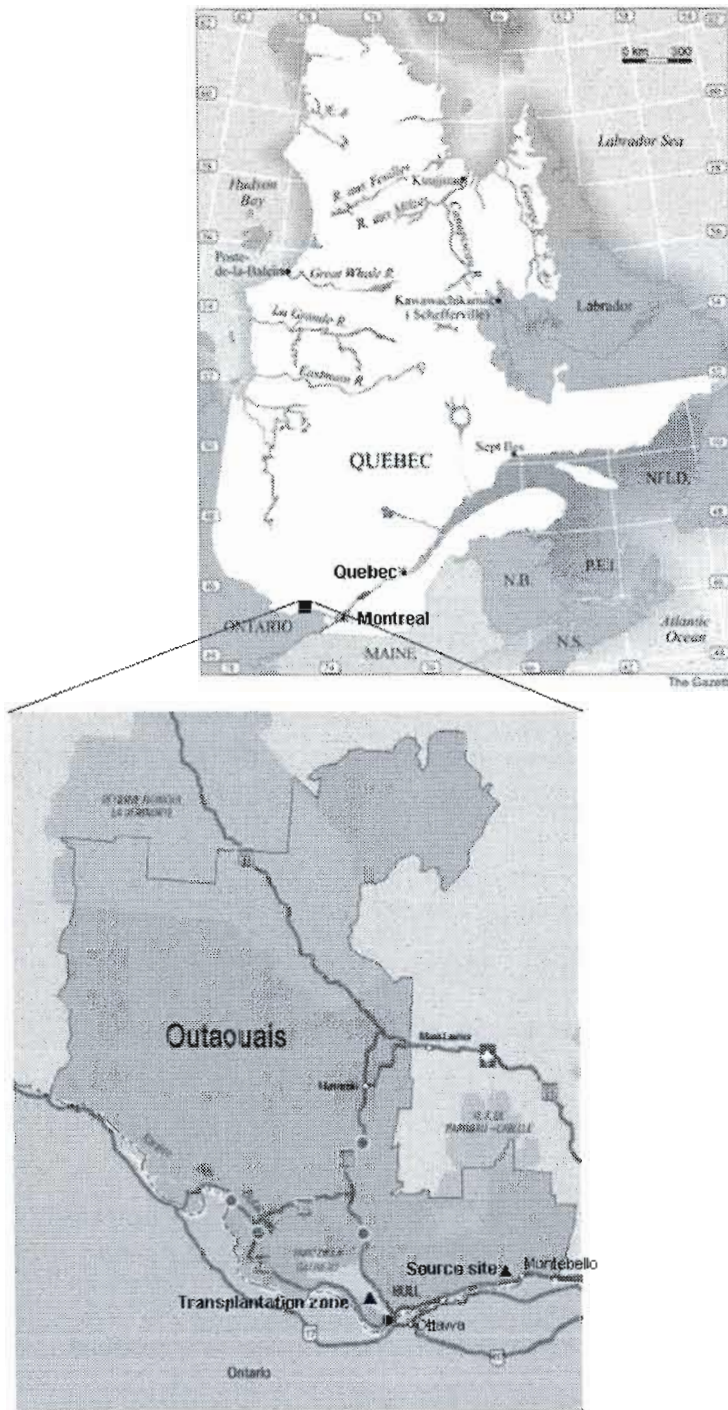


Figure 3: Localization of the study areas

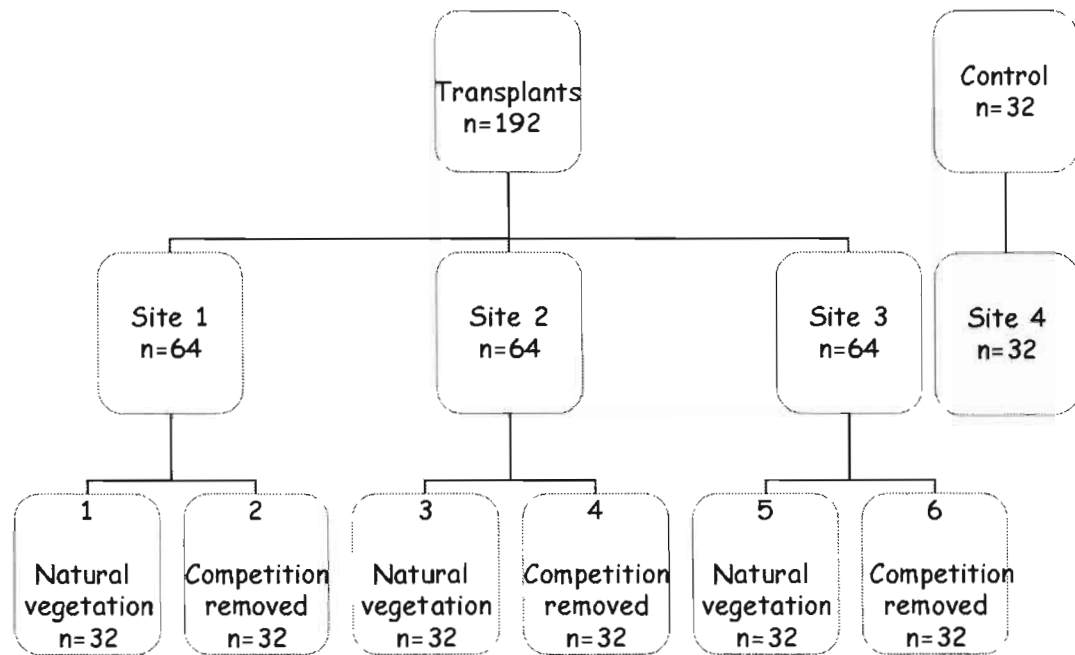
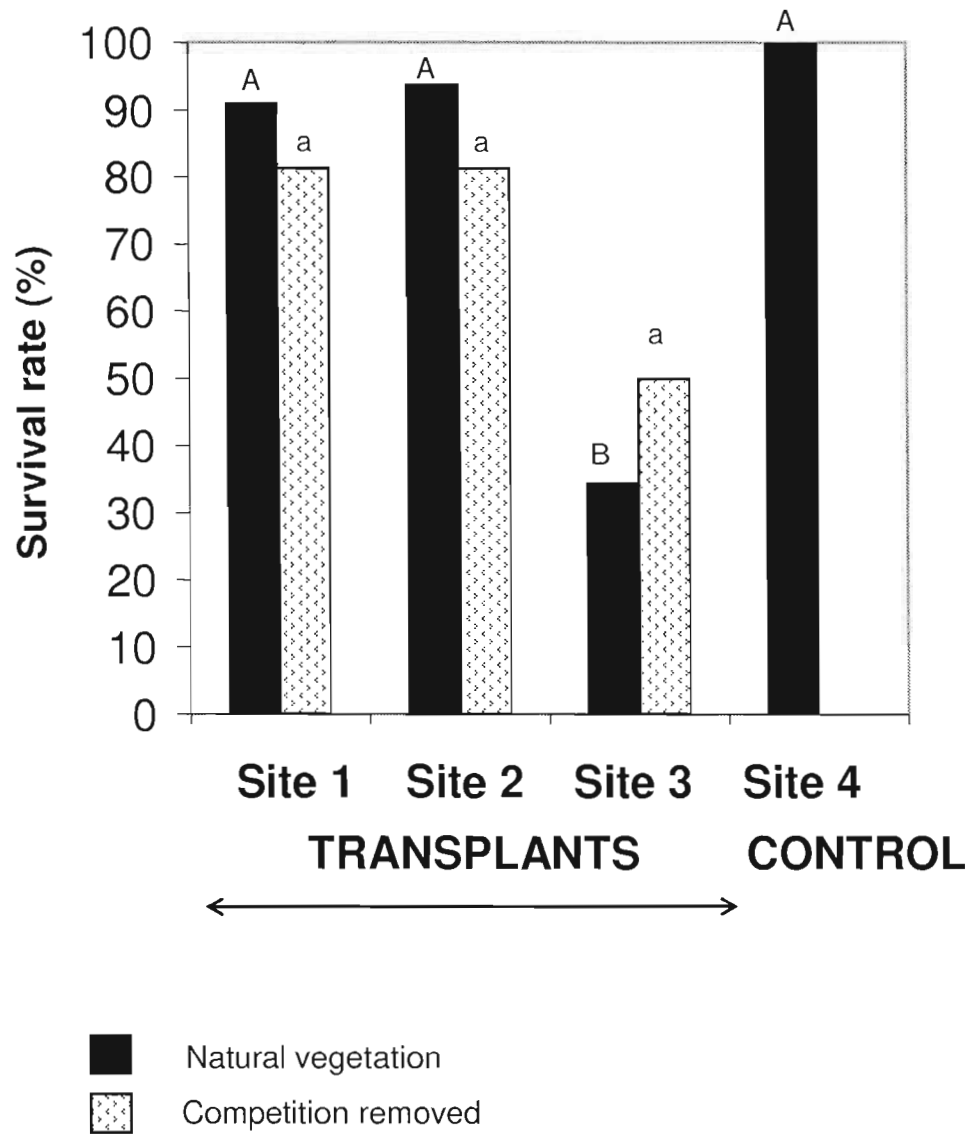


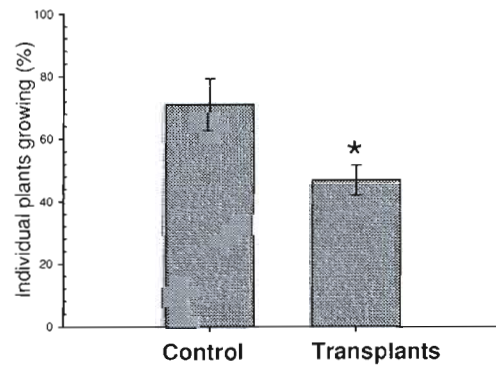
Figure 4: Experimental design of our transplantation experiment



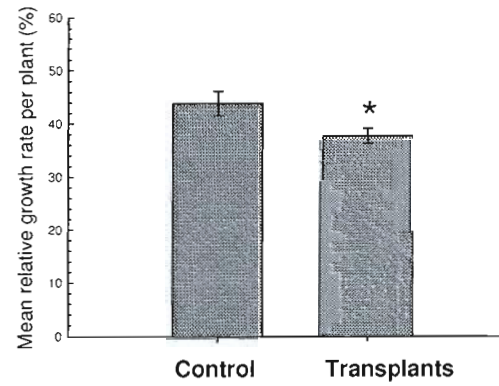
Note: Columns with the same letters and letter cases are not significantly different from each other.

Figure 5: Survival in transplant and control sites of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec, Canada

a)



b)



c)

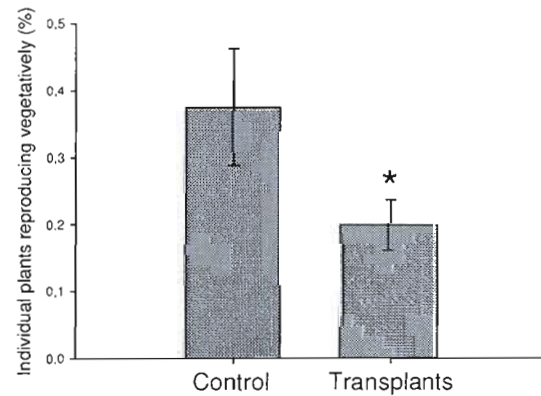


Figure 6: Effect of transplantation treatment on plant growth and vegetative reproduction for *C. platyphylla* in Southwestern Quebec: a) individual plants growing, b) plant growth rate and c) individuals reproducing vegetatively.

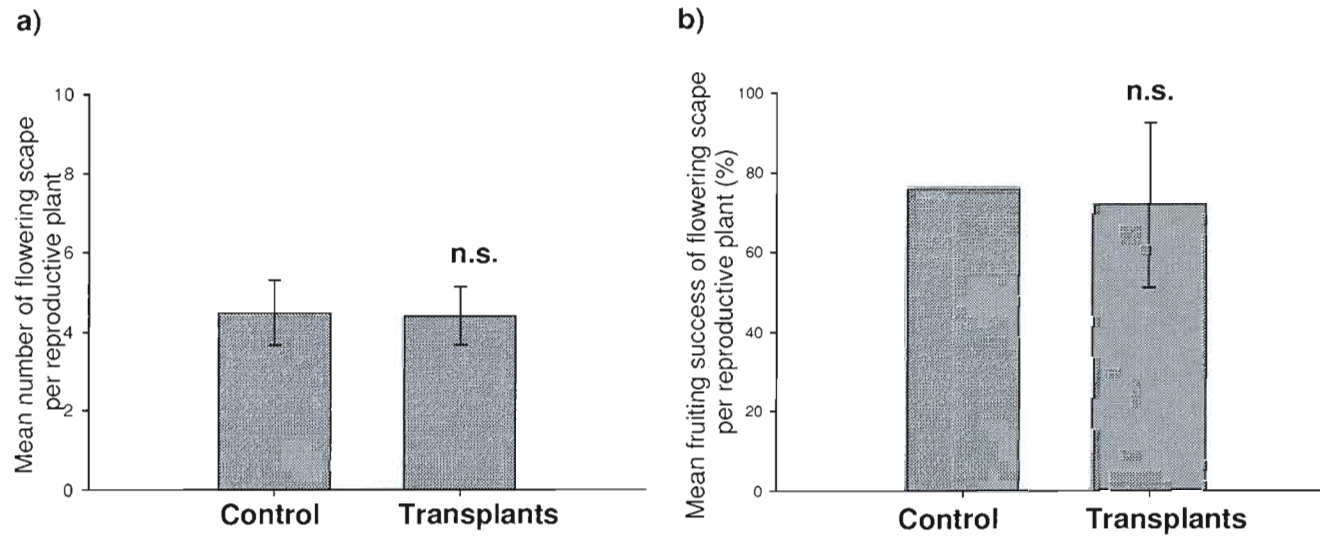


Figure 7: Effect of transplantation treatment on plant sexual reproduction of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec: a) mean number of flowering culm per reproductive plant and b) fruiting success of flowering culm per reproductive plant.

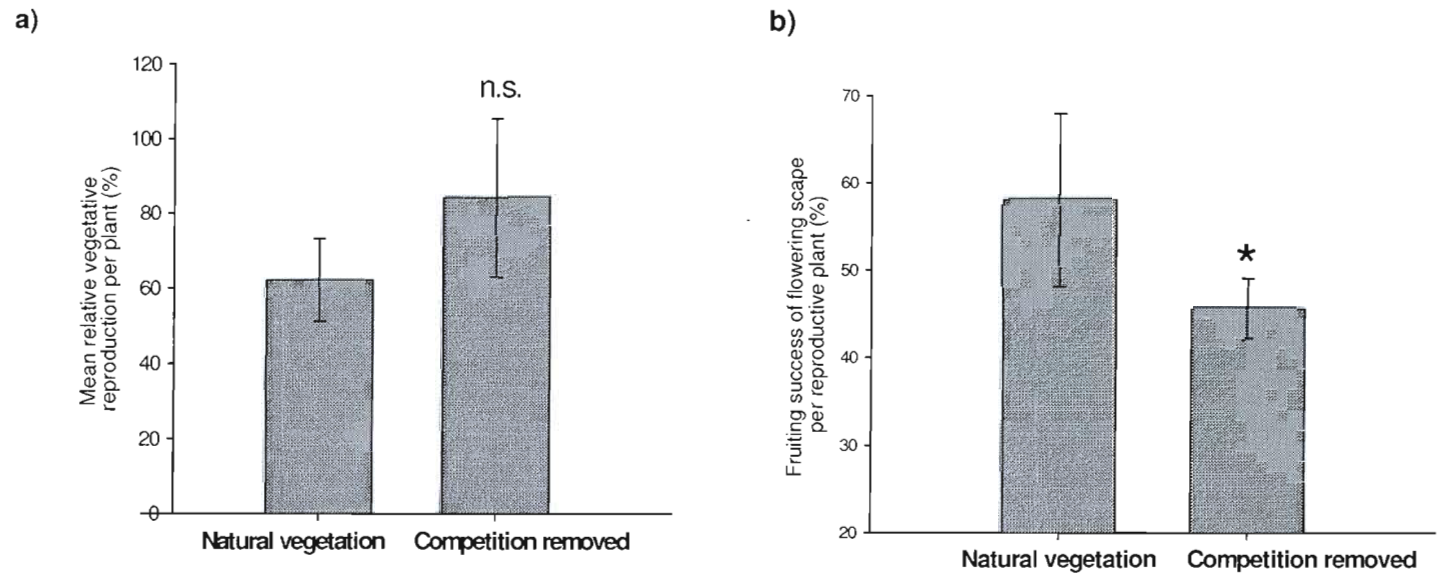


Figure 8: Effect of competition removal treatment on plant attributes of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec: a) mean relative vegetative reproduction per plant and b) fruiting success of flowering culm per reproductive plant.

Table 1 Comparison of physical habitat characteristics for the studied sites of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec.

Site number	Slope	Soil Moisture regime	Aspect	Soil depth	Soil texture	Stoniness
1	40°	Dry to moist	South-East to East	3	Loam	PP
2	30-40°	Moist	South	3	sandy loam	P
3	40°	Dry	South-West	3	Loam	P-TP
Origin	30-40°	Moist	South-East	3	Loam	SP

Table 2 Frequency analysis for survival and growth of *C. platyphylla* transplantation experiment in Southwestern Quebec.

	Plants surviving				Plants growing*			
	C	T	NV	CR	C	T	NV	CR
N	32	128	64	64	31	109	58	51
Sum	32	112	60	52	22	51	24	29
χ^2		4.571		4.444		5.564		3.148
P		0.032		0.108		0.017		0.076

Legend: Control (C), Transplants (T), Natural vegetation (NV) and competition removed (CR).

Frequency analysis significance is based on Pearson's chi-square.

N = 32 is the sample size based for each site. Resulting sample size, after concatenation and excluding missing data or zero values may vary.

$N(T) = N(NV) + N(CR)$.

*a site effect is present, $p < 0.05$

Table 3 ANOVA's of transplantation, competition removal and site on growth of studied plants of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec.

Response	Predictor	Mean \pm SE (g)	SS	d.f.	F-ratio	P
Growth (biomass increase per plant in gram)	<i>Transplantation treatment</i>		0.115	1	6.640	0.011
	Control	0.437 \pm 0.023				
	Transplants	0.368 \pm 0.012				
	<i>Competition removal treatment</i>		0.008	1	0.488	0.486
	Natural vegetation	0.360 \pm 0.017				
	Competition removed	0.378 \pm 0.018				
	<i>Site</i>		0.200	1	5.925	0.003
	1	0.397 \pm 0.017				
	2	0.341 \pm 0.017				
	4	0.437 \pm 0.023				

Table 4 Frequency analysis for sexual reproduction, fruiting success and vegetative reproduction of *C. platyphylla* transplantation experiment in Southwestern Quebec.

	Plants reproducing vegetatively				Plants reproducing sexually				Floral culms fruiting*			
	C	T	NV	CR	C	T	NV	CR	C	T	NV	CR
N	32	111	59	52	32	111	59	52	66	217	116	101
Sum	12	22	11	11	15	47	20	27	50	160	100	60
X ²		4.284		0		0.208		3.678		0.108		20.024
P		0.038		0		0.648		0.551		0.742		<0.001

Legend: Control (C), Transplants (T), Natural vegetation (NV) and competition removed (CR).

Frequency analysis significance is based on Pearson's chi-square.

N = 32 is the sample size based for each site. Resulting sample size, after concatenation and excluding missing data or zero, values may vary. N (T) = N(NV)+N(CR).

* a site effect is present, $p < 0.05$

Table 5 Wilcoxon-Mann-Whitney non-parametric analysis for quantitative data of growth, sexual reproduction and relative vegetative reproduction of studied plants of *C. platyphylla* in Southwestern Quebec.

Response	Predictor	Mean \pm SE	Chi-Square	P
Relative vegetative reproduction (number of ramets produced per plant)	<i>Transplantation treatment</i>		0.255	0.613
	Control	0.579 \pm 0.092		
	Transplants	0.592 \pm 0.060		
	<i>Competition removal treatment</i>		0.643	0.422
	Natural vegetation	0.540 \pm 0.083		
	Competition removed	0.643 \pm 0.088		
Sexual reproductive potential (number of flowering culm per plant)	<i>Transplantation treatment</i>		2453.5	0.4243
	Control	3.568 \pm 0.424		
	Transplants	4.400 \pm 0.728		
	<i>Competition removal treatment</i>		3072.5	0.2922
	Natural vegetation	5.000 \pm 0.781		
	Competition removed	2.5 \pm 0.329		
Reproductive output (number of seeds estimated per plant)	<i>Transplantation treatment</i>		6.427	0.011
	Control	42.826 \pm 7.095		
	Transplants	26.593 \pm 5.173		
	<i>Competition removal treatment</i>		19.223	0.0001
	Natural vegetation	45.886 \pm 7.278		
	Competition removed	10.825 \pm 5.381		

LITERATURE CITED

- Allen, W. H. 1994. Reintroduction of endangered plants. *Bioscience* **44**:65-68.
- Anten, N. P. and T. Hirose. 2001. Limitations on photosynthesis of competing individuals in stands and the consequences for canopy structure. *Oecologia* **129**:186-196.
- Ball, P. W. 1990. Some aspects of the phytogeography of *Carex*. *Canadian Journal of Botany* **68**:1462-1472.
- Bell G., M.J. Lechowicz, and M.J. Waterway. 2000. Environmental heterogeneity and species diversity of forest sedges. *Journal of Ecology* **88**:67-87.
- Bernard, J. M. 1990. Life history and vegetative reproduction in *Carex*. *Canadian Journal of Botany* **68**:1441-1448.
- Brookes, B. 1981. The discovery, extermination, translocation and eventual survival of *Schoenus ferrugineus* in Britain. Pages 421-428 in H. Synge, editor. *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley and Sons, Chichester, England.
- Brumback, W.E. and C.W. Fyler. 1996. Small whorled pogonia transplant project. Pages 445-451 in D. A. Falk, C.I. Millar, and M. Olwell, editors. *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Cavers, P. B. and J.L. Harper. 1967. Studies in the dynamics of plant populations : I. The fate of seeds and transplants introduced into various habitats. *Journal of Ecology* **55**:59-71.
- Claude, G., C. Cloutier, P. Darche, M. Darsigny, G. Fontaine, R. Laparé, A. Maillard, S. Rodrigue et J. Vuille. 2000. Inventaire des plantes vasculaires menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées. Nouveau tracé 1999. Liaison routière Lachute — Masson. Tronçon Lachute – Montebello. Tronçon Montebello – Masson. Gouvernement du Québec, ministère des Transports. Direction Laval-Milles-îles, Laval, Québec. 26 p. + ann. + addenda.
- Colling, G., D. Matthies, and C. Reckinger. 2002. Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. *Journal of Applied Ecology* **39**:310-320.
- Cuperus, R., K.J. Canters, H.A. Udo-de-Haes, and D.S. Friedman. 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological conservation* **90**:41-51.

- Cuperus R., M.M.G.J. Bakermans, H.A.U. De Haes, and K.J. Canters. 2001. Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management* **27** :75-89.
- Drayton, B. and R.B. Primack. 2000. Rates of success in the reintroduction by four methods of several perennial plants species in Eastern Massachussets. *Rhodora* **102**:299-331.
- Fahselt, D. 1988. The dangers of transplantation as a conservation technique. *Natural areas Journal* **8**:238-243.
- Falk, D. A. 1987. Integrated conservation strategies for endangered plants. *Natural areas Journal* **7**:118-123.
- Fiedler, P. L. 1991. Mitigation-related transplantation, relocation and reintroduction projects involving endangered, threatened and rare plant species in California, California Department Fish and Game, Endangered Plant Program, Sacramento. Unpublished report.
- Fiedler, P. L. and R.D. Laven. 1996. Selecting reintroduction sites. Pages 157-169 in D.A. Falk, C. I. Millar, and M. Olwell, editors. *Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Forman, R. T. T. and L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecological Systematics* **29**:207-231.
- Gilbert, H. 1997. Réactions prévisibles des espèces végétales forestières en situation précaire en regard des pratiques forestières québécoises, Éco-service pour le ministère québécois des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier.
- Gleason, H. A. and A. Cronquist. 1991. *Manual of vascular plants of northeastern United States and Adjacent Canada*, The New York Botanical Garden, Bronx, New York.
- Gordon, D. R. 1996. Apalachicola Rosemary (*Conradina glabra*) Reintroduction. Pages 417-422 in D.A. Falk, C.I. Millar , and M. Olwell, editors. *Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Guerrant, E. O. 1996. Designing populations: demographic, genetic, and horticultural dimensions. Pages 171-207 in D.A. Falk, C. I. Millar, and M. Olwell, editors. *Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington D.C.

- Hall, L. A. 1987. Transplantation of sensitive plants as mitigation for environmental impacts. Pages 413-420 in T.S. Elias, editor. Conservation and management of rare and endangered plants. California Native Plant Society, Sacramento, California.
- Handel, S. N. 1978. The competitive relationship of three woodland sedges and its bearing on the evolution of ant-dispersal of *Carex pedunculata*. *Evolution* 32:151-163.
- Holland, P. G. 1980. Transplant experiments with trout lily at Mont-St.Hilaire. *Journal of Biogeography* 7:261-267.
- Howald, A. M. 1996. Translocation as a mitigation strategy: Lessons from California. Pages 293-329 in D.A. Falk, C. I. Millar, and M. Olwell, editors. Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington, D.C.
- Keddy, P. 1983. Transplanting rare plants to protect them: A plant ecologist's perspective. *CBA/ABC Bulletin* 13-15.
- Labrecque, J. and G. Lavoie. 2002. Les plantes vasculaires menacées et vulnérables ou susceptibles du Québec, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, Québec.
- Lezberg, A. L., J.A. Antos, and C.B. Halpern. 1999. Belowground traits of herbaceous species in young coniferous forests of the Olympic Peninsula, Washington. *Canadian journal of botany* 77:936-943.
- Merhoff, L. A. 1996. FOCUS: Reintroducing endangered Hawaiian plants. Pages 101-120 in D.A. Falk, C.I. Millar, and M. Olwell, editors. Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington, D.C.
- Milton, S. J., W.J. Bond, M.A. Du Plessis, D. Gibbs, C. Hilton-Taylor, H.P. Linder, L. Raitt, J. Wood, and J.S. Donaldson. 1999. A protocol for plant conservation by translocation in threatened Lowland Fynbos. *Conservation Biology* 13:735-743.
- Moore, M. R. and J. L. Vankat. 1986. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a mature beech-maple forest. *American midland naturalist* 115:336-347.
- Pavlik, B. M, D. Nickren, and A.M. Howald. 1993. The recovery of an endangered plant: Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*. *Conservation Biology* 7:510-526.

- Pavlik, B. M. 1996. Defining and measuring success. Pages 127-155 in Restoring Diversity : Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington, D.C.
- Primack, R. B. 1996. Lessons from ecological theory: Dispersal, establishment, and population structure. Pages 209-234 in D.A. Falk, C. I. Millar, and M. Olwell, editors. Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington D.C.
- Provencher, M.-C. 1999. Le rétablissement de l'*Arisaema dracontium*, plante menacée de la plaine inondable du Saint-Laurent, Master's thesis. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Quinn, G. P. and Michael J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ressources naturelles, faune et parcs. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Ressources naturelles, faune et parcs.
- Rowland, J. and M.A. Maun. 2001. Restoration ecology of an endangered plant species: establishment of new populations of *Cirsium pitcheri*. Restoration ecology **9**:60-70.
- Sinclair, A. and P.M. Catling. 2003. Restoration of *Hydrastis canadensis* by Transplanting With Disturbance Simulation: Results of One Growing Season. Restoration Ecology **11**:217-222.
- Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A literature review. Global Ecology and Biogeography Letters **7**:317-333.
- Steed, J. E. and L. E. Dewald. 2003. Transplanting Sedges (*Carex* Spp.) In Southwestern Riparian Meadows. Restoration Ecology **11**:247-256.
- Tardif, B., G. Lavoie, and Y. Lachance. 2005. Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables, Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs , Québec.
- Van Der Valk, A. G., T.L. Bremholm, and E. Gordon. 1999. The restoration of sedge meadows: Seed viability, seed germination requirements, and seedling growth of *Carex* species. Wetlands **19**:756-764.
- Vasseur, L. and D. Gagnon. 1994. Survival and growth of *Allium tricoccum* Ait. transplants in different habitats. Biological conservation **68**:107-114.
- Vellend, M., M.J. Lechowicz, and M.J. Waterway. 2000a. Environmental distribution

of four *Carex* species (Cyperaceae) in an old-growth forest. American Journal of Botany 87:1507-1516.

Vellend, M., M.J. Lechowicz, and M.J. Waterway. 2000b. Germination and establishment of forest sedges (*Carex*, Cyperaceae): tests for home-site advantage and effects of leaf litter. American Journal of Botany 87:1517-1525.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Dans le cadre de notre étude, nous avons réalisé une expérience de transplantation d'une espèce à statut précaire en prenant soin de tenir compte de sa biologie, de permettre l'acquisition de connaissances, ainsi que de contribuer à améliorer l'efficacité des méthodes de conservation en contexte de mitigation. Notre expérience a été conçue en tenant compte de connaissances biologiques de *Carex platyphylla*, une espèce considérée comme peu compétitive et présente dans l'emprise routière de la future autoroute 50, entre Lachute et Montebello. Nous avons de plus évalué la transplantation de *C. platyphylla* en tenant compte de sa capacité compétitrice par l'application d'un traitement manuel de désherbage de la végétation environnante. Ceci dans le but d'améliorer le succès de la transplantation.

Nous concluons que cette expérience de transplantation est un succès étant donné la survie élevée des plants et un taux de mise à fruit similaire aux plants témoins. Par contre, les résultats obtenus sur la croissance et la production de fruits dans les traitements où la compétition est éliminée n'améliorent pas le succès de transplantation. Or, les conditions entourant l'établissement des plants de *C. platyphylla*, indiquent que c'est plutôt la méthode de contrôle de la compétition utilisée, soit, le désherbage manuel de la végétation environnante, qui n'est pas recommandable pour cette espèce. En effet, *C. platyphylla* possède un système racinaire peu élaboré devant s'établir dans un habitat avec une pente relativement marquée. Cela rendrait les plants plus sensibles aux perturbations du sol, engendrées par le désherbage manuel. En somme, une autre méthode de contrôle de la compétition qui ne perturbe pas le sol pourrait produire des résultats fort différents.

Compte tenu de l'importance du genre *Carex* dans la flore régionale et mondiale, la contribution apportée par cette étude est importante pour la conservation des

espèces à statut précaire. En effet, il y a plus d'espèces de *Carex* que de n'importe quel autre genre dans le monde et une bonne proportion (9%) des espèces québécoises susceptibles d'être désignées vulnérables ou menacées sont du genre *Carex*.

En vue de trouver d'autres approches qui pourraient améliorer la transplantation de cette espèce, nous pouvons faire les recommandations suivantes. Premièrement, la coupe de la partie végétative aérienne de la végétation environnante et l'utilisation d'herbicide respectueuse de l'environnement pourraient être des alternatives à appliquer pour réduire la compétition dans les placettes de *C. platyphylla* sans perturber le sol. En second lieu, étant donné que l'espèce est colonisatrice des trouées du couvert forestier, nous pourrions considérer que des manipulations qui augmenterait la luminosité disponible puisse être bénéfique pour les plants transplantés.

Ce projet a permis de consolider trois populations de *C. platyphylla*. Cette expérience suggère également d'autres pistes de conservation à explorer dans un contexte de mesures de mitigation. Tout d'abord, comme c'est souvent le cas en conservation, la disponibilité des plants à relocaliser est souvent réduite et cela rend ardu l'établissement de populations viables. Par contre, le nombre de plants disponibles devrait être suffisant pour permettre l'établissement des plants transplantés dans le plus grand nombre possible de sites d'accueil de qualité. Nous ne pouvons qu'insister sur l'importance de cette variabilité environnementale nécessaire pour parer à la mortalité initiale et de futurs évènements stochastiques. En ce sens également, l'ensemencement peut être utilisé de façon complémentaire pour contribuer à entretenir la viabilité des populations transplantées dans le temps.

D'autres recherches sur les micro-habitats des espèces à statut précaire à une échelle plus fine nous apparaissent porteuses pour l'efficacité des stratégies de conservation de cette espèce. L'effet site observé dans notre expérience, parfois plus fort que le traitement de compétition, suggère en effet que cette piste de recherche est importante pour la conservation de l'espèce. L'étude des

microhabitats pourrait donc apporter des informations supplémentaires sur la qualité des sites d'accueil à sélectionner et permettre d'améliorer le succès et la persistance des populations relocalisées. Par ailleurs, cette connaissance détaillée de la qualité de l'habitat naturel requis pour assurer la pérennité des populations illustre bien l'importance de la conservation des espèces dans leur milieu d'origine. La conservation des populations connues de plantes à statut précaire dans leur habitat d'origine devrait donc être la priorité pour la protection de notre patrimoine naturel.

LISTE DE RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION GÉNÉRALE

- Allen, W. H. 1994. «Reintroduction of endangered plants». *Bioscience*, vol. 44, n° 2, p. 65-68.
- Argus, G. W. et K.M. Pryer. 1990. *Rare vascular plants in Canada: Our natural heritage*. Ottawa: Canadian Museum of Nature, 84 p.
- Bowles, M. L., R.F. Bandz et M.M. DeMauro. 1993. «Propagation of rare plants from historic seed collections: implications for species restoration and herbarium management». *Restoration ecology*, vol. 1, n° 2, p. 101-106.
- Brouillet, L. 1985. «La conservation des plantes: le fondement biologique». *Naturaliste canadien*, vol. 112, p. 263-273.
- Brumback, W. E. et C.W. Fyler. 1996. «Small whorled pogonia transplant project». In *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants*, éditeurs, p. 445-451. Washington, D.C.: Island Press.
- Bullock, J.M. et K.H. Hodder. 1997. «Reintroductions: challenges and lessons for basic ecology». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 12, n° 2, p. 68-69.
- Clewell, A. et J. Rieger. 1997. «What practionners need from restoration ecologists». *Restoration Ecology*, vol. 5, n° 4, p. 350-354.
- Cook, C. D.K., J.B. Simmons, R.I. Beyer, P.E. Bretham, G. L. Lucas et V.T.H. Parry. 1976. «Autecology». In *Conservation of threatened plants*, Kew, England: Royal Botanic Gardens.
- Cuperus, R., K.J. Canters, H.A. Udo-de-Haes et D.S. Friedman. 1999. «Guidelines for ecological compensation associated with highways». *Biological conservation*, vol. 90, n° 1, p. 41-51.
- Cuperus R., M.M.G.J. Bakermans, H.A. Udo-De-Haes et K.J. Canters. 2001. «Ecological compensation in Dutch highway planning». *Environmental Management*, vol. 27, n° 1, p. 75-89.
- Elias, T. S. 1987. «Can threatened and endangered species be maintained in botanic gardens ?». In *Conservation and management of rare and endangered plants*, L.A. Hall, éditeur, p. 563-566. Sacramento, California: California native plant society.
- Fahselt, D. 1988. «The dangers of transplantation as a conservation technique». *Natural areas Journal*, vol. 8, n° 4, p. 238-243.
- Falk, D.A. 1986. «Endangered species conservation *ex situ*: The national view». In *Conservation and management of rare and endangered plants*, p. 553-561.

Sacramento, California: California Native Plant Society.

- Falk, D. A. 1992. «From conservation biology to conservation practice: Strategies for protecting plant diversity». In *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*, P. Fielder et S.K. Jain, éditeurs, p. 397-431. New York: Chapman and Hall.
- Falk, D.A., C.I. Millar, et M. Olwell. «Introduction». 1996. *Restoring Diversity : Strategies for reintroduction of endangered plants*, D.A. Falk, C.I. Millar, et M. Olwell, éditeurs, p. xiii-xxii. Washington, D.C.: Island Press.
- Fiedler, P. L. 1991. *Mitigation-related transplantation, relocation and reintroduction projects involving endangered, threatened and rare plant species in California*, Sacramento: California Department Fish and Game, Endangered Plant Program, 82 p.
- Gilbert, H. et R. Poulin. 1995. *Projet de recherche sur les modes de gestion des espèces menacées et vulnérables*. Québec: Hydro-Québec Vice-présidence Environnement et le Ministère de l'environnement, Gouvernement du Québec. 49 p.
- Hall, L.A. 1987. «Transplantation of sensitive plants as mitigation for environmental impacts». In *Conservation and management of rare and endangered plants*, p. 413-420. Sacramento, California: California Native Plant Society.
- Howald, A.M. 1996. «Translocation as a mitigation strategy: Lessons from California». In *Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*, p. 293-329. Washington, D.C.: Island Press.
- Krauss, S.L., B. Dixon et K.W. Dixon. 2002. «Rapid genetic decline in a translocated population of endangered plant *Grevillea scapigera*». *Conservation biology*, vol. 16, n° 4, p. 986-994.
- Labrecque, J. et G. Lavoie. 2002. *Les plantes vasculaires menacées et vulnérables ou susceptibles du Québec*, Québec: Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 200 p.
- Lavoie, G. 1992. *Plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec*. Québec: ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique. 180 p.
- Lewin, R. 1986. «A mass extinction without asteroids». *Science*, vol. 234, p. 14-15.
- Maunder, M., K. Havens, E.O. Guerrant et D.A. Falk. 2005. «Ex situ methods: a vital but underused set of conservation resources». In *Ex situ plant conservation :supporting species survival in the wild*, E.O. Guerrant Jr., K.

Havens et M. Maunder éditeurs, p. 3-20. Washington: Society for ecological international, Center for plant conservation.

- Milton, S. J., W.J. Bond, M.A. Du Plessis, D. Gibbs, C. Hilton-Taylor, H.P. Linder, L. Raitt, J. Wood et J.S. Donaldson. 1999. «A protocol for Plant conservation by translocation in threatened Lowland Fynbos». *Conservation Biology*, vol. 13, n° 4, p. 735-743.
- Nault, A. et V. Bachand-Lavallee. 2005. *Développement d'un outil d'aide à la gestion des espèces floristiques menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées dans les emprises routières*, Montréal: GREF Interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, Rapport présenté à Transport Québec, Direction Laval-Milles-Îles, 124 p.
- Pavlik, B.M., D. Nickren et A.M. Howald. 1993. «The recovery of an endangered plant.I. Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*.». *Conservation Biology*, vol. 7, n° 3, p. 510-526.
- Primack, R. B. 1996. «Lessons from ecological theory: Dispersal, establishment, and population structure». In *Restoring Diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*, p. 209-234. Washington D.C.: Island Press.
- Rabinowitz, D. 1981. «Seven forms of rarity». In *The biological aspects of rare plant conservation*, H. Synge, p. 205-218. New York: John Wiley and sons.
- Raven, P.H. 2002. «Science, sustainability and the human prospect». *Science*. vol. 297, p. 954-958.
- Schemske, D.W., B.C. Husband et M.H. Ruckelshaus. 1994. «Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants». *Ecology*, vol. 75, n° 3, p. 584-606.
- Sinclair, A. et P.M. Catling, 2003. «Restoration of *Hydrastis canadensis* by Transplanting With Disturbance Simulation: Results of One Growing Season». *Restoration Ecology*, vol. 11, n° 2, p. 217-222.
- Spellerberg, I. F. 1998. «Ecological effects of roads and traffic: A literature review.». *Global Ecology and Biogeography Letters*, vol. 7, n° 5, p. 317-333.
- Tardif, B. 2000. *Caractérisation de la sensibilité aux interventions forestières des espèces menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées présentes dans la zone affectée par la tempête de verglas de janvier 1998. 1. Aspects méthodologiques et mesures d'atténuation à appliquer aux activités forestières*. Québec: Ministère des Ressources naturelles, 18 p.
- Tardif, B., G. Lavoie, et Y. Lachance. 2005. *Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables.*, Québec: Gouvernement du Québec,

ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, 60 p.

Vasseur, L. et D. Gagnon. 1994. «Survival and growth of *Allium tricoccum* Ait. transplants in different habitats». *Biological conservation*, vol. 68, p. 107-114.