

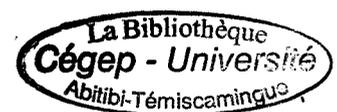
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

RÉGIONALISATION DES HABITATS HUMIDES DU QUÉBEC FORESTIER
MÉRIDIONAL

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE
EXTENSIONNÉ(E) DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
SYLVAIN MÉNARD

DÉCEMBRE 2007





BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je tiens à souligner l'aide précieuse de mes directeurs Louis Imbeau et Marcel Darveau qui ont toujours pris soin de s'assurer que j'avais tout ce qui me fallait pour travailler efficacement et qui se sont assuré que je tire le maximum de cette expérience... Merci à vous deux !

Un merci particulier à mes collègues Catherine Landry et Louis-Vincent Lemelin qui m'ont appris beaucoup et avec qui j'ai eu des discussions enrichissantes à plusieurs niveaux. Merci aussi à Sylvie Picard, Jason Beaulieu et Karine Boisvert pour leur aide avec le « pitonnage » de toute sorte.

Finalement, un merci spécial à mes parents qui, bien que je crois qu'ils n'aient jamais vraiment compris ce que je faisais, m'ont toujours encouragé et ont toujours été fiers de moi.

Ce projet a été financé par le plan conjoint sur le Canard noir, Canards Illimités Canada, la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, la Fondation de l'UQAT, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, l'Initiative boréale canadienne et le Service canadien de la faune. J'ai bénéficié d'une bourse à incidence industrielle du Conseil de recherche en sciences et génie du Canada, Canards Illimité Canada et l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue ainsi que de la bourse forêt-faune offerte conjointement par la Fondation de la faune du Québec et l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec.

AVANT-PROPOS

Des portions importantes de l'introduction générale de ce mémoire ont été publiées dans un article paru dans le *Naturaliste canadien* dans le numéro de l'été 2007 (Volume 131(2) : 85-90) sous le titre « Histoire de la classification des milieux humides du Québec ». Bien qu'il soit écrit en collaboration avec mes directeurs, Marcel Darveau et Louis Imbeau, j'en suis toutefois le premier auteur et j'ai réalisé la majorité de cette revue de littérature lors de la rédaction de ma proposition de recherche.

Le chapitre principal, rédigé en anglais sous forme d'article scientifique sera soumis à la revue *Wetlands* en vue de publication. Il se conforme donc aux exigences inscrites dans les directives aux auteurs de cette revue. L'article a également été rédigé en collaboration avec mes directeurs, Marcel Darveau et Louis Imbeau. J'ai toutefois été responsable de la collecte et de l'analyse des données, en plus d'en être le premier auteur.

Finalement, a été inséré en annexe un rapport technique publié chez Canards Illimités Canada découlant directement d'une réflexion en amont du projet de recherche, nécessaire à la classification des milieux humides à l'aide d'outils géomatiques. J'ai rédigé ce rapport en tant que premier auteur en collaboration avec Marcel Darveau, Louis Imbeau et Louis-Vincent Lemelin.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	II
AVANT-PROPOS	III
TABLE DES MATIÈRES	IV
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	VI
RÉSUMÉ	VII
RÉSUMÉ	VII
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
LES SYSTÈMES DE CLASSIFICATION EMPLOYÉS AU QUÉBEC	3
BUT ET OBJECTIFS	10
CHAPITRE I :	12
IDENTIFICATION OF WETLAND LANDSCAPE TYPES IN FORESTED REGIONS: THE CASE OF BOREAL QUEBEC, CANADA	12
RESUME	13
ABSTRACT	14
INTRODUCTION	15
METHODS	17
RESULTS	23
DISCUSSION	29
ACKNOWLEDGEMENTS	33
CONCLUSION GÉNÉRALE	34
IMPLICATIONS ET RECOMMANDATIONS	35
LISTE COMPLÈTE DES RÉFÉRENCES	37
ANNEXE A	43
MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC BORÉAL À PARTIR DE LA CARTE ÉCOFORESTIÈRE DU 3^E INVENTAIRE DÉCENNAL	43
RÉSUMÉ	44
INTRODUCTION	45
DESCRIPTION DE LA CARTE ÉCOFORESTIÈRE	47
LE SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES	49
MÉTHODOLOGIE	55
RÉSULTATS ET DISCUSSION	62
CONCLUSION	64
REMERCIEMENTS	64
RÉFÉRENCES	66

LISTE DES FIGURES

FIGURE	PAGE
I.1.	DEUX PREMIERS NIVEAUX HIÉRARCHIQUES DE LA CLASSIFICATION DES HABITATS DE MILIEUX HUMIDES ET AQUATIQUES DES ÉTATS-UNIS (MODIFIÉ DE TINER 1999). 5
I.2.	DEUX PREMIERS NIVEAUX HIÉRARCHIQUES DU SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES TERRES HUMIDES DU QUÉBEC (MODIFIÉ DE JACQUES ET HAMEL 1982). 6
I.3.	DEUX PREMIERS NIVEAUX HIÉRARCHIQUES DE LA CLASSIFICATION DÉVELOPPÉE PAR COUILLARD ET GRONDIN DANS « LA VÉGÉTATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC » (MODIFIÉ DE COUILLARD ET GRONDIN 1986). 7
I.4.	DEUX PREMIERS NIVEAUX HIÉRARCHIQUES DU SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC (MODIFIÉ DE GRONDIN 1996). 8
I.5.	DEUX PREMIERS NIVEAUX HIÉRARCHIQUES DU SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES TERRES HUMIDES DU CANADA. 9
1.1.	STUDY AREA IN QUEBEC’S FOREST-DOMINATED LANDSCAPES. 18
1.2.	WETLAND DISTRIBUTION PER MAP LEAFLET AND WETLAND CLASS. 24
1.3.	DENDROGRAM OF THE SOLUTION PRODUCED BY CLUSTER ANALYSIS 25
1.4.	BIPLOT OF THE FIRST TWO AXES OF THE PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS PERFORMED ON THE COVER DATA (%). 25
1.5.	DISTRIBUTION OF THE SIX WETLAND LANDSCAPE TYPES 28
A.1.	SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES HABITATS BORÉAUX DE LA SAUVAGINE (TIRÉ DE REMPEL <i>ET AL.</i> 1997). 51
A.2.	COUCHES <i>PEEFO</i> ET <i>HYFLL</i> DU FEUILLET 32F05NE. 55
A.3.	CLASSIFICATION DES SYSTÈMES AQUATIQUES. 58
A.4.	CLASSIFICATION DES DÉNUDÉS HUMIDES SELON LES SYSTÈMES HYDRIQUES. 59
A.5.	CLASSIFICATION DES MARÉCAGES. 61
A.6.	CLASSIFICATION DES RIVAGES. 61
A.7.	CLASSIFICATION FINALE. 63

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU	PAGE
1.1. WETLAND CLASSIFICATION SYSTEM DESIGNED FOR FOREST INVENTORY MAPS.....	20
1.2. AVERAGE LAND COVER OF THE 17 WETLAND TYPES, 3 WETLAND CLASSES AND TOTAL WETLAND FOR EACH LANDSCAPE TYPE AND FOR THE ENTIRE STUDY AREA.	27
A.1. CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES.....	53
A.2. RÉSULTAT DE LA CLASSIFICATION DU FEUILLET 32F05NE.	63

RÉSUMÉ

Malgré l'accroissement des pressions résultant de l'exploitation forestière, minière et hydroélectrique, et malgré une volonté générale de protéger et de conserver les milieux humides, peu d'efforts de recherche leur ont été consacrés, notamment en milieu forestier. Même si nous avons une bonne connaissance de l'écologie de ces milieux, aucune étude concernant la quantification et la régionalisation des milieux humides n'a été réalisée à l'échelle de la province de Québec. Une revue de littérature a démontré que les systèmes de classification eux-mêmes pouvaient être une des causes de l'absence d'une base de données provinciale. Bien que les différentes classifications soient scientifiquement irréprochables, elles sont difficilement utilisables avec des méthodes de télédétection puisqu'elles nécessitent une validation terrain.

Nous avons réalisé une étude sur la distribution à petite échelle des milieux humides du Québec forestier (540 000 km²). Les objectifs poursuivis étaient la quantification de différents types de milieux humides, le découpage de l'aire d'étude en paysages-types, l'étude de la relation entre la distribution des milieux humides et certaines variables environnementales, et l'évaluation de la capacité des classifications écologiques terrestres à intégrer la diversité des milieux humides. Nous avons classifié les milieux humides sur 456 feuillets cartographiques écoforestiers répartis systématiquement selon un système reconnaissant 17 types de milieux humides et aquatiques et en avons quantifié la couverture par feuillet. Les 17 types se distinguent par le régime trophique, le sol, la végétation et leur connexion au système hydrographique. Ils se regroupent en trois classes, soit les milieux aquatiques, les dénudés humides et les marécages. Par des analyses en composantes principales et de groupement, les paysages-types ont été reconnus et caractérisés en groupant les feuillets selon leur similarité en termes de milieux humides. L'analyse de redondance partielle a permis d'étudier le pouvoir explicatif des variables environnementales quant à la distribution des milieux humides, puis l'analyse discriminante a été employée pour l'étude de la relation entre les classifications terrestres et la distribution des milieux humides.

Les résultats ont démontré l'hétérogénéité spatiale des milieux aquatiques et humides, qui représentent respectivement 10,3 % et 11,7 % de la superficie classifiée. La variabilité spatiale a été confirmée par l'identification de six paysages-types se regroupant en trois catégories (paysages-types humides, secs et anthropiques). La présence de ce dernier évoque l'ampleur de l'empreinte humaine sur les habitats aquatiques. La variabilité dans la couverture de milieux humides est fortement liée

aux variables environnementales. La géomorphologie et la géologie ont un pouvoir explicatif significativement plus grand que le climat, ce qui explique que le cadre écologique de référence, basé sur la géologie, intègre davantage la diversité des milieux humides que le système de classification écologique basé sur le climat. Bien que les projets de conservation des milieux humides devraient être basés sur un cadre écologique qui leur est propre, il demeure que l'utilisation de cadres écologiques basés sur la géologie et la géomorphologie est une alternative intéressante pour la planification de la conservation des milieux humides dans les endroits où une régionalisation des milieux humides est inexistante.

Mots clés : régionalisation, milieux humides, classification, paysage-type, Québec forestier, carte écoforestière

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'expression « milieu humide » proviendrait du terme anglais *wetland*, désignant les milieux issus d'un contact plus ou moins prolongé avec un plan d'eau (Couillard et Grondin 1986). Il existe à travers le monde une remarquable diversité de ces milieux, résultant principalement de différences régionales de régime hydrologique, de climat, de sols et de contextes géomorphologique et géologique (Tiner 1999). Cette diversité s'accompagnant d'un vaste vocabulaire (Barneau 2000), l'expression milieu humide fut rapidement acceptée et utilisée comme qualificatif des zones ni proprement terrestres, ni proprement aquatiques (Couillard et Grondin 1986). Il s'agit donc d'un concept générique dont la définition varie grandement selon l'expertise et l'intérêt des personnes qui l'élaborent. Si les définitions les plus couramment employées aujourd'hui sont fondées sur des concepts biologiques, c'est que ce sont les botanistes et les biologistes qui ont été les premiers à reconnaître l'importance des milieux humides (Tiner 1999).

À travers le monde, on reconnaît plus de 50 définitions générales, regroupées en deux familles, soit les définitions réglementaires et les définitions scientifiques (Dugan 1990). Au niveau international, la définition réglementaire la plus connue, mais également la plus large, est celle de la convention sur les milieux humides de Ramsar, une convention visant la conservation et l'utilisation rationnelle des milieux humides. On y trouvait la définition suivante : « les zones humides sont des biotopes d'une grande diversité : des marais, des tourbières, des plaines d'inondation, des cours d'eau, des lacs et des zones côtières telles que des marais salés, des mangroves et des herbiers marins, [...] mais aussi des zones humides artificielles telles que des bassins de traitement des eaux usées et des retenues de barrages » (Bureau de la Convention de Ramsar 2000). Une des plus importantes critiques faites à l'égard des

définitions de ce type est qu'elles ont tendance à demeurer vagues, employant des termes vernaculaires au lieu de descriptions, de manière à s'adapter aux objectifs des législateurs et laisser place à l'interprétation (Barneau 2000).

Dans le domaine scientifique, une définition grandement acceptée et utilisée est celle proposée par le *United States Fish and Wildlife Service* (USFWS) : « un milieu humide est une terre où la nappe phréatique est au niveau, près de ou au dessus de la surface suffisamment longtemps pour promouvoir la formation de sols hydriques, ou pour supporter la croissance d'espèces hydrophytes » (Cowardin et al. 1979). De cette définition, il se dégage trois critères nécessaires à l'identification des milieux humides : 1) l'hydrologie, par le degré d'inondation ou de saturation du substrat, 2) la végétation, par la présence d'hydrophytes, et 3) les caractéristiques du sol (Tiner 1999).

Au Canada, le groupe de travail national sur les terres humides (GTNTH) définit un milieu humide comme étant « une terre saturée d'eau pendant une période assez longue pour que naissent des processus de terre humide ou aquatique, qui se caractérisent par un faible drainage des sols, des espèces hydrophytes et différentes sortes d'activité biologique adaptée aux milieux humides » (GTNTH 1988). La définition est donc en accord avec celle proposée par le USFWS puisqu'elle traite des trois critères d'identification. Par contre, elle accorde davantage d'importance aux processus biologiques, considérés comme indicateurs de ces milieux.

S'il existe un certain consensus quant aux trois éléments nécessaires à l'identification d'un milieu humide, tous ne s'entendent pas quant aux seuils à atteindre pour qu'un site soit qualifié d'humide, ni même à savoir s'il faut absolument la présence des trois éléments (Janish et Molstad 2004).

Bien que l'hydrologie soit l'élément le plus important dans la caractérisation d'un milieu humide, c'est également le paramètre le plus difficile à décrire précisément. Pour cette raison, il est pratiquement impossible de construire une définition basée uniquement sur ce critère. Il faut donc avoir recours à des indicateurs tels que la végétation et les sols, dont les définitions sont souvent circulaires (Cowardin et Golet 1995). En effet, une plante hydrophyte est souvent définie comme une plante qui pousse sur un sol hydrique, qui est lui-même défini comme un sol sur lequel croissent des plantes hydrophytes. Ainsi, il demeure important de garder à l'esprit qu'étant donné la diversité des milieux, des acteurs et de leurs objectifs, une définition unique relève de l'impossible (Tiner 1999; Barneau 2000).

Les systèmes de classification employés au Québec

Classification internationale en lien avec la Convention de Ramsar

La classification des milieux humides québécois a évolué non seulement à l'échelle provinciale, mais aussi au travers des classifications canadiennes et internationales. Les voici donc, par ordre d'apparition.

Suite à une convention internationale signée à Ramsar, en Iran, en 1971, les signataires se sont entendus sur un système de classification des types de milieux humides (http://www.ramsar.org/ris/key_ris_f.htm#type). Ce système consiste essentiellement en une énumération de types de milieux humides, regroupés dans trois catégories : les zones humides 1) marines/côtières, 2) continentales et 3) « artificielles ». Ces catégories comptent respectivement 12, 20 et 10 types de zones humides. Les noms évoquent bien la diversité à l'échelle planétaire : récifs coralliens,

marais intertidaux, lacs d'eau douce permanents, terres agricoles saisonnièrement inondées, étangs d'épuration des eaux usées, etc.

Classification des habitats de milieux humides et aquatiques des États-Unis

Proposé il y a plus de 25 ans, le système américain a non seulement influencé la première classification nationale québécoise, mais il demeure reconnu comme étant la classification la plus sophistiquée (Barneau 2000). Développé par Cowardin et al. (1979) pour le compte du USFWS, le système américain avait pour objectifs l'inventaire et la cartographie des milieux humides américains. Sa force provient à la fois de l'emploi de caractéristiques descriptives « neutres » comme le régime des eaux, la végétation et le sol et de l'exclusion de termes vernaculaires confondants comme marais ou marécage (Cowardin et Golet 1995). De plus, les caractéristiques observables uniquement sur le terrain (*i.e.* inaccessibles par les techniques de télédétection) ont été reléguées aux niveaux inférieurs de la classification, favorisant son utilisation à différentes échelles (Barneau 2000).

Il s'agit d'une classification hiérarchique dont le premier niveau est constitué de cinq systèmes (marin, estuarien, riverain, lacustre, palustre) formant des complexes de milieux humides qui partagent les mêmes influences de facteurs géomorphologiques, chimiques et biologiques (Tiner 1999). Ces systèmes sont ensuite subdivisés en huit sous-systèmes en fonction de la position, de la permanence et de la profondeur de l'eau ainsi que de l'influence des marées (Figure I.1). Aux niveaux inférieurs, onze classes, 28 sous-classes, et de nombreux types de dominance décrivent le milieu humide selon le recouvrement et le type de végétation et de substrat.

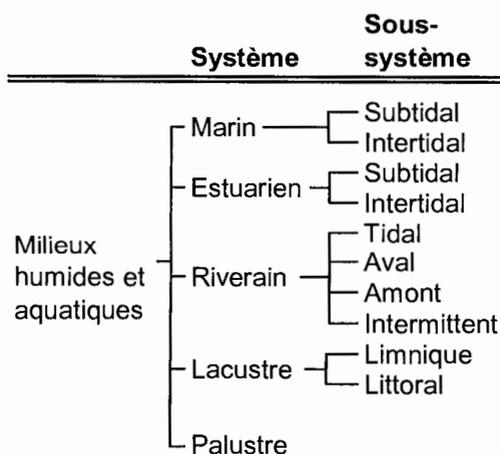


Figure I.1. Deux premiers niveaux hiérarchiques de la Classification des habitats de milieux humides et aquatiques des États-Unis (modifié de Tiner 1999).

Le système de classification des terres humides du Québec

C'est au Laboratoire d'études des macrophytes aquatiques du Nord-Est de l'Amérique (LEMNA) qu'a incombé la tâche d'élaborer le premier système provincial de classification des milieux humides (Jacques et Hamel 1982). Le laboratoire avait reçu un tel mandat du Ministère québécois du Loisir, de la Chasse et de la Pêche dans le but d'élaborer des programmes de protection et de mise en valeur des milieux humides, un atlas des milieux humides ainsi qu'un bilan des pertes subies.

Ainsi, au premier niveau hiérarchique, les milieux sont subdivisés selon les cinq systèmes de Cowardin et al. (1979) alors qu'au deuxième niveau, huit classes (substrat dénudé, eau libre, herbier aquatique, marais, prairie humide, marécage, fen et bog) sont définies selon les caractéristiques du milieu et des groupements végétaux (Figure I.2). Grossièrement, une classe regroupe des milieux ayant des habitats et des physionomies semblables (Jacques et Hamel 1982). Le système est complété par des

sous-classes, des formes et sous-formes de croissance, des types de dominance ainsi que des types de station, tous basés sur la végétation et le substrat.

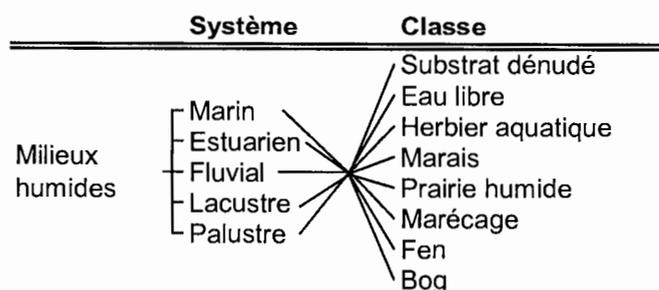


Figure I.2. Deux premiers niveaux hiérarchiques du système de classification des terres humides du Québec (modifié de Jacques et Hamel 1982).

La végétation des milieux humides du Québec

En 1986, Couillard et Grondin publient une revue de littérature sur la composition et la classification des milieux humides du Québec afin de faciliter la constitution de réserves écologiques représentatives de ces milieux. Les auteurs de cet ouvrage se sont concentrés sur trois aspects, soit l'analyse des autres systèmes de classification, une revue de la documentation existante et un découpage préliminaire du territoire en régions homogènes. Ainsi, cette classification n'a pas été conçue pour remplacer les classifications préalables, mais bien pour faciliter la compilation des données existantes dans le domaine.

La classification de Couillard et Grondin (1986) est un système hiérarchique qui se divise, au premier niveau, en trois systèmes définis sur la base de processus écologiques : 1) le système marégraphique, associé au phénomène des marées, 2) le système riverain, relié aux fluctuations saisonnières d'un plan d'eau douce, et 3) le système tourbeux, caractérisé par un bilan positif de production de tourbe.

Les systèmes marégraphiques et riverains sont caractérisés au second niveau par la notion d'étage, dictée par le régime d'inondation. La classe physionomique, correspondant grossièrement aux classes élaborées par Jacques et Hamel (1982), ainsi que le groupement végétal caractérisent les niveaux plus précis de la classification.

Le système tourbeux, quant à lui, se précise au second niveau par la notion de régime trophique, dicté par la source d'approvisionnement en eau (Figure I.3). Trois niveaux complètent la classification, soit : 1) le modèle physionomique, nommé à partir de la caractéristique visuelle la plus évidente (*e.g.* fen uniforme, bog structuré, etc.), 2) le biotope, considérant principalement le relief et 3) le groupement végétal.

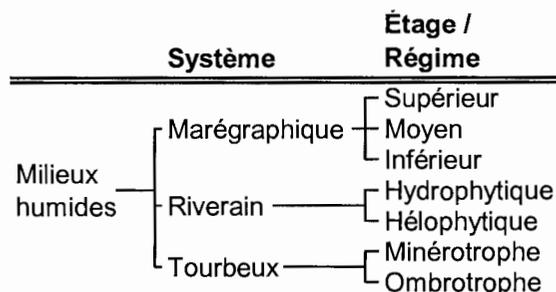


Figure I.3. Deux premiers niveaux hiérarchiques de la classification développée par Couillard et Grondin dans «La végétation des milieux humides du Québec» (modifié de Couillard et Grondin 1986).

Le système de classification des milieux humides du Québec

En 1994, en réponse à une augmentation de l'exploitation et d'un besoin de conservation des milieux humides, Buteau et al. (1994) introduisent un nouveau système afin d'établir un cadre de référence provincial. Même si les auteurs jugent que certains ouvrages existants répondent déjà en partie à cet objectif, leur utilisation dans ce contexte précis ne répond pas tout à fait à leurs attentes. Ils proposent donc

d'uniformiser les concepts et les hiérarchies des différents ouvrages qui les ont inspirés.

Ce système comporte sept niveaux hiérarchiques (cinq écologiques et deux végétaux). Aux deux premiers niveaux, les milieux humides sont subdivisés selon quatre systèmes d'approvisionnement en eau (système de précipitation, d'écoulement, riverain et marégraphique), puis en six types d'habitats (Figure I.4). Ces habitats sont définis en fonction de l'exposition au vent et aux vagues pour les systèmes marégraphiques et riverains, et de la nature du substrat pour les systèmes de précipitation et d'écoulement (Buteau et al. 1994). Aux niveaux plus précis de la classification, on retrouve : 1) la forme et les sous-formes, caractérisés selon l'étagement, la qualité de l'eau et la nature du substrat pour les systèmes marégraphique et riverain ou selon des traits physiologiques pour les systèmes de précipitation et d'écoulement, 2) le biotope dicté par le microrelief, et 3) la physiologie et le groupement végétal.

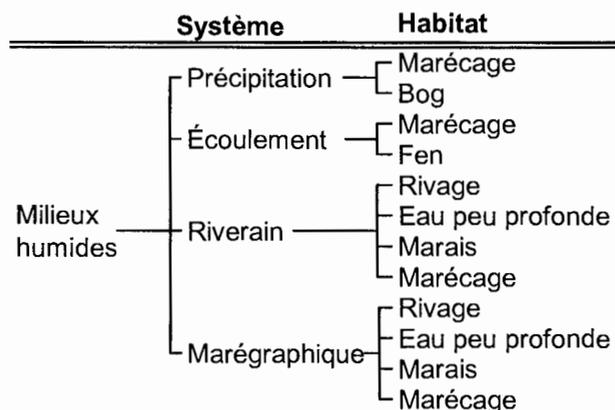


Figure I.4. Deux premiers niveaux hiérarchiques du système de classification des milieux humides du Québec (modifié de Grondin 1996).

Système de classification des terres humides du Canada

Ce système canadien a été lancé en 1997 par le GTNTH pour faire le lien entre les différentes classifications régionales (Tiner 1999) et établir un langage commun servant de base à l'échange et à la comparaison à l'échelle du Canada (Warner et Rubec 1997). Le GTNTH regroupait des spécialistes des milieux humides de différentes provinces, dont les trois auteurs de la classification québécoise de 1994.

Il repose sur trois niveaux hiérarchiques : 1) la classe (bog, fen, marais, marécage, eau peu profonde), fondée sur l'origine et la genèse de l'écosystème (ainsi que des propriétés qui en découlent), 2) la forme et la sous-forme, basées sur la morphologie, le modelé et le type d'eau, et 3) le type, distingué par les particularités physiologiques des collectivités végétales (Figure I.5).

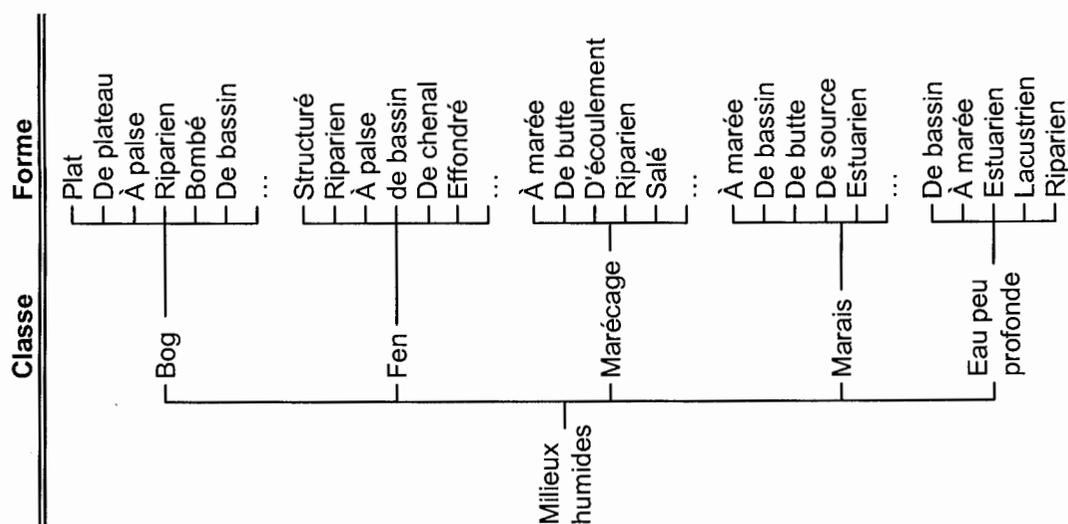


Figure I.5. Deux premiers niveaux hiérarchiques du système de classification des terres humides du Canada (tiré de Warner et Rubec 1997).

But et objectifs

Malgré une bonne connaissance de l'écologie (Gauthier 1980; Grondin et Ouzilleau 1980; Couillard et Payette 1985; GTNTH 1988; Dignard et al. 1990; Payette et Rochefort 2001) et des principes de classification des milieux humides au Québec, nous n'en savons encore que très peu sur leur répartition. En effet, la quantité de milieux humides au Québec (ainsi qu'au Canada) demeure une estimation basée essentiellement sur la connaissance de gestionnaires régionaux pour de vastes portions du pays (Zoltai et Pollet 1979; Zoltai 1988).

Deux raisons expliquent cette lacune dans notre connaissance des milieux humides. D'une part, les systèmes de classifications, quoiqu'ayant une bonne base scientifique, nécessitent plus souvent qu'autrement une validation terrain, ce qui s'avère trop coûteux en temps et en argent pour s'exécuter à l'échelle d'une province. D'autre part, malgré l'avancement dans le domaine des systèmes d'information géographique, aucun travail de synthèse des données disponibles n'a été réalisé (Grondin 1996). Il n'existe donc pas de base de données permettant de caractériser les milieux humides à l'échelle provinciale.

Cette étude s'inscrit dans un projet mené conjointement par Canards Illimités Canada (CIC), l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) et le Service Canadien de la Faune (SCF), en partenariat avec l'Initiative boréale canadienne, le Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN) et le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF) visant la compréhension des éléments et des processus affectant l'abondance du Canard noir (*Anas rubripes*) dans le Québec forestier. Le but de mon étude était de caractériser l'abondance régionale et les grands patrons de distribution de différents types d'habitats humides et aquatiques

définis par la carte écoforestière et de créer des régions homogènes selon ces types d'habitats. Les objectifs spécifiques étaient: 1) développer un outil permettant une classification rapide des milieux humides et aquatiques à l'échelle du Québec forestier méridional, 2) cartographier et décrire la répartition spatiale de ces milieux, 3) créer des régions homogènes en termes de types et de proportions d'habitats humides et aquatiques, 4) expliquer la répartition et la composition de ces régions par des caractéristiques environnementales, et 5) évaluer l'efficacité des cadres écologiques terrestres de référence à rendre compte de la diversité des milieux humides.

Le chapitre principal décrit la répartition des différents types de milieux humides issus de la classification, puis s'attarde au découpage du Québec forestier en régions homogènes ainsi qu'à leur description. Finalement, le lien entre les types de milieux humides, les cadres écologiques québécois et des données environnementales est étudié.

Un annexe à ce mémoire, le contenu d'un rapport technique, documente le développement d'une méthode de classification des milieux humides et aquatiques du Québec forestier adaptée à l'utilisation de la carte écoforestière issue du troisième programme d'inventaire décennal du MRNF et l'illustre à l'aide d'un exemple. Cette annexe permettra au lecteur qui le juge nécessaire d'obtenir plus d'informations sur les détails techniques liés à la méthodologie de classification des milieux humides utilisée dans le chapitre 1.

CHAPITRE I :

IDENTIFICATION OF WETLAND LANDSCAPE TYPES IN FORESTED REGIONS: THE CASE OF BOREAL QUEBEC, CANADA

Sylvain Ménard^{1,2,3}, Marcel Darveau^{2,3,4} and Louis Imbeau^{1,3}

1. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec), J9X 5E4.
2. Canards Illimité Canada, 710, rue Bouvier, bureau 260, Québec (Québec), G2J 1C2.
3. Centre d'étude de la forêt, Case postale 8888, succursale Centre-ville Montréal (Québec), H3C 3P8.
4. Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec (Québec), G1K 7P4.

Résumé

Au Canada, peu d'efforts ont été consacrés à compléter les premiers inventaires nationaux de milieux humides réalisés à la fin des années 70, si bien qu'aujourd'hui, nous n'en savons encore que très peu sur la distribution des milieux humides à l'échelle provinciale. Nous avons réalisé une étude sur la répartition à petite échelle des milieux humides du Québec forestier (540 000 km²). Les objectifs étaient 1) l'étude de la distribution de différents types de milieux humides à une échelle régionale, 2) le découpage de l'aire d'étude en paysages-types, et 3) l'étude de la relation entre les classifications écologiques terrestres, certaines variables environnementales et la distribution des milieux humides. Nous avons classifié les milieux humides sur 456 feuillets cartographiques écoforestiers de 252 km² chacun répartis systématiquement dans l'aire d'étude. Étant donné que les cartes écoforestières ne permettent pas une correspondance parfaite avec la classification canadienne des milieux humides, nous avons élaboré un système reconnaissant 17 types de milieux humides et aquatiques et en avons quantifié la couverture par feuillet. Les résultats ont démontré l'hétérogénéité spatiale des milieux aquatiques et humides, qui représentent respectivement 10,3 % et 11,7 % de la superficie classifiée. La variabilité spatiale a été confirmée par l'identification de six paysages-types se regroupant en trois catégories (paysages-types humides, secs et anthropique). La présence de ce dernier évoque l'ampleur de l'empreinte humaine sur les habitats aquatiques. La variabilité dans la couverture de milieux humides est fortement liée aux variables environnementales. La géomorphologie et la géologie ont un pouvoir explicatif significativement plus grand que le climat, ce qui explique que le cadre écologique de référence, basé sur la géologie, intègre davantage la diversité des milieux humides que le système de classification écologique basé sur le climat. Bien que les projets de conservation des milieux humides devraient être basés sur un cadre écologique qui leur est propre, il demeure que l'utilisation de cadres écologiques basés sur la géologie et la géomorphologie est une alternative intéressante pour la planification de la conservation des milieux humides dans les endroits où une régionalisation des milieux humides est inexistante.

Mots-clés: régionalisation, milieux humides, classification, paysages-types humides, carte écoforestière, forêt boréale, analyse de groupement, réservoir

Abstract

Since the first national estimates of wetland abundance initiated in the 1970's, little effort have been devoted to refine quantification of wetlands in Canada, particularly for boreal regions. Therefore, little is known about wetland distribution at national or provincial scales. We conducted a distribution study of wetlands in Quebec in forest-dominated landscapes. Goals were 1) study of wetland distribution, 2) definition of wetland landscape types and 3) analysis of the correspondence between wetland distribution, environmental variables and commonly used land classification systems. We used 456 forest inventory map leaflets of 252 km² systematically distributed within a 540,000 km² area to classify wetlands. Because the maps do not allow a perfect concordance with the Canadian wetland classification, we developed a system that distinguished 17 types of deepwater and wetland habitats. Those two habitat classes respectively covered 11.7 % and 10.3 % of the study area. Spatial heterogeneity was confirmed by identification by multivariate analyse of six wetland landscape types further categorised in three groups: "wet", "dry" and "anthropogenic". The latter emphasised the magnitude of human footprint, reservoirs representing 26 % of total water coverage. Partial redundancy analyses showed that environmental variables account for 35 % of wetland coverage variation. Terrestrial ecozones integrate 26 % of coverage variation and 76 % of the sites were attributed to the correct ecozone by discriminant function analysis, based on wetland coverage. Thus, in areas where no wetland regions have been defined, we suggest that terrestrial ecozones could serve as a surrogate for wetland conservation planning.

Key words: wetland regionalisation, wetlands, classification, wetland landscape type, forested regions, forest inventory map, boreal forest, cluster analysis, human footprint, reservoirs

Introduction

Because of increasing pressures that have resulted from timber harvesting, mining, hydroelectric development, and ecotourism (World Resources Institute 2000; Anielsky and Wilson 2006), there is an urgent need for acquiring reliable data on the quantity and distribution of wetlands in forest-dominated landscapes in order to integrate these important habitats into resource management, land-use planning, and conservation strategies.

In Canada, even though there exist some provincial wetland inventories (Alberta (Vitt et al. 1996), Nova-Scotia (<http://www.gov.ns.ca/natr/wildlife/wetlands/nswi.htm>) and Prince Edward Island (Dibblee 2000)), many provinces still do not have complete coverage, particularly in the boreal zone. It is generally believed that 12 % of the country is covered by wetlands (1,240,268 km², Tarnocai 2001). This proportion increases to 30 % in boreal landscapes (World Resources Institute 2000). However, it must be stressed that these percentages of the area occupied by wetlands are gross estimates often only based on the knowledge of local resources managers (Zoltai and Pollet 1979; Zoltai 1988). One explanation for this paucity of data lies in the difficulty incurred in using existing classification systems with remotely sensed data. For example, the Canadian national classification system discriminates, at the first level, bogs from fens using nutrient regime (Warner and Rubec 1997), which is confirmed by site-specific data gathered from assessments of water geochemistry (Wheeler and Proctor 2000) or plant communities (Gauthier 1980). Several studies showed that such a distinction is possible by photo-interpretation (Couillard and Grondin 1986; Vitt et al. 1996) but because it is a very costly and time consuming method, it is rarely used at regional scales. A project aimed at producing a Canadian Wetland Inventory is in progress (www.cwi-icth.ca/), but it could still take several years before its results are published. In the meantime, land use planning and resource

management is conducted without taking into account wetlands at the landscape level, whereas managers who need wetland maps to build spatially explicit habitat models at the same scale are also limited by the availability of wetland distribution maps.

As a possible solution to the growing need for a simple and reliable wetland database in forest-dominated landscapes, we recently developed a wetland classification system designed to be used with forest inventory maps (Ménard et al. 2006). The advantage of this method over aerial photography approaches (as the one proposed by Rempel et al. 1997) is that forest inventory maps have already been interpreted, are ready to use, and are available at a scale of 1:20,000 almost everywhere forests are managed. Moreover, these maps are well known and commonly used not only by forest managers, but also by ecologists and wildlife biologists.

According to Zoltai and Pollet (1979), two factors control wetland dynamics in Canada and are likely to have a strong influence on their regional distribution at the landscape level. Climate controls wetland development whereas landform and geology control wetland distribution. Although some ecological classification systems that are currently used in conservation and management in Canada are based on these two factors, their ability to adequately delimit wetland landscape types has never been tested. For example, in Quebec, the ecological land classification system was developed by the *Ministère des Ressources naturelles et de la Faune* (MRNFQ) and is used primarily for forest management. It is based on climate as expressed by vegetation and recognises, at its largest scale, 10 bioclimatic domains (Saucier et al. 1998). In contrast, another system, the ecological reference framework was developed by the *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs* (MDDEP) and is used in the establishment of protected areas based on a coarse-filter

approach. It recognises 13 natural provinces, similar to Canadian ecozones (Li and Ducruc 1999). Following the recommendations of Bayley et al. (1985), we believe that an evaluation of the ability of such ecological classifications that are based on terrestrial features to delineate wetland types and regions should be done using actual resource data.

Using forest inventory maps as a tool, our objectives were 1) to get a more precise portrait of the distribution of different wetland types' at a regional scale over forested landscapes in boreal Quebec; 2) to delineate, based on multivariate analysis, wetland landscape types, which are homogenous in terms of wetland types and proportions; 3) to determine the importance of climate and landform in shaping their distribution; and 4) to evaluate the validity of different ecological land classification systems to adequately represent wetland diversity.

Methods

Study area

The study area covers approximately 540,000 km², which corresponds almost to the entire area covered by merchantable forests in the province of Quebec. We classified wetlands and deepwater habitats on 456 forest map leaflets systematically distributed over the study area (Figure 1.1). This represents a classified area of 150,000 km² corresponding to a 20 % sampling effort. The area covered by each wetland type was calculated for each map leaflet (percentage of the leaflet).

Voronoi tessellation was used to draw the influence polygon (mean size = 1,172 km²; median = 933 km²; min = 392 km²; max = 9,500 km²) of each map leaflet centroid, in

order to fill the sampling voids (Figure 1.1). It was used as a visual aid to build the wetland cover maps and to identify boundaries between wetland landscape types.

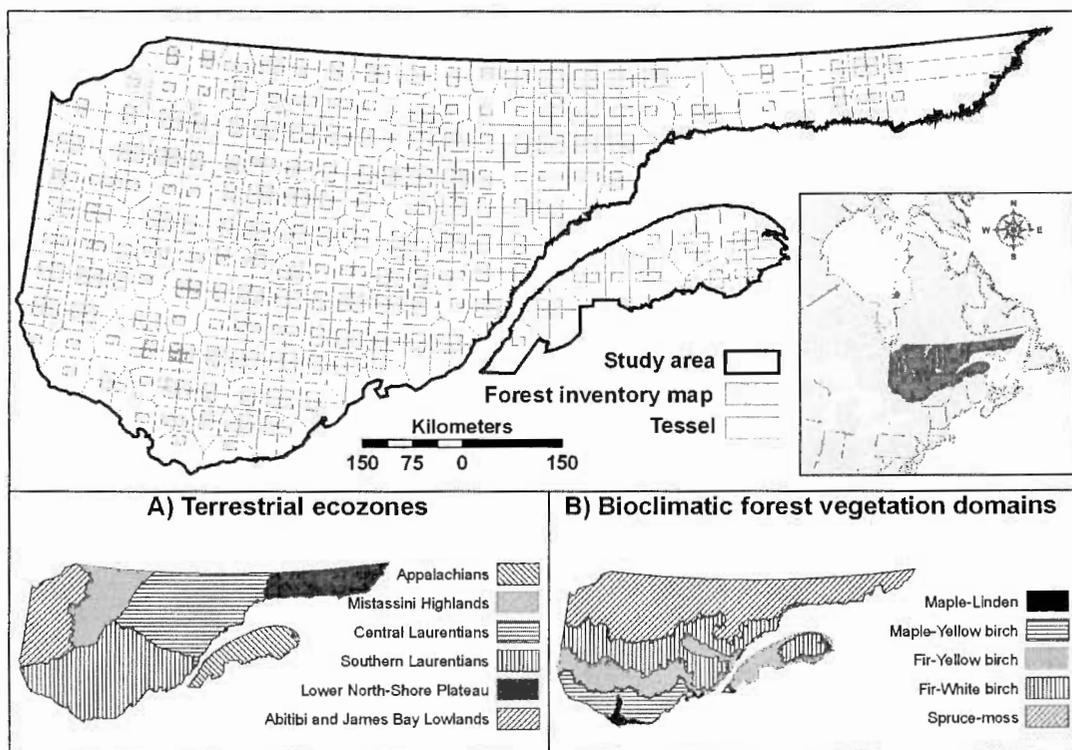


Figure 1.1. Study area in Quebec's forest-dominated landscapes. Forest inventory map leaflets used in the study are shown in grey. Polygons surrounding the leaflets are the tessellations used as visual aids. Inserts show the provincial terrestrial ecozones (A) and the bioclimatic forest vegetation domains (B) that are used by different agencies for conservation planning and forest management, respectively.

Wetland classification methodology based on forest inventory maps

Forest inventory maps are produced by the MRNFQ from aerial photographs at a 1:15,000 scale. Each leaflet covers 252 km² and has a scale of 1:20,000. The minimum mapping unit is 4 ha for forested swamps and 1 ha for all other wetlands and water bodies (Létourneau 2000). The latter, according to the USDA Soil Survey

Manual, is the smallest mappable entity at this scale (Soil Survey Division Staff 1993). Information pertaining to wetlands that is available on the maps in numerical form was of three types. 1) Unproductive wetlands (in terms of trees of merchantable value) were labelled using simple generic terms such as “open wetland,” “flooded” and “alder.” 2) Productive wetlands were described by a specific code indicating trophic level and drainage (“ecosite”). 3) Deepwater habitats were labelled as being a reservoir, lake or river.

The classification system of this current study (see Ménard et al. 2006 for details) is based on simple GIS rules and queries, and it recognised 17 wetland and deepwater types that were ordered into 3 classes (Table 1.1). Although deepwater habitats are not traditionally regarded as wetlands, they were included because of their ecological relation to wetlands (as in Cowardin et al. 1979). In the aquatic class, deepwater habitats are subdivided according to their size (lake \geq 8 ha, as in Cowardin et al. 1979), connectivity to the hydrological system (pond vs. isolated pond) and the presence of human-made dams (reservoir). Swamps were divided into five subclasses based on vegetation type (trees vs. shrubs), trophic level and soil (rich, poor and forested bog) and whether or not they were flooded when aerial photos were taken. Because the “open wetland” class of the forest inventory map puts together several types of wetlands, of which bogs, fens, and marshes, we chose to characterise them based on the hydrological system (Aquatic types) with which they were in contact. The basic idea behind this characterisation is that an open wetland surrounding an isolated pond is known to be a very different wildlife habitat than one located along the shore of a river (Rempel et al. 1997). Two subclasses were added: isolated open wetlands, which include open wetlands that are not in contact with any hydrological system; and open wetland complexes, which represent very large habitats (> 400 ha) that form a matrix in which patches of other wetlands, deepwater, and upland habitats are embedded.

Table 1.1. Wetland classification system designed for forest inventory maps, along with characteristics used to discriminate each wetland type.

Class	Subclass	System	Type	Discriminating characteristic
Aquatic		Reservoir	AqD	Water retention
		Lake	AqL	>8ha
		Pond	AqP	<8ha, connected to hydrosystem
		Isolated pond	AqI	<8ha, isolated from hydrosystem
		River bed	AqR	>6m wide
Swamp	Alder		SwA	
	Poor forested		SwP	mineral soil, ombrotrophic
	Rich forested		SwR	mineral soil, minerotrophic
	Forested bog		SwB	organic soil, ombrotrophic
	Flooded		SwF	
Bare wetland	Complex		BwC	>400ha, forms a matrix
	Isolated		BwX	isolated from hydrosystem
		Reservoir	BwD	in contact with the aquatic system of the same name
		Lake	BwL	
		Pond	BwP	
		Isolated pond	BwI	
	River	BwR		

Climatic and landform data

Climate was characterised using Litynski's climatic regions (Litynski 1988), which are based on temperature, precipitation and growing season. Data came from a raster map of 2 km pixel size (Gérardin and McKenny 2001). A soil map of a 1:1,000,000 scale was used to characterise landform, geology, surficial deposits, slope, and drainage. Data was gathered into two separate datasets representing climate and landform types' coverage (%) per leaflet.

From the geographic coordinates (decimal degrees) at the center of each map leaflet, principal coordinates of neighbour matrices (PCNM) were created. This information represents the spatial structure in the data in a wide range of scales (see Borcard and Legendre 2002 and Borcard et al. 2004 for details).

Definition of wetland landscape types

Clustering techniques and ordination methods have been shown to be useful tools for ecological classification at several levels of biotic organisation in watershed (Wardrop et al. 2006), forest (Abella and Covington 2006; Grondin et al. 2007) and wetland (Burke et al. 2003; De Steven and Toner 2004; Clausen et al. 2006) contexts as well as reliable tools for defining landscapes (Jobin et al. 2003; Wolock et al. 2004; Silva et al. 2006). At the landscape level, they offer an unbiased way of defining regions and stratifying ecological variability (Jongman et al. 2006).

Following Foreman's (1995) terminology, we considered that each wetland polygon corresponds to a landscape element, whereas the tessellation as a whole corresponds to a landscape. Thus, a region would correspond to a contiguous group of tessellations of the same landscape type. It must be stressed that our landscape types are characterised only by wetland coverage and do not include landform, climate or disturbance characteristics. Therefore, we are aware that the term is not in accordance with traditional definitions of landscapes (Foreman and Godron 1986). However, our landscape types are similar to those found in other studies conducted in our study area, such as Jobin et al. (2003), who characterised agricultural landscapes based on land use in southern Quebec.

Because variables used to define wetland landscapes were all proportions, arcsine transformation (Sokal and Rohlf 1995) was applied before the data were standardised to zero mean and unit variance. A dissimilarity matrix of Euclidean distances based on the 17 wetland types land cover per tessell was entered into a cluster analysis. Ward's minimum variance method was used because it minimises within cluster variance. It also tends to form clusters of approximately the same number of objects (Legendre and Legendre 1998). Since this clustering method is

hierarchical, there were several possible solutions pertaining to the number of clusters that were retained. The merging coefficient (distance at which objects are grouped) was used as a criterion to determine the number of clusters to be retained, based on the fact that a marked jump in the value of the coefficient indicates that two dissimilar clusters have been merged. Thus, the appropriate number of clusters would be the one preceding the jump (Mojena 1977, Courteau 2001).

Principal component analysis (PCA) was performed on the arcsine-transformed and standardised data to visualise the landscape clusters in a two-dimensional space. This analysis facilitated the interpretation of the global variance between objects, validated the presence of clusters (Legendre and Legendre 1998) and helped in the interpretation of their relationships.

Linking environmental data and wetland cover

To explore relationships between environmental data (climate and landform) and wetland distribution, variation partitioning by partial redundancy analysis (partial RDA) was used. This analysis allows determining the joint effect of two datasets, as well as the pure effect of each one of them (Borcard et al. 1992; Legendre and Legendre 1998). It was thus possible to determine which fraction of the variance was explained by environmental variables, by the spatial structure (PCNM variables), and the variation explained jointly by the two data sets. The significance of those proportions was tested by a permutation test following Legendre and Legendre (1998). We also used a series of partial RDAs to compare the two environmental data sets (climate and landform) and to determine which one best explained wetland distribution.

Comparing and testing ecological land classification systems

We took two approaches to explore how well terrestrial ecozones and bioclimatic forest vegetation domains integrate wetland diversity. First, RDA was used to measure how much variation could be explained by each of these two ecological classifications. Second, discriminant function analysis (DFA) was used to evaluate if we could classify the leaflets based on the wetland coverage. DFA constructs a linear combination of the descriptors (a discriminant function), which has a better discriminating power than the original descriptors (McGarigal et al. 2000). The discriminant function was created using a random sample of 70 % of the sites (n = 323) and validated on the remaining 30 % (n = 133).

All statistical analyses were done with the vegan library (Oksanen et al. 2005) of the R language (R Development Core Team 2006) and SPSS 13.0 (SPSS Inc. 2004).

Results

Wetland and deepwater habitat quantification

Wetland and deepwater habitats covered 22.1 % of the classified area. When broken down by wetland class, deepwater habitats, open wetlands, and swamps respectively occupied 10.3 %, 6.4 % and 5.4 % of the overall area (Table 1.2). Among landscapes, however, wetland coverage varied considerably, *i.e.*, between 0.4 % and 97.1 % (Figure 1.2). This variability was due largely to the inclusion of deepwater coverage that ranged from 0 % to 92.5 %, and which was attributable

mainly to reservoirs (AqD) and lakes (AqL), whose proportions peaked at 92.5 % and 90.1 %, respectively. The coverage of open wetlands and swamps was not as variable, ranging respectively from 0 % to 69.8 % and from 0 % to 43.7 %, and mostly as a result of variation in the coverage by open wetland complexes (OwC) and forested bogs (SwB), whose maximum coverage reached 67.4 % and 23.6 % (Figure 1.2).

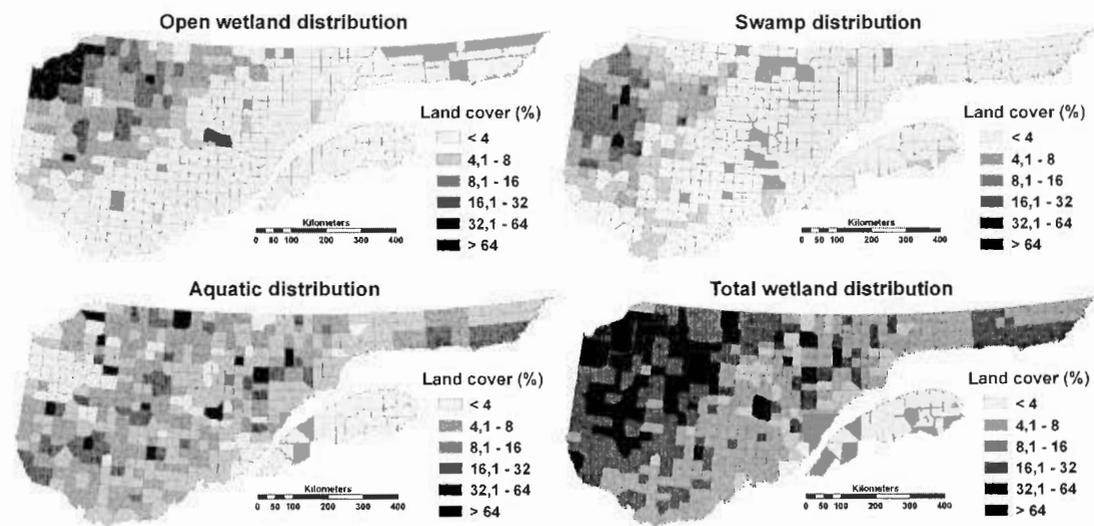


Figure 1.2. Wetland distribution per map leaflet and wetland class. Results are presented as land cover proportions (%) of each map leaflet. The logarithmic scale in the legend emphasises differences in coverage. Each polygon is a tessellation (landscape) corresponding to a map leaflet.

Wetland landscape types

Based on our a priori stopping rule and as shown by the scree plot in Figure 1.3, we recognised six clusters that corresponded to six landscape types. They were quite distinctive on the accompanying PCA biplot as they tended to cluster (Figure 1.4).

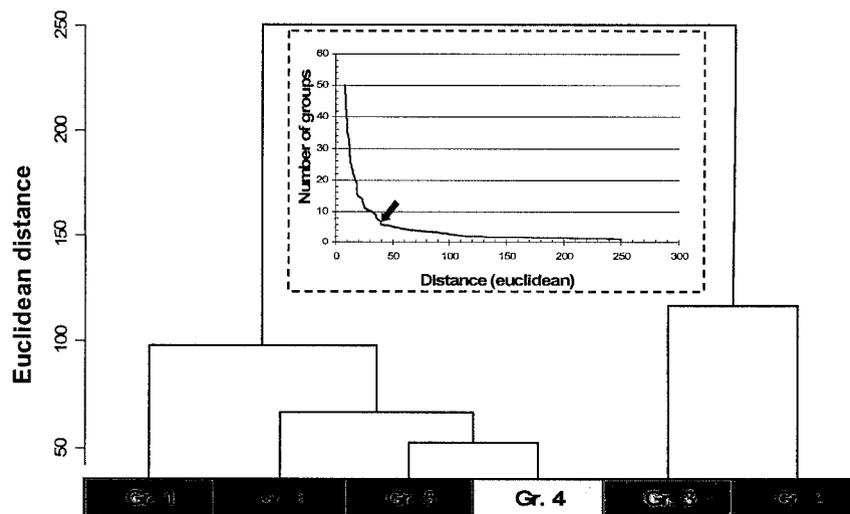


Figure 1.3. Dendrogram of the solution produced by cluster analysis (Ward's minimum variance method), performed on the matrix of Euclidean distances between landscapes characterised by 17 wetland type covers (arcsine-transformed and standardised). Insert: graph of the number of groups in relation to Euclidian distance; the arrow indicates the inflexion point of the curve which corresponds to the stopping point for clustering.

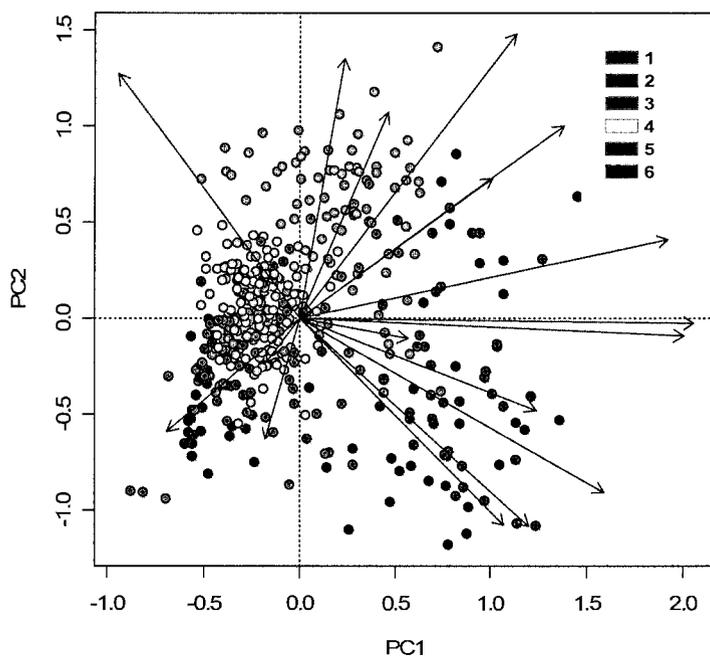


Figure 1.4. Biplot of the first two axes of the principal component analysis based on the cover data (%) of the seventeen wetland types (arrows) in 456 landscapes. Colors show landscape type and correspond with colors in dendrogram (Fig. 1.3).

The first axis (eigenvalue = 4.79) of the PCA accounted for 28 % of the variance and best represented the variation explained by OwI (loading = -0.41) and SwB (loading = -0.40), which indicated a gradient from landscapes dominated by palustrine wetlands to others dominated by deep waters. The second axis (eigenvalue = 2.46) accounted for 15 % of the variance and represented the variation explained by AqL (loading = -0.38) and OwL (loading = -0.42), which indicated a lacustrine dynamic gradient.

The first landscape type (1) grouped together landscapes with a large proportion of their area covered by reservoirs (Table 1.2). It is referred to as the reservoir-dominated landscape type as reservoirs represent over 50 % of wetlands. The landscapes are scattered across the study area in a south-west to north-east orientation (Figure 1.5). The second landscape type (2) grouped wetland landscapes with high swamp and open wetland proportions, particularly SwP, SwR, SwB, OwX, OwR and OwC. All the landscapes belonging to this type (2), referred as the wetland-dominated landscape type, were in contact with each other. The third landscape type (3) represented the lacustrine landscape type, which had the highest land cover proportions of AqL and OwL. Landscape types 4 and 5 seemed to be quite similar, having below average proportions of almost every wetland type and a high relative proportion of small deepwater habitats. However, the fifth landscape type had noticeably higher reservoir and associated open wetland coverage as well as total aquatic coverage. Thus, the fourth landscape type represented a small wetlands landscape type and the fifth landscape type the small wetlands and reservoir landscape type. Finally, the sixth landscape type (6) had the smallest proportions of wetland coverage for 13 wetland classes and the least total wetland coverage. It was entirely located in the Appalachians and represents an upland landscape type.

From a more general perspective, the structure of the landscapes indicated in the cluster analysis and PCA biplot suggested that the six landscape types formed three groups: (i) the “dry” group, composed of landscape types 4, 5 and 6; (ii) the “wet” group, formed by landscape types 2 and 3; and (iii) the “anthropogenic” group represented by the landscape type 1. The latter has been so defined because of the importance of human footprint as indicated by high reservoir coverage. They were quite distinct on the ordination, the “dry” group having scored negatively on the palustrine gradient (axis I) and the “wet” group having scored positively (Figure 1.4). This structure was apparent in the dendrogram as the “wet” and “dry” groups formed two distinct branches. It was also recognisable on the map as the “wet” and “dry” groups form two distinct regions, splitting the study area along a southwest-northeast axis while the “anthropogenic” group is scattered over the study area (Figure 1.5).

Table 1.2. Average land cover of the 17 wetland types, 3 wetland classes and total wetland for each landscape type and for the entire study area. Relative proportions in parentheses.

	Landscape type composition (%)						Mean	Estimated coverage (ha) ¹	Estimated prop. (%) ²
	1	2	3	4	5	6			
AqP	0.69 (2.50)	0.25 (0.58)	0.96 (3.19)	1.07 (9.28)	1.18 (8.25)	0.15 (4.31)	0.83 (3.74)	437,468	0.82
AqD	14.05 (50.89)	0.09 (0.22)	0.13 (0.42)	0.23 (1.97)	2.54 (17.76)	0.59 (17.22)	2.65 (12.01)	1,260,612	2.36
AqL	4.58 (16.58)	5.09 (11.79)	13.68 (45.70)	4.92 (42.60)	4.9 (34.32)	0.85 (24.86)	6.16 (27.90)	3,243,027	6.07
AqI	0.02 (0.09)	0.02 (0.05)	0.05 (0.16)	0.02 (0.19)	0.03 (0.24)	0.01 (0.30)	0.03 (0.12)	14,535	0.03
AqR	0.24 (0.88)	1.09 (2.53)	0.53 (1.76)	0.74 (6.43)	0.46 (3.20)	0.32 (9.21)	0.63 (2.85)	335,846	0.63
Total aquatic	19.59 (70.94)	6.55 (15.16)	15.33 (51.24)	6.99 (60.47)	9.11 (63.77)	1.92 (55.90)	10.29 (46.62)	5,291,488	9.9
OwP	0.85 (3.08)	2.07 (4.78)	1.82 (6.07)	0.81 (7.01)	0.73 (5.11)	0.05 (1.56)	1.14 (5.15)	593,492	1.11
OwD	0.34 (1.24)	0.00 (0.00)	0.00 (0.01)	0.00 (0.02)	0.05 (0.36)	0.00 (0.06)	0.06 (0.28)	28,967	0.05
OwX	0.5 (1.79)	2.07 (4.8)	0.85 (2.83)	0.21 (1.78)	0.09 (0.62)	0.04 (1.16)	0.63 (2.87)	326,266	0.61
OwL	0.83 (3.00)	1.44 (3.33)	3.32 (11.09)	0.44 (3.87)	0.35 (2.46)	0.03 (0.98)	1.12 (5.06)	582,847	1.09
OwI	0.03 (0.09)	0.1 (0.23)	0.05 (0.17)	0.01 (0.10)	0.01 (0.05)	0.00 (0.04)	0.03 (0.15)	17,287	0.03
OwR	0.88 (3.2)	4.99 (11.57)	3.09 (10.31)	0.69 (5.95)	0.32 (2.23)	0.12 (3.44)	1.73 (7.85)	901,827	1.69
OwC	0.78 (2.81)	8.00 (18.53)	1.54 (5.13)	0.00 (0.00)	0.04 (0.29)	0.02 (0.51)	1.65 (7.48)	845,432	1.58
Total open wetland	4.20 (15.22)	18.67 (43.23)	10.66 (35.62)	2.16 (18.72)	1.59 (11.13)	0.27 (7.74)	6.36 (28.83)	3,296,119	6.17
SwA	0.76 (2.73)	1.94 (4.50)	0.59 (1.98)	0.76 (6.58)	0.73 (5.10)	0.35 (10.34)	0.89 (4.05)	468,646	0.88
SwF	0.19 (0.7)	0.24 (0.56)	0.05 (0.18)	0.1 (0.83)	1.21 (8.49)	0.04 (1.05)	0.25 (1.13)	128,589	0.24
SwP	0.48 (1.74)	4.51 (10.44)	0.43 (1.44)	0.24 (2.04)	0.09 (0.62)	0.13 (3.65)	0.96 (4.35)	494,524	0.93
SwR	0.77 (2.78)	4.49 (10.40)	0.36 (1.20)	0.5 (4.37)	1.13 (7.88)	0.44 (12.91)	1.22 (5.52)	632,157	1.18
SwB	1.62 (5.88)	6.78 (15.71)	2.5 (8.36)	0.81 (6.99)	0.43 (3.00)	0.29 (8.41)	2.1 (9.50)	1,084,599	2.03
Total swamp	3.82 (13.85)	17.97 (41.61)	3.93 (13.15)	2.41 (20.82)	3.59 (25.10)	1.25 (36.36)	5.42 (24.54)	2,808,514	5.25
Grand total	27.62 (100)	43.19 (100)	29.93 (100)	11.56 (100)	14.29 (100)	3.43 (100)	22.07 (100)	11,396,120	21.32

¹ Addition of proportions multiplied by area of each landscape type

² Estimated coverage divided by total area (53,450,807.4 ha) X 100

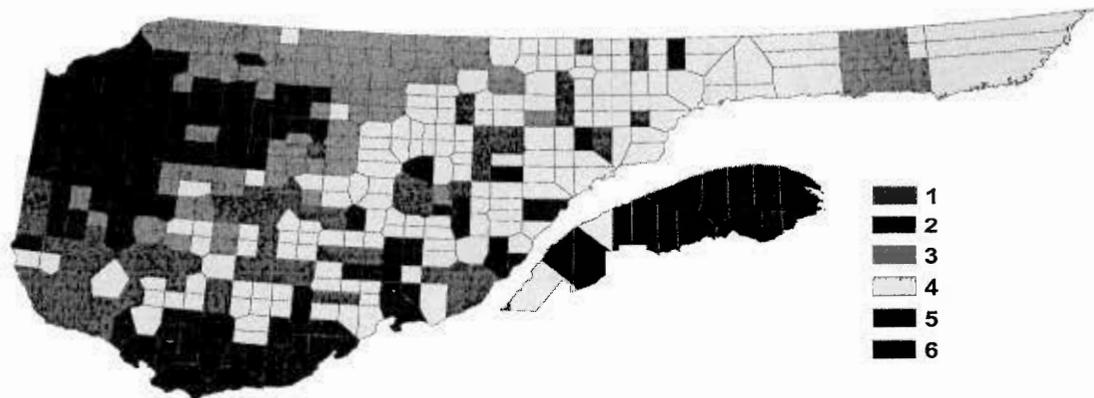


Figure 1.5. Distribution of the six wetland landscape types derived from cluster analysis of the 456 landscapes. Colors correspond to those in Figs 1.3 and 1.4.

Linking environmental data and wetland cover

Partial RDA results indicated that the environmental data (*i.e.*, climate and landform) accounted for 35 % of variation in wetland coverage (adjusted r^2 , Df=37, $F=0.75$, $P<0.0001$), spatial variables (PCNM) accounted for 41 % of the variation (adjusted r^2 , Df=227, $F=2.37$, $P<0.0001$), and 30 % of the explained variation was common to both data sets. This strong overlap between variation explained by environmental data and spatial structure suggested an effect of spatial structure in the environmental data.

A second partial RDA analysis performed on the two environmental data sets showed that they both explained a significant proportion of wetland cover variability, even though landform had a stronger explanatory power. Climate accounted for 19 % (adjusted r^2 , Df=11, $F=0.38$, $P<0.0001$), while landform accounted for 28 % (adjusted r^2 , Df=26, $F=0.47$, $P<0.0001$) of the explained variance. Since 12 % of the explained variance is shared by both data sets, climate alone only explained 7 % of

the variation when controlling for landform. Landform alone explained, in turn, 16 % of variation when the effect of climate was taken into account.

Comparing and testing ecological land classification systems

Through the use of DFA, it was possible to assign the correct terrestrial ecozone to 76 % of the landscapes based on wetland cover alone. Furthermore, RDA indicated that ecozones integrated 26 % of wetland cover variation (adjusted r^2 , Df=6, $F=0.36$, $P<0.0001$). Although it was possible to assign the correct bioclimatic vegetation domain to 61 % of the landscapes, this land classification system did not seem to have strong explanatory power. It did not provide significant explanation for wetland cover variation (1 %, adjusted r^2 , Df=5, $F=0.02$, $P=0.058$).

Discussion

In this study, we wanted to get a more precise portrait of wetland distribution at a regional scale over forested landscapes in boreal Quebec; delineate wetland landscape types, and explore the relationships between environmental data, terrestrial ecozones and wetland distribution. By the use of our wetland classification based on forest inventory maps, we successfully characterised wetland distribution over a vast region. To our best knowledge, this is the first coarse-scale study on wetlands at the scale of a Canadian province conducted at a 1:20,000 scale. This would not have been possible using traditional wetland classification systems because of the present lack of suitable data (e.g. interpreted aerial photos). However, when dealing with remotely sensed data, one must keep in mind that they are abstracted and filtered representations of the landscape, yielding to a simplification of reality (Groom et al.

2006). Also, special attention must be drawn to the fact that aerial photographs (from which forest maps are made) represent a static image, while wetlands are highly dynamic ecosystems (Cowardin and Golet 1995). However, as stated by Brown and Young (2006), the accuracy of a particular mapping method is determined by the purpose for the mapping. In their study comparing topographic maps, aerial photographs and Landsat images for pond delimitation, these authors showed that a 1:50,000 scaled map yielded water coverage comparable to that obtained by aerial photograph analysis, proving the utility of such maps for coarse-scaled studies such as ours.

The NWWG (1988) estimated that wetlands cover 9 % of the province of Quebec. Excluding the aquatic class (in order to compare with the NWWG estimate), our study yielded an 11.4 % wetland coverage. Keeping in mind that we have a 20 % sampling effort and that we did not study the entire province, this value seems consistent with the estimate made by the NWWG. However, our estimate remained quite conservative for several reasons. Firstly, small wetlands had not been mapped, as the minimum mapping unit was 1 ha for open wetlands and 4 ha for swamps. Secondly, a non-determinable proportion of wetlands were classified as deepwater habitats, while areas of lakes and rivers with water less than 2 m deep are considered as wetlands (Cowardin et al. 1979; Warner and Rubec 1997). Since bathymetric information was not available, we classified those areas as deepwater habitats. Thirdly, riparian areas, which are also considered as wetlands, were often too narrow to be mapped on a 1:15,000 aerial photo, thereby omitting again a certain quantity of wetlands.

Defining wetland landscape types provided information on coarse-scale wetland regions by synthesising information about the 17 wetland types, which were considered landscape elements on our maps. By combining hierarchical clustering

techniques and principal component analyses, we were able to identify six landscape types that formed three consistent groups: “wet,” “dry” and “anthropogenic.” Thus, at the landscape scale, our classification already emphasised the magnitude of human footprint on deepwater habitats. Indeed, man-made reservoirs covered 3 % of the study area, which in turn represents more than 26 % of water coverage and 12 % of total wetland coverage. Reservoir coverage had a strong influence at the landscape level, as revealed by both cluster analysis and PCA. The two reservoir-influenced landscape types (1 and 5) represented 27 % of the landscapes (25 % of the study area). One could argue that because there is such a strong anthropogenic impact on wetlands and deepwater habitats, our landscape types and wetland regions reflect the actual state of wetlands and deep waters, but not their natural distribution because too many of them have experienced an alteration of their hydrologic processes, if not a total flooding. However, as pointed out by Jobin et al. (2003), there is a need for ecological classifications that integrate natural elements and human footprints on the landscape. Moreover, wetland and deepwater habitats alteration began on our study area with industrial forestry early in the 20th century followed with major hydroelectric development in the 1950s, before large mapping projects were conducted, thus emphasising the difficulty of producing a classification that excludes altered wetlands.

According to Zoltai and Pollet (1979), two factors mainly control wetland dynamic in Canada: climate controls wetland development, whereas landform and geology control wetland distribution. Our results were consistent with this assertion in that those two factors explained 35 % of variation in wetland cover. This is a relatively strong correlation, keeping in mind that the environmental data came from a map with a scale of 1:1,000,000. Because our data represent wetland distribution more than their vegetative development, the correlation was stronger with landform data (28 %) than with climatic data (19 %). This was also consistent with the results of the land classification system analysis: compared to bioclimatic vegetation regions

that are based on climate, the terrestrial ecozones based on geology and landform were much more informative regarding wetland cover variation. Indeed, when our landscape type distribution map of wetlands is compared with the terrestrial ecozones land classification map, the distinction between our “wet” and “dry” groups corresponds almost exactly to the upper boundary of the Laurentian ecozones (southern and central). The upland landscape type was also quite similar to the Appalachian ecozone. It was also noteworthy that five out of six landscape types included more than half the sites in a particular ecozone. Thus, we suggest that in areas where no wetland regions have been defined, terrestrial ecozones would be the best surrogates to use in landscape-scale wetland conservation planning. This should not preclude the dual use of terrestrial and wetland regions in areas when both are available. As pointed out by Lemelin and Darveau (2006), the conservation of biodiversity is too complex to apply a single approach.

One limitation of our classification is the non-recognition of wetlands modified by Beavers (*Castor canadensis*), which play an important role as ecosystem engineers (Johnston and Naiman 1987; Jones et al. 1997; Gabor et al. 2002) by creating unique dynamic habitats (Rempel et al. 1997; Syphard and Garcia 2001; Bayley and Mewhort 2004). As the abundance of beaver colonies is known to differ in various parts of our study area (Lafond and Pilon 2004), a precise mapping of beaver dams would have yielded great benefits for our classification system as ponds modified or unmodified by beavers could have been recognised as distinct wetland types. We suggest that beaver dams should definitively be included in future mapping surveys in order to improve delineation of wetland regions to the benefit of land-use planners, managers, ecologists and wildlife biologists. Indeed, in Canada, most of forest dominated landscapes are public lands and are primarily managed by the forest industry under governmental regulations. Better knowledge of wetlands, especially when incorporated in a database known to and used by foresters, would surely aid implementation of best management practices, particularly in regions like our study

area where 25 % of the wetlands (46 % when excluding deepwater habitats) are treed swamps with a merchantable timber value. Moreover, in a context of environmental certification, ecosystem-based management and sustainable development, foresters would highly benefit from better integrating wetlands into their management processes. Furthermore, providing wetland data would help agencies responsible for watershed management, municipalities, and others in their land-use planning. It will also be a valuable research tool, particularly for wildlife management where faunal communities dependent on wetlands could potentially be structured according to the landscape types that were previously defined.

Acknowledgements

This project was funded by the Black Duck Joint Venture, Ducks Unlimited Canada (DUC), the NSERC Industrial Chair-UQAT-UQAM in sustainable forest management, the UQAT Foundation, the Quebec Ministry of Natural Resources and Wildlife (MRNFQ), the Canadian Boreal Initiative, and the Canadian Wildlife Service of Natural Resources Canada. The senior author received financial support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, DUC and UQAT, together with grants from the Fondation de la faune du Québec and l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. We thank L-V. Lemelin and C. Landry for valuable discussions about the classification system and J. Beaulieu, S. Picard and K. Boisvert for their help with GIS analyses. We also thank Dr. P. Legendre for his invaluable comments on the statistical analyses, G. Blanchet for his help with R programming, as well as J.-P. Tremblay, L. Rochefort and W.F.J. Parsons for reviewing earlier versions of this manuscript.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but de mon étude était de caractériser l'abondance régionale et les grands patrons de distribution de différents types d'habitats humides et aquatiques définis par la carte écoforestière et de créer des régions homogènes selon ces types d'habitats. Cette étude descriptive des milieux humides était une première réalisée à l'échelle de la province du Québec.

Bien que la carte écoforestière produise une certaine sous-estimation de la quantité de milieux humides et aquatiques, les résultats ont démontré leur importance en termes de distribution sur le territoire étudié. Les cartes de répartition des différents types de milieux humides semblaient démontrer la présence de régions distinctes, ce qui a été confirmé par les résultats des analyses multivariées. Ainsi, six paysages-types, déterminés principalement par l'abondance de réservoirs, de grands lacs et de complexes de milieux humides ont été mis en évidence sur l'aire d'étude. Ces paysages-types se regroupent en trois catégories, soit le paysage type anthropique, les paysages-types humides et les paysages-types secs, ces deux derniers séparant l'aire d'étude en deux régions distinctes.

Les résultats ont également mis en évidence l'ampleur de l'altération des hydrosystèmes causée par la construction de barrages et de réservoirs, d'abord par l'industrie forestière puis par le développement hydroélectrique. Non seulement les réservoirs occupent une portion importante des milieux aquatiques (près du quart de la superficie en eau libre), ils ont également fortement influencé la définition des paysages types.

La variabilité dans la couverture de milieux humides et aquatiques est fortement liée aux variables environnementales qui expliquent plus du tiers de la variation observée. La géomorphologie et la géologie ont un pouvoir explicatif significativement plus grand que le climat, ce qui explique que le cadre écologique de référence, basé sur la géologie et le relief, intègre davantage la diversité des milieux humides que le système de classification écologique basé sur l'expression du climat sur la végétation.

Implications et recommandations

Bien que je considère que les projets de conservation des milieux humides devraient être basés sur un cadre écologique qui leur est propre, il demeure que le cadre écologique de référence, basé sur la géologie et le relief, est une alternative intéressante pour la planification de la conservation des milieux humides. Donc, dans les endroits où une régionalisation des milieux humides est inexistante, les cadres écologiques de ce type (*e.g.* les écozones canadiennes) devraient être priorités. Cependant, tel que mentionné par Lemelin et Darveau (2006), la conservation de la biodiversité est trop complexe pour être basée sur une approche unique. Je pense donc qu'il ne faut pas substituer le cadre écologique de référence par un cadre « humide » mais bien intégrer ce dernier dans la stratégie actuelle.

Il serait intéressant, et utile, de répéter cet exercice pour d'autres régions où une cartographie écoforestière est disponible. Il serait également intéressant de répéter l'exercice sur l'aire d'étude avec l'ensemble des feuillets disponibles afin de préciser le découpage et d'améliorer la résolution spatiale.

Il est probable que d'ici quelques années, un inventaire national des milieux humides sera complété et nous aurons alors accès à une base de données complète et précise pour l'ensemble du Canada. Il sera alors possible d'établir un cadre de référence écologique des milieux humides basé sur une classification reconnue.

Le castor (*Castor canadensis*) joue un rôle clé dans la dynamique des milieux humides en les modifiant (Johnston et Naiman 1987; Jones et al. 1997; Gabor et al. 2002) et en créant des habitats uniques (Rempel et al. 1997; Syphard et Garcia 2001; Bayley et Mewhort 2004). Cependant, comme les barrages de castors n'ont pas été inventoriés sur l'ensemble de l'aire d'étude, je n'ai pas pu intégrer cette information au système de classification donc à la régionalisation. Il est certain qu'un inventaire détaillé des étangs et barrages de castor serait d'une grande utilité aux aménagistes, écologistes et chercheurs de différents domaines. Il est aussi fort probable que les paysages types seraient fort différents si nous avions pu intégrer ces données.

Je crois que les résultats présentés dans le cadre de ce mémoire pourraient avoir d'importantes implications au niveau de la gestion et de la protection des milieux humides au Québec et ce, autant à l'échelle du site qu'à l'échelle du paysage. Offrir une façon simple et efficace de caractériser les milieux humides par le biais d'un outil déjà connu et utilisé facilitera grandement la prise en considération de ces milieux dans l'aménagement des forêts.

LISTE COMPLÈTE DES RÉFÉRENCES

- Abella, S.R. et W.W. Covington. 2006. Forest ecosystems of an Arizona *Pinus ponderosa* landscape: multifactor classification and implications for ecological restoration. *Journal of Biogeography* 33: 1368-1383.
- Anielski, M. et S. Wilson. 2006. Counting Canada's natural capital: assessing the real value of Canada's Boreal ecosystems. The Pembina Institute and the Canadian Boreal Initiative. Ottawa, ON, and Drayton Valley, AB. 90 pp.
- Barneau, G. 2000. Identifier et caractériser les zones humides: une variété de points de vue. Dans: Fustec, É. et Lefevre, J.-C. (éds), *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris, pp 39-60.
- Bayley, R.G., S.C. Zoltai et E.B. Wiken. 1985. Ecological regionalisation in Canada and the United States. *Geoforum* 16: 265-275.
- Bayley, S.E. et R.L. Mewhort. 2004. Plant community structure and functional differences between marshes and fens in the southern boreal region of Alberta, Canada. *Wetlands* 24: 277-294.
- Borcard, D., P. Legendre et P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 76: 1045-1055.
- Borcard, D. et P. Legendre. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51-58.
- Borcard, D., P. Legendre, C. Avois-Jacquet et H. Tuomisto. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at all scales. *Ecology* 85: 1826-1832.
- Brown, L. et K. L. Young. 2006. Assessment of three mapping techniques to delineate lakes and ponds in a Canadian High Arctic wetland complex. *Arctic* 59: 283-293.
- Bureau de la Convention de Ramsar. 2000. *Manuels Ramsar pour l'utilisation rationnelle des zones humides*. Bureau de la convention de Ramsar, Gland.
- Burke, M.K., S.L. King, D. Gartner, et M.H. Eisenbies. 2003. Vegetation, soil and flooding relationships in a blackwater floodplain forest. *Wetlands* 23: 998-1002.
- Buteau, P., Dignard, N. et Grondin, P. 1994. *Système de classification des milieux humides du Québec*. Ministère des Ressources Naturelles, Secteur des Mines, Québec, QC.

- Clausen, J.C., I. M. Ortega, C. M. Glaude, R.A. Relyea, G. Garay et O. Guineo. 2006. Classification of wetlands in a Patagonian national park, Chile. *Wetlands* 26: 217-229.
- Couillard, L. et P. Grondin. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les publications du Québec, Québec, QC.
- Couillard, L. et Payette, S. 1985. Évolution holocène d'une tourbière à pergélisol (Québec nordique). *Canadian Journal of Botany* 63: 1104-1121.
- Courteau, M. 2001. Évaluation de l'hétérogénéité des coupes forestières à l'aide d'outils géomatiques. Thèse de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec
- Cowardin L.M., V. Carter, F.C. Golet et E.T. LaRoe. 1979, Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. FWS/OBS-79/31. 131 pp.
- Cowardin, L.M. et F.C. Golet. 1995. US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: a review. *Vegetatio* 118: 139-152.
- De Steven, D et M.M. Toner. 2004. Vegetation of upper coastal plain depression wetlands: environmental templates and wetland dynamics within a landscape framework. *Wetlands* 24: 23-42.
- Dibblee, R. 2000. Prince Edward Island Wetland Inventory, Department of Environment, Energy and Forestry, Charlottetown, PEI.
- Dignard, N., Lalumière, R., Reed, A. et Julien, M. 1990. Les habitats côtiers du nord-est de la baie James. Environnement Canada, Service Canadien de la Faune, Québec, QC.
- Dugan, P.J. 1990. Wetland conservation: a review of current issues and required actions. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland.
- Foreman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.
- Foreman, R.T.T. et M. Godron. 1986. Landscape ecology. Wiley, New York.
- Gabor, T.S., H.R. Murkin et J.W. Ingram. 2002. Waterfowl use of managed and unmanaged beaver ponds in south-central Ontario. *Northeast Wildlife* 57: 45-57.
- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du Parc des Laurentides, Québec. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec, QC.

- Gérardin, V. et D. McKenny. 2001. Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles: vers une définition des bioclimats. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du Patrimoine Écologique et du Développement Durable, Québec, QC.
- Grondin, P. 1996. Les milieux humides du Québec: Document de support au bilan de la biodiversité du milieu forestier. Ministère des Ressources Naturelles, Direction de la Recherche Forestière, Québec, QC.
- Grondin, P., J. Noël, et D. Hotte. 2007. L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional. Mémoire de recherche No 150, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec.
- Grondin, P. et Ouzilleau, J. 1980. Les tourbières du sud de la Jamésie, Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 34: 267-299.
- Groom, G., C.A. Múcher, M. Ihse, et T. Wrbka. 2006. Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context. *Landscape Ecology* 21: 391-408.
- Jacques, D. et Hamel, C. 1982. Système de classification des terres humides du Québec. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction Générale de la Faune, Québec, QC.
- Janish, J.E. et Molstad, N.E. 2004. Disturbance and the three parameters of wetland delineation. *Wetlands* 24: 820-827.
- Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve, D. Bordage et B. Filion. 2003. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology* 18: 575-590.
- Johnston, C.A. et R.J. Naiman. 1987. Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology* 1: 47-57.
- Jones, C.G., J.H. Lawton et M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystems engineers. *Ecology* 78: 1946-1957.
- Jongman, R.H.G., R.G.H. Bunce, R.J. Metzger, C.A. Múcher, D.C. Howard et V.L. Mateus. 2006. Objectives and applications of a statistical environmental stratification of Europe. *Landscape Ecology* 21: 409-419.
- Lafond, R. et C. Pilon. 2004. Abondance du castor (*Castor canadensis*) au Québec. Bilan d'un programme d'inventaire aérien. *Le naturaliste canadien* 128: 43-51.
- Legendre, P. et L. Legendre. 1998. Numerical ecology (2nd English edition). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

- Lemelin, L. V. et M. Darveau. 2006. Coarse and fine filters, gap analysis, and systematic conservation planning. *The Forestry Chronicle* 82: 802-805.
- Létourneau, J.-P. 2000. Normes de cartographie écoforestière: confection et mise à jour. Ministère des Ressources Naturelles, Direction des Inventaires Forestier, Québec, QC.
- Li, T. et J.-P. Ducruc. 1999. Aires protégés au Québec: les provinces naturelles: niveau I du cadre écologique de référence au Québec. Ministère de l'Environnement, Québec, QC.
- Litynski, J. 1988. Les climats du Québec d'après leur classification numérique. Ed. Gamma, Montreal, QC.
- Locky, D.A., S.E. Bayley et D.H. Vitt. 2005. The vegetational ecology of black spruce swamps, fens, and bogs in southern Boreal Manitoba, Canada. *Wetlands* 25: 564-582.
- McGarigal, K., S. Cushman, et S. Stafford. 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer-Verlag, New York.
- Ménard, S., M. Darveau, L. Imbeau et L.-V. Lemelin. 2006. Méthode de classification de milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 3e inventaire décennal. Rapport technique N° Q2006-3, Canards Illimités Canada, Québec, QC.
- Mojena, R. 1977. Hierarchical grouping methods et stopping rules: an evaluation. *The Computer Journal* 20: 359-363
- National Wetlands Working Group (NWWG). 1988. *Wetlands of Canada*. Polyscience Publication Inc., Montreal, QC.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre et R.B. O'Hara. 2005. *Vegan: Community Ecology Package version 1.7-82*.
- Payette, S. et Rochefort, L. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, QC.
- R Development Core Team. 2006. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rempel, R.S., A.F. Kenneth, T.R. Gadowski, S. Gabor et R. Kenyon. 1997. A simple wetland habitat classification for boreal forest waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 61: 746-757.
- Saucier, J.-P., J.F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'Aubelle Suppl.*: 1-12.

- Silva, J.F., M.R. Fariñas, J.M. Felfili et C.A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33: 536-548.
- Soil Survey Division Staff. 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- Sokal, R.R. et F.J. Rohlf. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, 3rd edition. W.H. Freeman, New York.
- SPSS Inc. 2004. SPSS 13.0 for Windows Graduate student version user's Guide. SPSS Inc., Chicago, IL.
- Syphard, A.D. et M.W. Garcia. 2001. Human- and beaver-induced wetland changes in the Chickahominy watershed from 1953 to 1994. *Wetlands* 21: 342-353.
- Tarnocai, C. 2001. Wetlands of Canada Database. In Ottawa, Canada: Eastern Cereal and Oilseed Research Centre Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada.
- Tarnocai, C. 1984. Peat resources of Canada. National research council of Canada, Division of Energy. NRCC n°. 24140
- Tiner, R.W. 1999. *Wetland Indicators: A guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping*. Lewis, Boca Raton.
- Vitt, D.H., L.A. Halsey, M.N. Thormann et T. Martin. 1996. Peatland inventory of Alberta. Phase 1: Overview of peatland resources in the natural regions and subregions of the province. Stephen C. Zoltai Peatland Resource Centre, Devonian Botanic Garden, University of Alberta, Edmonton.
- Wardrop, D.H., J.H. Bishop, M. Easterling, K. Hychka, W. Myers, G.P. Patil et C. Taillie 2006. Use of landscape and land use parameters for classification and characterization of watersheds in the mid-Atlantic across five physiographic provinces. *Environmental and Ecological Statistics* 12: 209-223.
- Warner, B.G. et C.D.A. Rubec (eds). 1997. *The Canadian wetland classification system*. 2nd edition. Wetlands Research Centre, Waterloo, ON.
- Wheeler, B.D. et M.C.F. Proctor 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187-203.
- Wolock, D.M., T.C. Winter, et G. McMahon. 2004. Delineation and evaluation of hydrologic-landscape regions in the United States using geographic information system tools and multivariate statistical analyses. *Environmental Management* 34: S71-S88.
- World Resources Institute. 2000. Canada's forests at a crossroads: an assessment in the year 2000. Global Forest Watch Canada. Disponible à partir de <http://www.globalforestwatch.org/common/canada/report.pdf> (Mai 2007)

- Zoltai, S.C. 1988. Wetland environments and classification. Dans: NWWG (éd.), Wetlands of Canada. Polyscience Publications Inc., Montreal, QC.
- Zoltai, S.C. et F.C. Pollet. 1979. Wetlands in Canada: their classification, distribution, and use. Dans: Gore, A.J.P. (éd.), Ecosystems of the world. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

ANNEXE A

MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC BORÉAL À PARTIR DE LA CARTE ÉCOFORESTIÈRE DU 3^e INVENTAIRE DÉCENNAL

Sylvain Ménard^{1,2,4}, Marcel Darveau^{2,3,4}, Louis Imbeau^{1,4} et Louis-Vincent
Lemelin^{1,2,4}

1. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec), J9X 5E4.
2. Canards Illimités Canada, 710, rue Bouvier, bureau 260, Québec (Québec), G2J 1C2.
3. Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec (Québec), G1K 7P4.
4. Centre d'étude de la forêt, Case postale 8888, succursale Centre-ville Montréal (Québec), H3C 3P8.

Résumé

Si beaucoup d'efforts ont été déployés depuis 20 ans à la caractérisation du milieu terrestre boréal québécois, il en est tout autrement pour les milieux humides. Bien qu'il existe une volonté de mieux gérer ces milieux, celle-ci se voit rapidement freinée par une lacune importante : l'absence d'un outil de caractérisation des milieux humides utilisable sur l'ensemble du biome boréal à des coûts raisonnables.

Dans un rapport technique, Breton et al. (2005, Rapport technique CIC-Québec Q2005-1) ont contribué à combler cette lacune en adaptant une méthode de classification des habitats de la sauvagine par photo-interprétation (Rempel et al. 1997, J. Wildl. Manage. 61), de façon à ce qu'elle soit utilisable avec la carte écoforestière québécoise. En appliquant cette classification sur un territoire correspondant à la quasi-totalité du Québec forestier, nous avons décelé certaines faiblesses qui nous ont amenés à revoir certains éléments, tant en ce qui concerne la typologie que le traitement géomatique. Il en a résulté un système de classification différent de celui de Breton *et al.*, mais mieux adapté à la diversité du territoire québécois.

Le système proposé contient deux niveaux hiérarchiques : 1) la Classe (Aquatique, Rivage, Marécage, Dénudé humide), et 2) le Système (Réservoir, Lac, Rivière, Étang, Étang isolé), pour un total de 22 types de milieux humides. Il permet de classer rapidement et à peu de frais les milieux humides de la forêt boréale sur de vastes territoires.

Bien que le système ait été conçu pour une étude sur la régionalisation des milieux humides du Québec, nous croyons qu'il sera également fort utile pour appuyer des études fauniques et comme outil de conservation, d'aménagement et de gestion du territoire. De même, il peut aussi être adapté à d'autres provinces canadiennes et compétences législatives, puisque les systèmes de cartographie forestière montrent souvent des similitudes.

Introduction

Recouvrant plus de 58,5 % du pays, soit 584 millions d'hectares, la région boréale représente le plus grand écosystème du Canada. En plus d'abriter 90 % des forêts intactes du pays, la forêt boréale canadienne contient 35 % des milieux humides du monde (Anielsky et Wilson 2006).

Puisque de grandes portions de cette région sont relativement isolées des zones urbaines, elles subissent moins les pressions de l'étalement urbain et de l'agriculture. Plusieurs personnes, y compris des membres d'organismes de conservation, croient donc qu'elles sont momentanément protégées. Par ailleurs, comme les ressources et les pressions de développement sont souvent gérées à la pièce, on ne tient pas compte des effets cumulatifs de l'exploitation du territoire. Il est donc très difficile d'évaluer l'ampleur des pressions d'ensemble exercées par l'industrie forestière, minière, hydroélectrique et même récréo-touristique, et de mesurer les impacts qui en découlent, notamment sur les espèces fauniques et leurs habitats. Les principes de développement durable, d'aménagement intégré des ressources et d'aménagement écosystémique semblent être des alternatives intéressantes de gestion du territoire forestier parce qu'ils sont basés sur une vision globale, considérant à la fois les ressources non commerciales et les effets de l'exploitation sur les différents écosystèmes (Coulombe et al. 2004). Ce type de gestion demande cependant une connaissance exhaustive du territoire.

Si beaucoup d'efforts ont été consacrés depuis 20 ans à la caractérisation du milieu terrestre québécois par le développement de cadres de références (Ducruc et al. 1994; Saucier et al. 1998), il en est tout autrement pour les milieux aquatiques et humides. Encore aujourd'hui, il est impossible de quantifier avec précision la

superficie des milieux humides, et pratiquement aucune étude n'a été réalisée concernant leur distribution à l'échelle de la province.

Depuis le début des années 1980, de nombreux travaux ont eu comme objectif la mise en œuvre de systèmes de classification facilitant l'échange de connaissances (Jacques et Hamel 1982; Couillard et Grondin 1986; Buteau et al. 1994; Warner et Rubec 1997) et la compréhension de la diversité et de l'écologie des milieux humides (Gauthier 1980; Grondin et Ouzilleau 1980; Couillard et Payette 1985; GTNTH 1988; Dignard et al. 1990; Payette et Rochefort 2001). Cependant, la vaste majorité des travaux demeurent basés sur l'étude de sites et ne considèrent pas la distribution des milieux humides aux échelles régionale et provinciale. Ces connaissances s'avèrent pourtant cruciales, puisqu'elles permettraient de déterminer l'abondance et la répartition de plusieurs habitats fauniques, de développer des objectifs de bonnes pratiques de protection des milieux humides et faciliteraient l'intégration de ces milieux dans la Stratégie québécoise sur les aires protégées (SQAP).

Le principal facteur limitant les études à petite échelle des milieux humides de la région boréale est de toute évidence l'absence d'un outil précis et peu coûteux pour l'identification et la classification des milieux humides. Dans un précédent Rapport technique, Breton et al. (2005) ont tenté de combler cette lacune en adaptant une méthode de classification des habitats de la sauvagine (Rempel et al. 1997), qui utilisait à l'origine la photo-interprétation de façon à ce qu'elle soit utilisable avec la carte écoforestière québécoise. En appliquant cette classification sur un territoire correspondant à la quasi-totalité du Québec forestier, nous avons décelé certaines faiblesses de l'approche qui nous ont poussé à revoir certains éléments, tant au niveau de la typologie que du traitement géomatique. Il en a résulté un système de classification différent de celui de Breton et al. (2005), mais mieux adapté à la diversité du territoire québécois.

Dans le présent rapport technique, nous décrivons la carte écoforestière, qui est la base de notre système de classification. Ensuite, nous décrivons notre système et expliquons les raisons qui nous ont poussés à le développer. Finalement, à l'aide d'un exemple, nous donnons la procédure à suivre pour appliquer la classification proposée. Il s'agit en fait d'un « guide de l'utilisateur » qui ne vise pas l'explication des outils géomatiques eux-mêmes, mais bien l'explication de la démarche de classification des milieux humides à partir des cartes écoforestières. L'utilisation de ce guide requiert donc certaines connaissances des outils géomatiques. Bien que ce processus ait été réalisé à l'aide du logiciel ArcGIS 9.0, cet outil est en constante évolution et d'autres logiciels géomatiques peuvent permettre de réaliser les étapes suggérées. Ce guide ne fournit donc pas l'ensemble des requêtes utilisées dans le cadre de l'application de cette démarche à l'aide de ce logiciel. Par contre, lorsque jugé nécessaire, certains exemples de requêtes ont été indiqués pour illustrer des étapes spécifiques de la démarche.

Description de la carte écoforestière

Au Québec, les cartes écoforestières sont constituées à partir de photos aériennes (échelle 1:15 840) par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) afin de gérer le patrimoine forestier. Selon les normes de cartographie écoforestière, la superficie minimale cartographiée des terrains à vocation non forestière et des lacs est de 1 ha (Létourneau 2000), ce qui représente, selon le *Soil Survey Manual* (Soil Survey Division Staff 1993), l'unité minimale cartographiable (*Minimum mapping unit*) pour cette échelle. Il apparaît donc que l'outil est utilisé à son plein potentiel en matière de résolution spatiale. Il est cependant important de noter que, même à cette échelle, la quantité de milieux humides est fort probablement légèrement sous-estimée puisque de nombreux milieux (dont la taille est inférieure à

1 ha) n'auront pas été détectés. Par ailleurs, il y a une incertitude liée au fait qu'une photo ne présente qu'une image statique d'un milieu dynamique (Cowardin et Golet 1995). En effet, à l'image des écosystèmes forestiers, les écosystèmes d'eau douce ont un régime de perturbations naturelles propre, dont les facteurs (climat, inondations, feux, glissements de terrains, migration des chenaux, accumulations de débris, activités du castor [*Castor canadensis*], etc.) agissent à plusieurs échelles spatiotemporelles.

Puisque ces cartes sont destinées aux gestionnaires forestiers et que les milieux humides boréaux ne suscitent actuellement que peu d'intérêt commercial, peu d'efforts ont été consacrés à leur caractérisation jusqu'à maintenant. Bien que ces milieux soient précisément délimités, dans certains cas, ils ne sont caractérisés que par une appellation cartographique plus ou moins vague (p. ex.: dénudé humide).

Il demeure qu'en format numérique, les cartes forestières regroupent beaucoup d'information. La Base de données topographiques du Québec (BDTQ), qui sert de base aux cartes forestières, contient des couches d'hydrographie surfacique (éléments ≥ 6 m de largeur) et d'hydrographie linéaire (< 6 m de largeur) qui y sont précisées par un indicatif particulier (lac, rivière, réservoir hydroélectrique, cours d'eau permanent ou intermittent). Aussi, le Service des inventaires écoforestiers du Québec (SIEF) a cartographié les terres humides dites improductives (aulnaies, dénudés humides et terres inondées) auxquelles un code particulier a été attribué. De plus, pour le troisième programme décennal d'inventaire forestier québécois, des types écologiques ont été définis pour les peuplements productifs. En plus d'exprimer les caractéristiques de la végétation basse qui croît sur chaque site, le type écologique décrit la végétation arborescente potentielle et les caractéristiques physiques du milieu (Grondin et al. 2003). Ainsi, on peut identifier des peuplements productifs humides. Trois types de ces peuplements (drainage hydrique) ont été définis,

correspondant aux codes de milieu physique 7 (station ombrotrophe sur dépôt minéral), 8 (station minérotrophe) et 9 (station ombrotrophe sur dépôt organique) du type écologique. Il est donc possible, à l'aide d'un système d'information géographique, de localiser et de quantifier divers types de milieux humides.

Le système de classification des milieux humides

Justification

Il y a plusieurs avantages à utiliser les cartes écoforestières pour localiser et classifier les milieux humides : 1) celles-ci sont disponibles à relativement peu de frais pour l'ensemble du territoire forestier « commercial » québécois et sont mises à jour sur une base décennale; 2) l'échelle et le format de la carte permettent une utilisation sur de vastes territoires tout en offrant une précision acceptable, allant de 1 ha pour les terrains non productifs à 8 ha pour les peuplements forestiers; 3) le traitement de la base de données est relativement simple; et 4) cet outil est déjà utilisé par la majorité des organismes jouant un rôle dans la gestion du territoire forestier.

Par contre, l'information disponible sur la carte écoforestière n'est pas suffisante pour classifier les milieux humides selon les systèmes nationaux de classification. Par exemple, le système canadien de classification discrimine, dès le premier niveau, les milieux humides de par leur origine et leur genèse (Warner et Rubec 1997). Ainsi, la différenciation entre les fens et les bogs repose sur l'identification du régime nutritionnel, qui ne peut être confirmée que par des données biochimiques (Wheeler et Proctor 2000) ou par l'identification des communautés végétales (Gauthier 1980). Par ailleurs, avec la classification américaine (Cowardin et

al. 1979), il est possible de classifier le premier niveau assez aisément, puisque cela consiste grossièrement à discriminer les systèmes de plans d'eau (système lacustre), de cours d'eau (riverain), et de milieux humides non connectés au réseau hydrographique (palustre). Par contre, au niveau du sous-système, il est impossible de distinguer sur les cartes forestières l'eau profonde de l'eau peu profonde d'un lac. Malgré une recherche approfondie, nous n'avons pu adapter les données de la carte écoforestière à aucune classification reconnue.

Un second problème provient du fait que les principales classifications n'ont pas été conçues pour répondre à des besoins d'ordre faunique. Nous sommes donc repartis du système de classification conçu par Rempel et al. (1997) pour la classification des habitats de la sauvagine en milieu boréal à partir de photos aériennes (Fig. A.1), en prenant en compte l'adaptation aux cartes écoforestières proposée par Breton et al. (2005). Nous avons aussi considéré les recommandations que ces derniers livraient à la fin de leur rapport, notamment de tester la méthode sur plusieurs territoires, de vérifier les données sur les étangs à castor et de réexaminer certains seuils arbitraires de caractérisation.

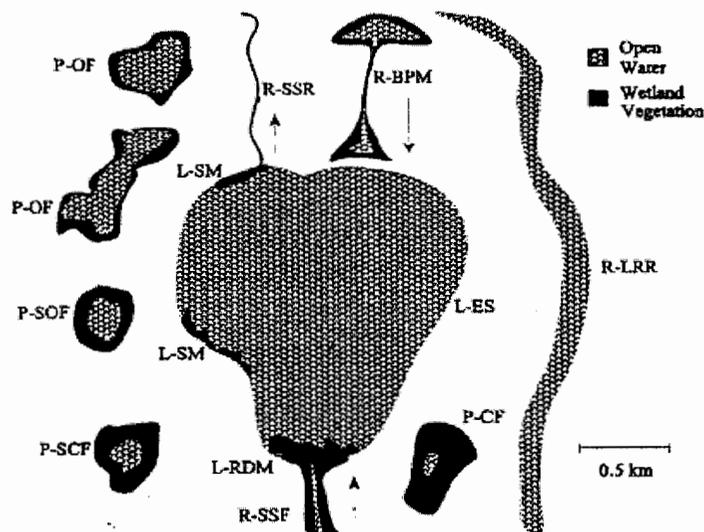


Fig. 1. Schematic diagram of the wetland habitat classification for Ontario Claybelt, 1990. L-SM = lacustrine:shore marsh, L-ES = lacustrine:exposed shore, L-RDM = lacustrine:river delta marsh, P-CF = palustrine:closed fen, P-SCF = palustrine:semi-closed fen, P-SOF = palustrine:semi-open fen, P-OF = palustrine:open fen, R-BPM = riverine:beaver pond marsh, R-LRR = riverine:large river riparian, R-SSF = riverine:small stream fen, and R-SSR = riverine:small stream riparian. Arrows indicate direction of water flow.

Figure A.1. Système de classification des habitats boréaux de la sauvagine (tiré de Rempel *et al.* 1997).

Description

Le système de classification découlant des travaux de Breton *et al.* (2005) comporte deux niveaux hiérarchiques (Tableau A.1). Au premier niveau, les milieux humides sont regroupés en quatre classes :

- 1) La classe Aquatique regroupe les éléments lacustres de la classification américaine (Cowardin *et al.* 1979) ainsi que l'eau peu profonde de la classification canadienne (Warner *et al.* 1997).
- 2) La classe Rivage regroupe les éléments « rivage exposé » de la classification de Rempel *et al.* (1997). Ce sont donc tous les rivages qui ne sont pas en contact

avec un milieu humide. Cette zone est généralement trop étroite pour être délimitée lors de la confection de la carte écoforestière. Ainsi, la classe se mesure en unités linéaires puisqu'il est impossible, avec les outils à notre disposition, d'estimer adéquatement des surfaces.

3) La classe Marécage se définit comme une terre humide dominée par des arbres ou des grands arbustes. Ce terme inclut, entre autres, les terres humides arbustives comme les aulnaies et les tourbières boisées (Warner et Rubec 1997). La classe se subdivise en cinq sous-classes selon le niveau trophique, le type de végétation et de sol.

4) La classe Dénudé humide correspond aux milieux humides exempts d'arbres ou d'arbustes. Il s'agit d'une classe très générale qui peut contenir une grande diversité de milieux humides (fens, bogs, marais; Warner et Rubec 1997). Deux sous-classes ont été ajoutées. Des analyses préliminaires ont démontré la présence de vastes massifs sur certaines portions de l'aire d'étude, notamment dans les basses-terres de l'Abitibi et de la Baie James. En effet, les dénudés humides constituent de larges massifs (parfois jusqu'à 8 000 ha) dans lesquels sont imbriqués des peuplements forestiers et des étendues d'eau. Puisque la classification est basée sur des règles de contacts (2^e niveau hiérarchique), il s'avère impossible de classer correctement ces massifs qui sont en contact avec tous les types de systèmes hydriques à la fois. Ainsi, la sous-classe Dénudé humide complexe (> 400 ha¹) a été conçue pour caractériser ces massifs. De plus, la sous-classe Dénudé humide isolé a été ajoutée afin de caractériser les milieux isolés du réseau hydrographique.

¹ La superficie de 400 ha correspond au dernier 5 % de la distribution des superficies pour l'ensemble des dénudés humides de l'aire d'étude. Il s'agit d'une norme visant à identifier les valeurs extrêmes (Hair *et al.* 1998).

Au deuxième niveau, les classes Rivages et Dénudés humides sont subdivisées selon le système hydrique avec lequel ils sont en contact. Ces systèmes (réservoir, lac, étang, mare, cours d'eau) se distinguent par leur taille, l'ampleur de la variation du niveau d'eau ainsi que par la présence ou non d'ouvrages de régulation du niveau d'eau. Par exemple, ce qui distingue les lacs des étangs ou des mares est un seuil de superficie de 8 ha. Il s'agit d'un seuil reconnu, basé sur le fait que les étendues d'eau de moins de 8 ha ne sont en général pas suffisamment grandes pour qu'il y ait présence de processus lacustres, c'est-à-dire une stratification thermique et la formation de rivages exposés sous l'action du vent et des vagues (F.C. Golet, comm. pers.). Pour les polygones sous l'influence de plus d'un système hydrographique, une hiérarchie a été établie comme suit :

Réservoir > Lac > Étang > Cours d'eau > Étang isolé.

Tableau A.1. Classification des milieux humides.

Classe	Sous-classe	Système	Type
Aquatique		Réservoir	AqH
		Lac	AqL
		Étang	AqE
		Mare	AqM
		Lit de cours d'eau	AqR
Rivage		de réservoir	RiH
		de lac	RiL
		d'étang	RiE
		de mare	RiM
		de cours d'eau	RiR
Marécage	Arbustif		MaA
	Arboré pauvre		MaP
	Arboré riche		MaR
	Tourbière boisée		MaT
	Inondé		MaI
Dénudé humide	Complexe		DhX
	Isolé		DhI
		de réservoir	DhH
		de lac	DhL
		d'étang	DhE
		de mare	DhM
		de cours d'eau	DhR

Tel que mentionné précédemment, le système mis au point permet de répondre à quelques lacunes relevées par Breton et al. (2005) dans les recommandations de leur rapport technique. Premièrement, les auteurs émettaient quelques réticences à identifier les polygones de classe dénudés humides comme étant des bogs ou des fens, comme l'exigeait le système de Rempel et al. (1997). Afin d'éviter le problème, nous avons plutôt choisi de classifier ces polygones selon une règle de contact avec le système hydrique environnant.

Un autre problème important soulevé par les travaux de Breton et al. (2005) est la difficulté de fixer la largeur d'une bande riveraine. Pour cette raison, nous avons choisi de mesurer les milieux de classe Rivage en unités linéaires au lieu de les transformer en unités surfaciques. De cette façon, il est possible de localiser ces milieux riverains sans toutefois s'avancer sur des estimations de superficies.

Des questionnements ont également été émis quant à fiabilité des données concernant les barrages de castors. Bien que nous jugions cette information primordiale pour une classification axée sur la faune, nous avons dû l'abandonner en raison du manque de constance des données. En effet, une consultation avec les cartographes responsables de la BDTQ nous a permis d'apprendre que les barrages de castors n'ont été cartographiés que sur environ le tiers des feuillets cartographiques de la BDTQ (D. Pageau, comm. pers.).

Méthodologie

Couches d'information

Deux couches d'information de la carte écoforestière du 3e inventaire décennal du MRNF (Létourneau 2000) sont nécessaires à la réalisation de la classification : 1) la couche polygonale c08peefo qui contient toute l'information relative aux polygones forestiers, humides et aquatiques; 2) la couche linéaire c08hyfll qui contient les cours d'eau linéaires (Fig. A.2). Si plusieurs feuillets de cartes sont nécessaires, nous suggérons de renommer les couches selon le numéro de feuillet (ex.: 32F05NEpeefo). Les différents feuillets de chaque couche pourront être unis, ce qui évitera de répéter plusieurs fois les étapes subséquentes².

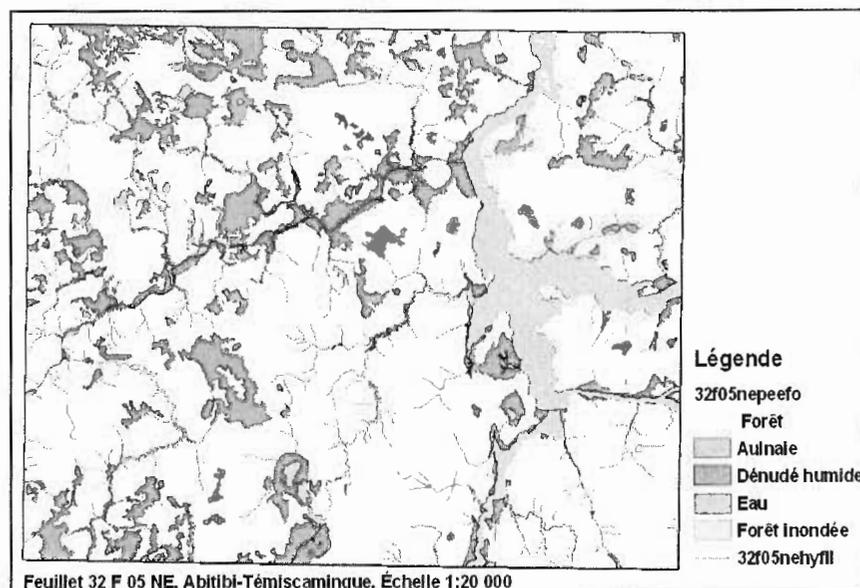


Figure A.2. Couches *peefo* et *hyfl* du feuillet 32F05NE. Ce feuillet sera utilisé pour illustrer la méthode.

² Mise en garde : Il est difficile pour un ordinateur de bureau de fonctionner avec plus d'une cinquantaine de feuillets à la fois.

Milieux aquatiques (Aq) et délimitation des systèmes

En plus de représenter cinq types de milieux, la délimitation des systèmes hydriques servira pour la classification des classes Dénudé humide et Rivages au deuxième niveau hiérarchique. Les polygones aquatiques sont identifiables sur la couche peefo par la valeur EAU dans le champ TER_CO de la table d'attributs. Il s'agit donc d'extraire ces éléments et de créer une couche distincte nommée Eau (par exemple par les requêtes select by attribute, make feature layer et convert to shapefile de ArcGIS 9.0 de la compagnie ESRI). Il sera par la suite possible, à partir de cette couche, de distinguer les différents systèmes aquatiques par le champ INDICATIF.

Deux étapes préparatoires sont nécessaires à la délimitation des systèmes. Premièrement, comme les polygones aquatiques ayant la valeur 0120000004 pour le champ INDICATIF sont des polygones dont l'indicatif n'a pas été attribué par le SIEF, il faut sélectionner ces polygones et changer la valeur du champ selon que le polygone est un lac (01020001000), une rivière (01010000000) ou un réservoir (01020002000), en se fiant à l'indicatif du polygone aquatique auquel il est attaché³. Deuxièmement, avant de commencer la classification, pour faciliter l'interprétation subséquente des données, nous recommandons de convertir en hectares les données de superficie qui sont en m². Cela peut être fait à partir d'un champ de la table d'attributs qui est nommé AREA et qui contient la superficie en mètres carrés.

Cours d'eau linéaire (AqR)

À partir de la couche hyfl1, il est possible de discriminer les ruisseaux permanents des ruisseaux intermittents (Fig. A.3). Il faut créer les couches :

³ Dans le cas de l'exemple présenté dans le rapport, aucun polygone aquatique ne possède cette valeur.

- 1- Ruisseau permanent (*AqR-p*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur de 01010000000 pour le champ *INDICATIF*.
- 2- Ruisseau intermittent (*AqR-i*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur de 01010000002 pour le champ *INDICATIF*.

Plans et cours d'eau surfaciques

À partir de la couche Eau précédemment créée, il est possible de discriminer tous les autres systèmes hydrographiques (Fig. A.4). Il faut créer les couches :

- 1- Rivière (*AqR*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur 01010000000 dans le champ *INDICATIF*.
- 2- Réservoir (*AqH*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur 010200020004 dans le champ *INDICATIF*. Il est à noter que ce type est absent de l'exemple présenté.
- 3- Lac (*AqL*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur 01020001000 dans le champ *INDICATIF* et une superficie de 8 ha ou plus (≥ 8).
- 4- Petites étendues d'eau (*P-lac*) : Il s'agit d'une couche intermédiaire dont les éléments sont identifiables par la valeur 01020001000 et/ou 01020050000 dans le champ *INDICATIF* et une superficie de moins de 8 ha (< 8).
- 5- Étangs (*AqE*) : À partir de la couche *P-lac*, il faut sélectionner les éléments en contact avec le réseau hydrographique, soit les couches *AqR*, *AqR-p* et *AqR-i*, afin de créer une couche nommée *AqE* (par exemple, par la requête *SELECT BY LOCATION* de ArcGIS 9.0).
- 6- Mares (*AqM*) : pour créer cette couche, il faut sélectionner les éléments de la couche *P-lac* qui sont isolés du réseau hydrographique (par exemple, utiliser

⁴ Seulement les réservoirs hydroélectriques possèdent cette valeur alors que de nombreux plans d'eaux possèdent des ouvrages de régulation du niveau d'eau. Il faudra consulter le centre d'expertise hydrique du Québec pour obtenir la liste complète des barrages de forte contenance et changer l'indicatif des lacs en contact avec ces barrages.

la requête *SELECT BY LOCATION* afin de sélectionner les éléments en contact avec le réseau, puis effectuer ensuite la requête *SWITCH SELECTION*, permettant d'inverser la sélection).

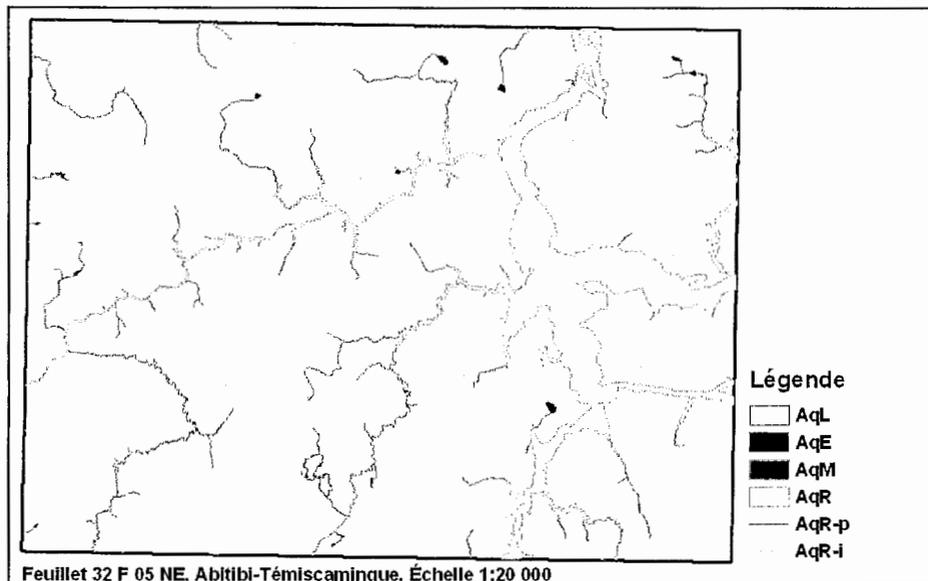


Figure A.3. Classification des systèmes aquatiques.

Dénudés humides (Dh)

La classification des dénués humides se fait à partir d'une règle de contact avec les systèmes hydriques définis précédemment (Fig. A.4). Il faut par contre tenir compte des deux sous-classes, soit les dénués complexes et isolés.

- 1- À partir de la couche *peefo*, sélectionner tous les dénués humides, c'est-à-dire les polygones possédant la valeur *DH* pour le champ *TER_CO* et créer une couche distincte nommée *DH*. Ensuite, ajouter un champ nommé *CODE* (format texte) à la table d'attributs. Ce champ permettra de caractériser les polygones selon le système hydrique.

- 2- Dans la table d'attributs, ajouter un champ dans lequel la superficie des polygones sera calculée en hectares.
- 3- À partir de cette couche, sélectionner les dénudés humides de plus de 400 ha et inscrire *DhX* sous le champ *CODE*.
- 4- Sélectionner les polygones qui n'ont aucune valeur dans le champ *CODE*⁵ et qui sont en contact avec un réservoir. Inscrire *DhH* dans le champ *CODE*.
- 5- Répéter l'étape précédente pour les dénudés de lacs (*DhL*), d'étangs (*DhE*), de cours d'eau (*DhR*), et de mares (*DhM*) en s'assurant de respecter cette hiérarchie.
- 6- À cette étape, les dénudés qui n'ont toujours pas de valeur pour le champ *CODE* sont isolés du réseau hydrographique. Inscrire *DhI* dans le champ *CODE*.

Il est à noter que les types *DhX*, *DhH* et *DhM* sont absents de l'exemple présenté.

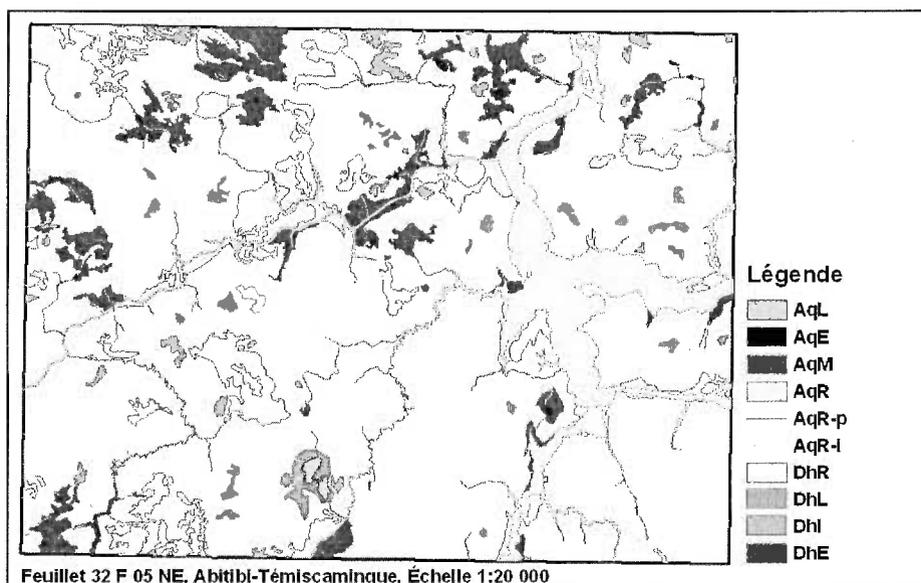


Figure A.4. Classification des dénudés humides selon les systèmes hydriques.

⁵ Il est important de mentionner que la hiérarchie (Réservoir > Lac > Étang > Cours d'eau > Étang isolé) vise l'obtention de classes mutuellement exclusives. Il est donc primordial de la respecter. Lorsqu'un polygone se voit attribuer un type, ce dernier ne doit pas changer.

Milieux marécageux (Ma)

À partir de la couche *peefo*, il est possible de discriminer les différents types de marécages (Fig. A.5) en créant les couches :

- 1- Marécage inondé (*MaI*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur *INO* pour le champ *TER_CO*.
- 2- Marécage arbustif (*MaA*) : dont les éléments sont identifiables par la valeur *AL* pour le champ *TER_CO*.
- 3- Marécages arborés pauvres (*MaP*) : en exécutant la sélection «*TEC_CO_TEC Like '___7'*»⁶.
- 4- Marécages arborés riches (*MaR*) : en exécutant la sélection «*TEC_CO_TEC Like '___8'*».
- 5- Tourbières boisées (*MaT*) : en exécutant la sélection «*TEC_CO_TEC Like '___9'*».

Rivages (Ri)

À partir de la couche *peefo*, il est possible de discriminer les différents types de rivages « exposés », c'est-à-dire qui ne sont pas en contact avec un milieu humide (Fig. A.6) :

- 1- Créer une couche nommée *SEC* en sélectionnant tous les éléments qui ne sont pas des milieux humides⁷.

⁶ *TEC_CO_TEC* représente le type écologique des peuplements. C'est un code à 4 caractères (ex.: *RE39*) dont seulement le dernier est nécessaire pour la sélection. En employant le marqueur de relation *Like* au lieu de = et en remplaçant les trois premiers caractères par des barres de soulignement () lors de la requête de sélection, il est possible de sélectionner tous les éléments contenant ce caractère.

⁷ Utiliser la sélection «"*TER_CO*" = '*AL*' OR "*TER_CO*" = '*DH*' OR "*TER_CO*" = '*EAU*' OR "*TEC_CO_TEC*" LIKE '*___7*' OR "*TEC_CO_TEC*" LIKE '*___8*' OR "*TEC_CO_TEC*" LIKE '*___9*' OR "*TER_CO*" = '*INO*'» et inverser la sélection pour sélectionner tout les polygones à l'exception des polygones humides

- 2- Transformer les couches polygonales *AqH*, *AqL*, *AqE*, *AqM* et *AqR* en couches linéaires (par exemple par la fonction *CONVERT POLYGONS TO POLYLINES* de X-TOOLS).

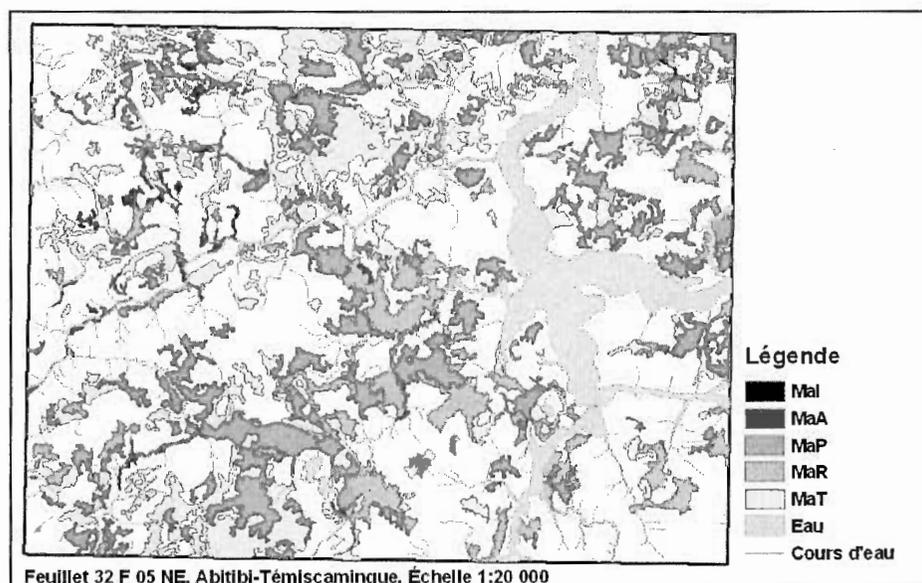


Figure A.5. Classification des marécages.

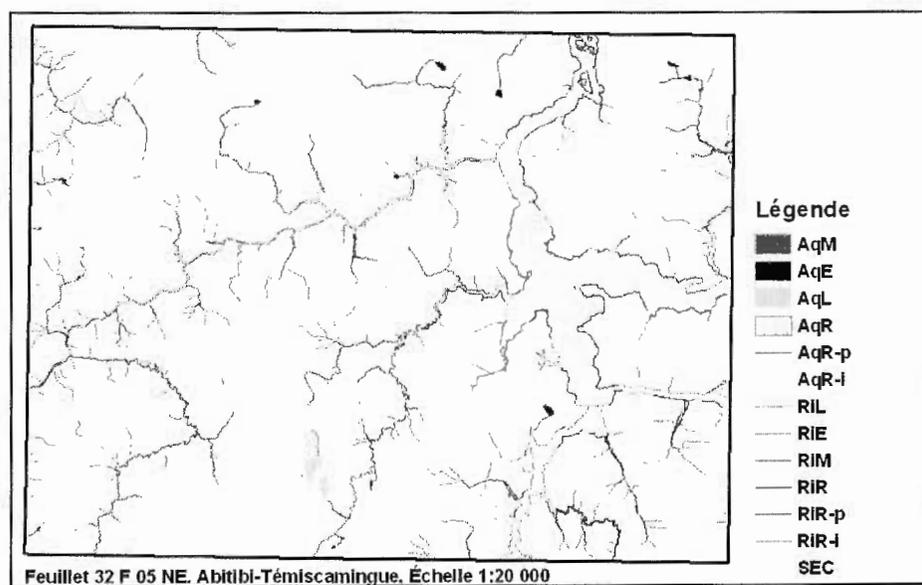


Figure A.6. Classification des rivages.

- 3- À partir des couches linéaires, créer des couches ne contenant que les rivages bordant les milieux secs (par exemple en exécutant la fonction *CLIP* sur la couche nommée *SEC*). Nommer ces couches *RiH*, *RiL*, *RiE*, *RiM* et *RiR*, respectivement.
- 4- Répéter l'étape 3 avec les couches de cours d'eau linéaires permanents et intermittents. Nommer les couches *RiR-p* et *RiR-i*.

Il est à noter que les types *RiL*, *RiH*, et *RiM* sont absents de l'exemple présenté.

Résultats et discussion

La Figure A.7 montre le résultat final de la classification telle que détaillée. De plus, le Tableau A.2 indique le nombre ainsi que la superficie totale de chaque type de milieu humide présent sur le feuillet 32F05NE. Pour un professionnel en géomatique, nous croyons que l'application de cette méthode ne nécessite que quelques heures d'apprentissage. En effet, cet exemple a été utilisé comme travail pratique dans le cadre d'un cours gradué à l'Université Laval suivi par des étudiants de différents domaines et possédant des niveaux de connaissance en géomatique très variés. En plus d'appliquer la méthode sur le feuillet 32F05NE, ils ont rédigé un rapport dans lequel ils expliquaient les difficultés rencontrées. Cet exercice nous a donc permis de valider la méthodologie et d'ajuster certains éléments. La majorité des commentaires formulés visaient des éléments mineurs, le plus souvent des imprécisions dans la version préliminaire du rapport. Il demeure que globalement, les étudiants sont parvenus aux bons résultats en un temps variant entre trois et sept heures.

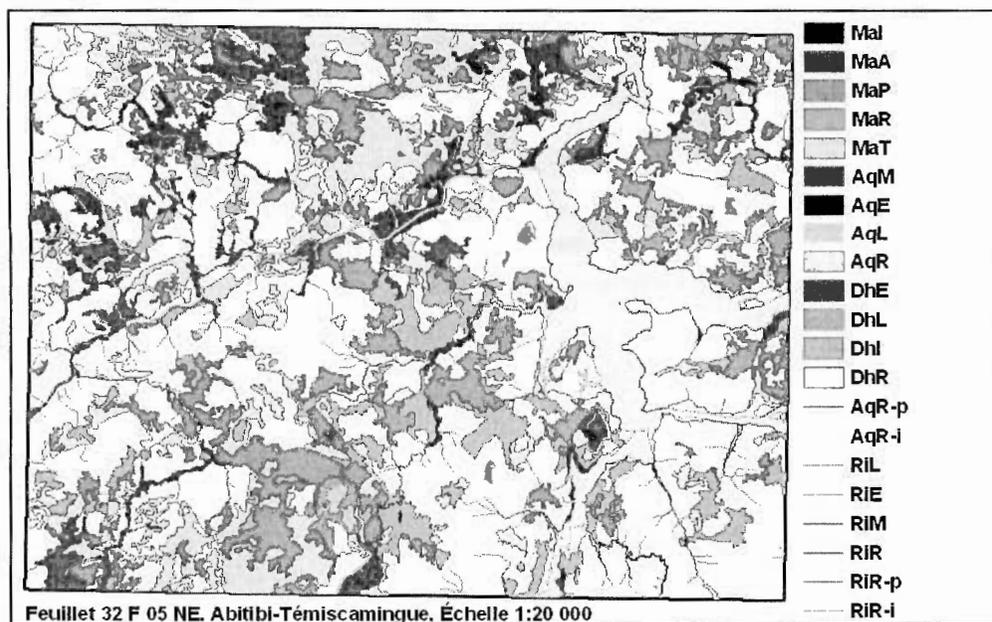


Figure A.7. Classification finale.

Tableau A.2. Résultat de la classification du feuillet 32F05NE.

Classe	Sous-classe	Système	Type	Nombre	Superficie (ha) ¹
Aquatique		Réservoir	AqH	0	0
		Lac	AqL	1	32,4
		Étang	AqE	86	54,9
		Mare	AqM	2	0,5
		Lit de cours d'eau	AqR	30	1734,7
Rivage		de réservoir	RiH	0	0 ¹
		de lac	RiL	0	0
		d'étang	RiE	41	8448
		de mare	RiM	0	0
		de cours d'eau	RiR ²	464	191390,4
Marécage	Arbustif		MaA	61	324,4
	Arboré pauvre		MaP	382	3031,8
	Arboré riche		MaR	316	1869,9
	Tourbière boisée		MaT	349	2879,3
	Inondé		MaI	3	9,6
Dénudé humide	Complexe		DhX	0	0
	Isolé		DhI	61	435,4
		de réservoir	DhH	0	0
		de lac	DhL	1	103,7
		d'étang	DhE	37	1356,1
		de mare	DhM	0	0
		de cours d'eau	DhR	72	1811,5

¹ La classe rivage se mesure en mètres linéaires.

² Inclut les rivages de rivières, de cours d'eau permanents et intermittents.

Conclusion

Ce système de classification nous aura permis de repérer et de régler quelques lacunes du système adapté par Breton et al. (2005). Nous croyons que le système permettra de mettre en valeur la carte écoforestière, un outil qui est déjà très connu et utilisé par les aménagistes du territoire québécois. Par sa simplicité et son efficacité, le système répondra sûrement aux besoins de plusieurs utilisateurs. Il sera d'ailleurs utilisé dans le cadre de plusieurs études chez Canards Illimités, notamment pour des études portant sur la régionalisation des milieux humides du Québec boréal, l'utilisation de l'habitat par la sauvagine et la conception de plans de conservation des milieux humides.

De plus, comme l'information de la carte écoforestière du troisième inventaire forestier décennal concernant les milieux humides sera précisée lors du prochain inventaire décennal, la classification pourra être bonifiée lorsque de nouvelles informations seront disponibles.

Remerciements

Nous tenons à remercier Normand Bertrand, Daniel Bordage, Catherine Landry, David Pothier, Sylvie Bernier, Pierre Grondin, Sylvain Jutras, Pierre LaRue, Claire Michaud, Frédéric Poisson et Monique Poulin pour leurs commentaires sur une version préliminaire de cette classification; Sylvie Picard et Jason Beaulieu pour le support technique; Marie Blais pour la révision linguistique; les étudiants du cours Écologie et aménagement des milieux humides et des milieux riverains forestiers donné à l'Université Laval : Alexandre Baker, Patricia Gagnon, Françoise Gervais,

Daniel Idiata-Mambounga, Catherine Landry, Simon Lapointe, Mylène Marchand-Roy, Sonia Néron, Étienne Paradis, et Olivier Tessier.

Cette étude a été réalisée grâce au partenariat suivant : Canards Illimités Canada (CIC), Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Plan conjoint sur le Canard noir, Service canadien de la faune – Région du Québec et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Sylvain Ménard a bénéficié d'une bourse de recherche CRSNG-CIC et de la bourse Forêt-Faune de la Fondation de la faune du Québec et l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec.

Références

- Anielsky, M. et Wilson, S. 2006. Les chiffres qui comptent vraiment: évaluation de la valeur réelle du capital naturel et des écosystèmes boréaux du Canada. Institut Pimbina et Initiative boréale canadienne. Ottawa ON et Drayton Valley, AB. 90 pp.
- Breton, M.-N., Darveau, M. et Beaulieu, J. 2005. Développement d'une méthode de classification automatisée des milieux humides et des milieux riverains en forêt boréale. Rapport technique N° Q2005-1, Canards Illimités, Québec, QC.
- Buteau, P., Dignard, N. et Grondin, P. 1994. Système de classification des milieux humides du Québec. Ministère des Ressources Naturelles, Secteur des Mines, Québec, QC.
- Couillard, L. et Payette, S. 1985. Évolution holocène d'une tourbière à pergélisol (Québec nordique). *Canadian journal of Botany* 63: 1104-1121.
- Couillard, L. et Grondin, P. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les publications du Québec, Québec, QC.
- Coulombe, G., Huot, J., Arsenault, J., Bauce, É., Bernard, J.-T., Bouchard, A., Liboiron, M.-A. et Szaraz, G. 2004. Commission sur la gestion de la forêt publique québécoise: Rapport. Disponible à partir de <http://www.commission-foret.qc.ca/rapportfinal/> (mai 2007).
- Cowardin, L.M., Carter, V. et Golet, F.C. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. FWS/OBS-79/31. 131 pp.
- Cowardin, L.M. et Golet, F.C. 1995. US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: a review. *Vegetatio* 118: 139-152.
- Dignard, N., Lalumière, R., Reed, A. et Julien, M. 1990. Les habitats côtiers du nord-est de la baie James. Environnement Canada, Service Canadien de la Faune, Québec, QC.
- Ducruc, J.-P., Li, T. et Bissonnette, J. 1994. Small-scale ecological mapping of Québec: Natural provinces and regions. Dans: Domon, G. et Falardeau, J. (éds), Sélection de textes du quatrième congrès de la société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage, Sainte-Foy, QC.
- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du Parc des Laurentides, Québec. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec, QC.

- Grondin, P. et Ouzilleau, J. 1980. Les tourbières du sud de la Jamésie, Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 34: 267-299.
- Grondin, P., Couillard, L., Leboeuf, P., Noël, J. et Hotte, D. 2003. Classification et cartographie des types écologiques sur "milieux humides" au ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs. Guide d'excursion, région de Lanoraie, octobre 2003.
- GTNTH. 1988. Terres humides du Canada. Polyscience publication Inc., Montréal, QC.
- Hair, J. F., Anderson, R. E., Tatham, R. L. et Black, W. C. 1998. *Multivariate data analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Jacques, D. et Hamel, C. 1982. Système de classification des terres humides du Québec. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction Générale de la Faune, Québec, QC.
- Létourneau, J.-P. 2000. Normes de cartographie écoforestière: confection et mise à jour. Ministère des Ressources Naturelles, Direction des Inventaires Forestier, Québec, QC.
- Payette, S. et Rochefort, L. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, QC.
- Rempel, R.S., Kenneth, A. F., Gadowski, T.R., Gabor, S. et Kenyon, R. 1997. A simple wetland habitat classification for boreal forest waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 61: 746-757.
- Saucier, J.-P., Bergeron, J.F., Grondin, P. et Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'Aubelle Suppl.*: 1-12.
- Soil Survey Division Staff. 1993. *Soil Survey Manual*. Soil Conservation Service. US Department of Agriculture Handbook 18.
- Warner, B.G. et Rubec, C.D.A. (éds). 1997. *Système de classification des terres humides du Canada*. Centre de recherche sur les terres humides, Waterloo, ON.
- Wheeler, B.D. et Proctor, M.C.F. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187-203.