

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

L'ÉTUDE DE L'EFFET DU NOMBRE DE MUNICIPALITÉS RIVERAINES DANS
LA GESTION LOCALE DES ÉPISODES D'ALGUES BLEU-VERT AU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉCONOMIQUE

PAR
MICHELLE PAQUIN

OCTOBRE 2018

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Un très grand merci est dû à mon directeur de mémoire Charles Séguin qui m'a proposé le sujet de mon mémoire et qui m'a offert une direction explicite. J'ai apprécié sa flexibilité à l'égard de mon autonomie et en même temps sa généreuse disponibilité aux moments clés. Je veux également remercier mon codirecteur Nicholas Lawson qui m'a conseillé surtout en microéconométrie. Sa disponibilité et diligence ont été très appréciées. Je suis satisfaite de mon expérience de rédaction de mémoire grâce à eux.

Je remercie tout particulièrement mon copain Christian qui a fait cette démarche parfois exigeante à mes côtés. Sa contribution et sa bienveillance ont été inestimables. Je dois toute ma gratitude à ma mère et mon père pour leur confiance et soutien à l'égard de mes choix.

Je suis reconnaissante de la collaboration du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques qui a rendu disponible la base de données qui était essentielle aux fins de ce travail.

J'aimerais souligner la qualité du corps professoral et des chargés de cours du département des sciences économiques. C'était un plaisir de côtoyer de telles personnes brillantes, accessibles et passionnées durant mes études.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	viii
RÉSUMÉ	ix
INTRODUCTION	1
0.1 Sources de prolifération des algues bleu-vert	2
0.2 Hypothèse de recherche	4
CHAPITRE I	
CONTEXTE THÉORIQUE	5
1.1 Gestion des eaux	6
1.2 Modèle du lac peu profond	8
1.2.1 Classification des lacs eutrophes	9
1.2.2 Schéma de bifurcation	10
1.2.3 Jeux dynamiques	12
CHAPITRE II	
CONTEXTE QUÉBÉCOIS	14
2.1 Compétences des municipalités et des MRC	15
CHAPITRE III	
DONNÉES ET STATISTIQUES DESCRIPTIVES	17
3.1 Occurrences d'algues bleu-vert	17
3.1.1 Création de deux variables dépendantes	19
3.2 Municipalités riveraines	20
3.3 Caractéristiques des lacs et du territoire	21
3.4 Données climatiques	23
3.5 Pressions anthropiques	23

3.6	Corrélations Spearman	25
CHAPITRE IV		
	MÉTHODOLOGIE	26
4.1	Modèle de référence	26
4.2	Diagnostic avec le modèle principal	27
4.3	Moindres carrés réalisables et généralisés (« MCRG »)	29
4.4	Probit	29
4.5	Binomiale négative	30
CHAPITRE V		
	RÉSULTATS	31
5.1	Différentes spécifications	31
5.2	Nombre d'observations	33
5.3	Estimations avec probit	33
5.4	Estimations avec binomial négatif	35
5.5	Estimations avec MCRG	35
5.6	Estimations avec des variables dichotomiques	38
5.7	Vérification de la robustesse avec les lacs peu profonds	39
	CONCLUSION	43
ANNEXE A		
	STATISTIQUES DESCRIPTIVES	45
ANNEXE B		
	MATRICES DES CORRÉLATIONS	47
ANNEXE C		
	RESULTATS PRÉVUS PAR LA LITTÉRATURE	48
ANNEXE D		
	RÉSULTATS DES MODÈLES ALTERNATIFS	50
ANNEXE E		
	RÉSULTATS DES TESTS DE ROBUSTESSE	53
	BIBLIOGRAPHIE	58

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Schéma de bifurcation de Wagener (2003)	10
2.1 Limites administratives et du bassin versant (COGESAF, 2011, p.6)	15
3.1 Vue géographique des lacs participants (MDDELCC, 2017d)	18
3.2 Probabilité moyenne d'un lac d'avoir un épisode par année	21

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
3.1 Calculs du nombre d'algues bleu-vert - exemple avec un lac fictif	20
5.1 Trois modèles économétriques	32
5.2 Évolution de la perte d'observations avec le modèle principal	33
5.3 Probit - effets marginaux du modèle principal	34
5.4 Binomiale négative - coefficients du modèle principal	35
5.5 MCRG - coefficients du modèle principal	37
5.6 Effets du nombre de municipalités	37
5.7 Estimations probit et binomiale négative avec variables dichotomiques . .	38
5.8 Effets comparatifs du nombre de municipalités (lacs < 10 mètres)	40
5.9 Effets comparatifs du nombre de municipalités (lacs < 4 mètres)	41
A.1 Statistiques - Algues, municipalités, lacs et territoires	45
A.2 Statistiques - Occupation du territoire	46
B.1 Corrélations Spearman	47
C.1 Résultats attendus	49
D.1 Probit - effets marginaux des modèles alternatifs	50
D.2 Binomiale négative - coefficients des modèles alternatifs	51
D.3 MCRG - coefficients des modèles alternatifs	52
E.1 Effets des variables dichotomiques (probit et binomiale négative)	53
E.2 Probit - lacs peu profonds (< 10 mètres)	54
E.3 Binomiale négative - lacs peu profonds (< 10 mètres)	55

E.4	Probit - lacs très peu profonds (< 4 mètres)	56
E.5	Binomiale négative - lacs très peu profonds (< 4 mètres)	57

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

CRE	Conseils régionaux de l'environnement
DSP	Directions de santé publique
ENBF	Équilibre de Nash en boucle fermé
ENBO	Équilibre de Nash en boucle ouvert
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MDDELCC	Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques
OBV	Organismes de bassins versants
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PDE	Plan directeur de l'eau
RSVL	Réseau de surveillance volontaire des lacs
SAD	Schéma d'aménagement et de développement

RÉSUMÉ

Ce mémoire porte sur le problème des algues bleu-vert dans les lacs du Québec et sur l'importance de la coopération des municipalités qui partagent un lac. Ce problème est persistant dans la gestion locale des ressources en eau douce et provient en grande partie de l'utilisation du phosphore des activités agricoles. La théorie des jeux suggère que lorsque plusieurs agents tentent de résoudre un problème environnemental commun plutôt qu'un seul agent, il sera plus difficile de trouver une solution adéquate. Donc, toutes choses étant égales par ailleurs, un lac partagé par plusieurs municipalités devrait avoir en moyenne plus d'algues bleu-vert qu'un lac avec une seule municipalité.

Cette théorie est testée à l'aide d'un modèle économétrique fondé sur un modèle théorique du problème de l'eutrophisation des lacs peu profonds. Des données sur les occurrences d'algues bleu-vert ont été récoltées pour 469 lacs du Québec par le Ministère de Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. Les modèles probit, binomial négatif et moindres carrés réalisables et généralisés sont utilisés pour vérifier si la corrélation entre les épisodes d'algues bleu-vert et le nombre de municipalités riveraines est positive.

La première série de régressions entraînent une perte d'observations due à des données manquantes qui réduisent le nombre de lacs estimés à 137. D'après les résultats généraux obtenus, la gestion par une seule municipalité contre deux municipalités ou plus donne lieu à moins d'épisodes d'algues bleu-vert. Les résultats obtenus avec uniquement les lacs peu profonds indiquent une corrélation positive plus importante, par contre deux des résultats vont dans le sens contraire. Le bilan global indique dix-neuf sur trente-six des résultats sont significatifs et que dix-sept d'entre eux sont positifs, ce qui constitue une indication que l'hypothèse du mémoire est valide.

Mots-clés : algues bleu-vert, municipalités, gestion des ressources communes, agriculture, villégiature, Québec.

INTRODUCTION

Les algues bleu-vert sont un problème à la fois économique, écologique et de gestion publique que les gouvernements québécois gèrent en utilisant leurs compétences et leurs revenus respectifs. Bien que les Québécois ne souffrent pas encore d'une pénurie sévère d'eau de bonne qualité, le Québec cherche à financer et à gérer adéquatement les effets du développement économique du territoire et des changements climatiques sur les milieux humides. Une proportion importante des dépenses des organismes municipaux est dédiée à la gestion de l'eau. En 2018 notamment, la répartition des dépenses de fonctionnement des organismes municipaux est de 12,3 % pour le service de l'hygiène du milieu, soit 1 967,9 M\$ pour la distribution et le suivi de la qualité de l'eau potable, la protection de l'environnement, l'amélioration des cours d'eau et le traitement des eaux usées (MAMOT, 2018, p.13). Le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) s'inscrit dans ce contexte de la gestion de l'eau. Ce dernier est un programme du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) qui cherche à documenter et à réduire l'existence parfois chronique des fleurs d'eau d'algues bleu-vert dans plus de sept cents plans d'eau en 2018. Son existence implique que la gestion des algues bleu-vert est complexe et que peut-être l'efficacité recherchée en intervention n'est pas encore maîtrisée. Ce mémoire étudie la possibilité que la situation provienne partiellement du phénomène de la tragédie des communs. Dans ce cadre, où la théorie des jeux intervient, le nombre de décideurs est important. Par conséquent, le nombre d'organismes locaux qui gèrent communément l'eutrophisation d'un lac¹, comme les municipalités riveraines, pourrait influencer sur les actions prises par chacun.

1. À moins d'indication contraire, l'usage du mot « lac » signifie un lac ou tout autre type de plan d'eau.

L'eutrophisation est définie comme étant :

(...) le processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives, faisant passer son état d'oligotrophe (qui signifie peu nourri) à eutrophe (qui signifie bien nourri). Cet enrichissement provoque une augmentation de la production biologique, notamment une plus grande abondance des algues microscopiques (le phytoplancton) et des plantes aquatiques. (...). (MDDELCC, 2017c, p.1)

Le MDDELCC explique que les algues bleu-vert (ou cyanobactéries) sont des bactéries qui font partie des algues microscopiques et dont l'appellation fait référence aux pigments bleus et verts qui permettent la photosynthèse et qui tolèrent même les rayons ultraviolets. Par conséquent, elles ont besoin de lumière et de chaleur et risquent de bénéficier des changements climatiques et de l'amincissement de la couche d'ozone (MDDELCC, 2017a, Q.20). Les cyanobactéries sont naturellement présentes en période de fleurs d'eau, lorsque l'eau est plus chaude, et ne sont pas automatiquement problématiques. Toutefois, plus le nombre de cellules de cyanobactéries est élevé, plus elles posent un problème pour l'utilisation de l'eau. De plus, ces algues ne sont pas toujours détectables à l'œil nu rendant le signalement d'un problème et leur gestion plus difficile. À partir d'une densité d'environ 20 000 cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau, l'apparition des fleurs d'eau ou de l'écume est visible. Dans ces cas, elles peuvent avoir l'apparence d'un déversement de soupe au brocoli ou de peinture turquoise. D'autres types d'algues peuvent créer des fleurs d'eau, mais ce sont les algues bleu-vert qui en produisent le plus souvent et qui peuvent produire des toxines nocives pour les humains². Ces algues dominent dans l'espace des lacs, car elles tolèrent certains herbicides agricoles non tolérés par d'autres.

0.1 Sources de prolifération des algues bleu-vert

Un lac est une ressource commune dans le sens où son utilisation est rivale et non exclusive. La non exclusivité implique l'accès libre à la ressource en raison du coût ou de l'impos-

2. Il existe trois types de toxines qui peuvent causer des irritations, des effets allergiques, affecter le foie et le fonctionnement du système nerveux s'il y a contact avec l'eau. (MDDELCC, 2017a, Q.9)

sibilité d'exclure son utilisation. L'accès libre implique l'absence d'indicateur de rareté, de sorte que la surexploitation survient (Hanley *et al.*, 2007). Les facteurs à considérer au regard de la prolifération des cyanobactéries sont notamment les acteurs décisionnels, économiques et communautaires, l'aménagement du territoire et le niveau de la fragilité de l'écosystème du lac. Le phosphore est la source principale de leur prolifération, qui peut provenir de l'environnement géologique, biologique et anthropique du lac. D'ailleurs, la plus importante relation entre les activités économiques et les algues bleu-vert émane des pressions anthropiques, en particulier du phosphore issu de l'agriculture. La quantité de pollution variera en fonction du type d'agriculture, de la taille des fermes et de leur localisation. Les milieux agricoles et urbanisés peuvent accélérer l'eutrophisation lorsque leurs rives et bassins versants reçoivent trop de phosphore par rapport à la capacité de support des sols³ et des lacs⁴ (MDDELCC, 2017a, Q.20).

La libération excessive de nutriments induit de multiples problèmes en matière écologique et économique. D'une part, l'eutrophisation perturbe l'équilibre écologique des milieux aquatiques. D'autre part, ce déséquilibre présente un risque potentiel pour la santé publique et porte atteinte aux services écologiques de l'eau tels que l'eau potable, la pêche, les activités récréatives, touristiques, commerciales et de villégiature ainsi que le côtoiement de la nature. En particulier, les lacs de villégiature attirent des personnes qui veulent s'entourer d'un lac oligotrophe (propre), surtout en été. À l'opposé, certaines industries comme l'agriculture et les exploitations forestières et minières profitent également de ces services écologiques, mais en utilisant le territoire comme un réservoir de déchets. Ainsi, il existe un arbitrage entre les bénéfices liés aux activités polluantes et les coûts résultant

3. La capacité de support des sols est la quantité maximale d'engrais organique et minéral, pour répondre aux besoins agricoles, qu'un sol peut recevoir selon un calcul visant à protéger l'environnement. Il sert à mesurer le degré de développement possible dans le bassin versant tout en conservant la qualité des eaux. (MDDELCC, 2003, p.8)

4. « La capacité de support [des lacs] est la pression maximale que l'humain peut exercer par ses activités (ensemble résidentiel, agriculture, foresterie, etc.) sur l'environnement du lac sans porter atteinte à son intégrité, afin d'assurer sa pérennité. Elle dépend notamment des caractéristiques physiques du lac (taille, volume, etc.) et du bassin versant (taille, apports en eau, utilisation des terres, etc.) ». (MDDELCC, 2007, p.4)

d'une diminution des services écologiques du lac. Les solutions sont notamment liées au diagnostic du problème, à l'aménagement du territoire et au traitement des eaux à l'échelle locale.

0.2 Hypothèse de recherche

À ce jour, il n'y a pas de littérature qui a vérifié empiriquement si le nombre d'acteurs décisionnels locaux a un effet sur la gestion des algues bleu-vert. Par conséquent, l'objectif de ce travail est de connaître cet effet en se concentrant sur les intervenants municipaux qui jouent un rôle important sur la préservation de la qualité des eaux. L'approche est de supposer qu'une concertation sous-optimale existe entre les municipalités riveraines et représente un obstacle à la gestion optimale des plans d'eau du Québec. L'hypothèse est que s'il y a plus d'une municipalité riveraine, toutes choses étant égales par ailleurs, la prolifération des algues bleu-vert sera plus importante. Pour répondre à cette interrogation, ce travail s'inspire du modèle du problème des lacs peu profonds. Il tient son nom du fait que le niveau de vulnérabilité d'un lac est lié à sa taille.

Ce mémoire est divisé en cinq chapitres. Le premier chapitre résume la littérature scientifique de la gestion des ressources communes en eaux et présente le problème du lac peu profond. Le deuxième chapitre décrit le contexte institutionnel québécois au regard de la gestion du territoire et des lacs. Les données et les statistiques descriptives sont présentées dans la troisième partie. Le chapitre quatre présente le modèle de référence et les méthodes économétriques. Enfin, le chapitre cinq servira à présenter les résultats. D'autres remarques et considérations font partie de la conclusion.

CHAPITRE I

CONTEXTE THÉORIQUE

La théorie sur la tragédie des communs et la gouvernance des ressources communes s'est développée il y a plus de cent ans. Une première contribution par Katherine Coman est un article qui traite de problèmes d'irrigation et d'allocation d'eau (Coman, 1911). Durant le dernier siècle, la croissance économique combinée à la mondialisation a augmenté la qualité de vie de plusieurs pays, mais au détriment de dommages environnementaux et d'une surexploitation des ressources naturelles. La théorie économique a contribué largement à la connaissance du problème des ressources communes ainsi qu'au développement des politiques publiques en se basant sur les défaillances du marché (Stavins, 2011). D'une part, les défaillances du marché sont caractérisées par des externalités négatives telles que définies par Arthur C. Pigou (1920) où les choix économiques des individus réduisent l'utilité d'autres individus de façon non intentionnelle. Cette littérature utilise les taxes pour internaliser les coûts sociaux de l'externalité négative. D'autre part, les défaillances du marché sont caractérisées par des droits de propriété incomplets (Coase, 1960). Coase (1960) propose la création de marchés qui échangent des droits de polluer et d'utiliser les ressources communes.

L'expression "la tragédie des communs" avait été popularisée par l'article « The Tragedy of the Commons » par Garret Hardin (1968). Il argumente la nécessité de l'intervention de l'État pour créer des incitatifs pour limiter l'utilisation des ressources communes en passant par le droit administratif. Elinor Ostrom (1990) avait développé une approche

institutionnelle non conventionnelle à l'époque qui étudie des institutions autorégulatrices basées sur la concertation et la connaissance des communautés locales. La littérature sur la tragédie des communs porte majoritairement sur les ressources naturelles, notamment l'eau, l'air et l'énergie, les forêts et la pêche, mais inclut aussi une multitude de sujets comme la résistance inévitable aux antibiotiques (Enanoria *et al.*, 2012), les logiciels libres (Schweik, 2013) et les débris spatiaux (Bloembergen *et al.*, 2016).

1.1 Gestion des eaux

La littérature purement écologique sur les algues bleu-vert continue de fournir les bases scientifiques nécessaires pour comprendre le problème et d'y trouver des solutions. Les articles Burford *et al.* (2010) et Carvalho *et al.* (2011) en sont des exemples qui produisent des modèles de prévisions de la prolifération des algues. Par ailleurs, la recherche intègre l'analyse des programmes, des lois, des institutions, des acteurs, des facteurs et outils économiques afin d'expliquer, évaluer et développer des politiques publiques pour la gestion de l'eutrophisation. Par contre, les études portent généralement sur peu de lacs à la fois. La revue de littérature sur les Grands Lacs de la région du Saint-Laurent entre 1975 et 2013 par Johns *et al.* (2015) présente les statistiques des articles du Journal of Great Lakes Research. Il note que la gestion des pêches et la qualité de l'eau étaient les sujets le plus fréquemment abordés suivis de l'analyse des dimensions économiques. Les études économiques abordent l'évaluation économique de services écologiques, la disposition à payer pour nettoyer les lacs, des analyses avantage-coût et le rendement des stratégies de gestion des lacs. D'autres articles appliquent la théorie des jeux aux ressources en accès libre. Les sujets répertoriés dans l'article de Madani (2010) sont notamment l'avantage-coût de l'allocation de l'eau, la gestion des eaux souterraines, l'allocation des eaux transfrontalière et la gestion de la qualité des eaux. L'article de Shi *et al.* (2016) effectue une analyse de la rentabilité économique de la coopération des régions avec un modèle de simulation avec quatre types de jeux et des joueurs asymétriques. Il utilise une base de données sur les caractéristiques de quatre régions du bassin de la rivière Jialu,

en Chine. Les résultats démontrent que les régions ont des préférences asymétriques pour l'allocation des bénéfices et que ces allocations influent sur la durée de la collaboration entre les régions.

L'article de Dillon *et al.* (2015) note que les modèles de prévisions de cyanobactéries perdent de la précision lorsqu'ils analysent des tendances à une échelle spatiale trop grande par rapport à leur échantillon. À l'échelle locale, il existe des facteurs spécifiques qui ne devraient pas être agrégés à d'autres régions. Cette idée est applicable à l'absence d'études empiriques sur un territoire plus vaste. L'article de McWhinnie (2009) se démarque à cet égard, car il analyse le partage international des eaux de pêches avec des données pour 400 pêcheries sur deux périodes. Les variables incluent la quantité de prises, les prix, des variables écologiques et économiques et le nombre de pays. L'estimateur probit ordonné vérifie la probabilité du niveau d'exploitation des eaux de pêches et trouve que le nombre de pays est statistiquement significatif au seuil de 5 %. De manière similaire, la présente étude vise à découvrir l'impact du nombre de municipalités sur la présence des algues bleu-vert dans les lacs sur plusieurs régions au Québec. Cependant, vu qu'elles étudient des sujets différents (qualité de l'eau *versus* la pêche) à une échelle différente (municipalités *versus* pays), elles ne considèrent pas les mêmes services écologiques de l'eau, les mêmes agents économiques ou les mêmes caractéristiques des eaux (lacs *versus* l'océan).

Le modèle théorique standard pour résoudre le problème d'eutrophisation des lacs peu profonds fait partie de la littérature sur la non-linéarité des problèmes en environnement, en ressources naturelles et dans les jeux dynamiques (Karp et Séguin, 2014). Les lacs ont la particularité d'avoir un mécanisme de rétroaction positive. Dans le cas des algues bleu-vert, elles augmentent la biomasse aquatique, ce qui réduit la transparence de l'eau et renforce les conditions nécessaires pour leur prolifération. L'objectif est très souvent d'obtenir l'utilité socialement optimale de la pollution en fixant un niveau de phosphore pour un lac aux utilisations rivales et non exclusives sous des contraintes écologiques. Lorsque la ressource commune est gérée localement par une seule municipalité, la situation se résout par un contrôle optimal. Dès que la gestion du lac est partagée par plusieurs

autorités, la dynamique des jeux est étudiée.

1.2 Modèle du lac peu profond

La gestion optimale d'un lac est représentée à l'équation 1.1 par un problème de maximisation de l'utilité W des communautés entourant un lac. La notation utilisée provient de l'article de Mäler *et al.* (2003) et le modèle est statique. La variable a_i représente les flux de rejets agricoles totaux pour la communauté i . La variable n signifie le nombre de communautés à proximité du lac. Le paramètre de pondération c représente l'arbitrage à faire entre les coûts et bénéfices des flux de phosphore. La variable x signifie le stock de phosphore. Enfin, le paramètre de pondération b représente le taux d'élimination naturel du phosphore du lac.

$$\text{maximisation } W = \sum_{i=1}^n \ln(a_i) - ncx^2 \quad \text{s.c. : } \sum_{i=1}^n a_i - bx + \frac{x^2}{(x^2 + 1)} = 0 \quad (1.1)$$

où $a \geq 0$, $n \geq 1$, $c > 0$, $x \geq 0$ et $b \geq 0$

La somme des bénéfices des n communautés décrite par $\sum_{i=1}^n \ln(a_i)$ sont issues de l'utilisation du phosphore. Cette composante fait croître le bien-être collectif W et en particulier celui des agriculteurs qui bénéficient de cultures plus profitables grâce au phosphore dans l'engrais. Le terme ncx^2 décrit les coûts liés à la perte de services écologiques du lac et implique que le dommage marginal est croissant. Cette composante réduit l'utilité des communautés riveraines. Le nombre de planificateurs sociaux défini par n peut être vue comme le nombre de municipalités riveraines qui doivent coopérer pour gérer optimalement la qualité du lac. Le résultat théorique dans l'article de Mäler *et al.* (2003) quant à la variable n est que plus le nombre de planificateurs est élevé, plus le bien-être de l'ensemble de ces communautés diminue. Le paramètre c représente un ratio du poids relatif accordé à la valeur d'un lac propre par les agents économiques. Autrement dit, le paramètre c représente les préférences des utilisateurs du lac. Par exemple, lorsqu'il y a une présence agricole forte

relativement à un faible nombre de villégiateurs, les coûts liés à la pollution du lac sont supposés moins importants. Toutefois, il convient de garder à l'esprit que l'application de ce paramètre est délicate. Les préférences sont complexes à estimer et impossibles à évaluer avec précision⁵. La contrainte du modèle introduit le processus non linéaire d'eutrophisation d'un lac. Elle inclut la somme des flux de phosphore des communautés ($\sum_{i=1}^n \ln(a_i)$), la fraction du stock de phosphore qui est purifié du lac naturellement (bx) et l'effet de rétroaction du lac ($\frac{x^2}{(x^2+1)}$). La fraction de perte de phosphore b est due parfois au renouvellement de l'eau et parfois par son emmagasinage dans les sédiments et les plantes aquatiques. La rétroaction veut dire qu'une partie du phosphore emmagasiné dans les sédiments et les plantes aquatiques peut être libéré (Brock et Starrett, 1999), ce qui augmente le stock du phosphore. La rétroaction est stimulée par différents facteurs comme la profondeur du lac, le mouvement de l'eau, la stratification, etc. Le système des lacs est particulier du fait qu'un changement d'état⁶ très soudain a lieu lorsqu'une concentration en phosphore dans le lac excède un seuil (Janse *et al.*, 2010).

1.2.1 Classification des lacs eutrophes

L'article de Carpenter, Ludwig et Brock (1999) classe trois différents types de lacs eutrophes selon leur réponse à une réduction des flux de phosphore dans l'eau : l'état réversible, d'hystérèse et irréversible. L'état réversible implique qu'une réduction symétrique de phosphore permet au lac de basculer vers un état oligotrophe et que la récupération du lac est proportionnelle à la réduction de phosphore. Dans un état d'hystérèse, une réduction de phosphore extrême est requise pendant une période donnée avant d'atteindre un état réversible, et dans certains cas il n'est pas désirable de faire marche arrière en matière de coûts associés à la restauration du lac. Finalement, dans un état irréversible, le lac ne peut pas récupérer naturellement d'un état eutrophe avancé et requiert plus qu'une réduction de

5. L'existence des préférences transitives invariantes est improbable étant donné que les perceptions changent dans le temps et que les communautés riveraines ont des caractéristiques asymétriques.

6. Les lacs sont dans un ou l'autre de deux états d'équilibre, oligotrophe ou eutrophe.

phosphore pour changer son état. Il est parfois possible de trouver une stratégie de manipulation biologique de l'écosystème qui prescrit l'ajout d'éléments extérieurs à l'écosystème ou l'élimination d'un certain nombre d'éléments biologiques afin de pousser le lac à suivre un processus de récupération.

1.2.2 Schéma de bifurcation

Le modèle du lac peu profond modélise un système qui est un ensemble d'interactions entre l'écosystème du lac et son milieu environnant. Le schéma de bifurcation de Wagener (2003) à la figure 1.1 illustre comment à partir de n'importe quel point initial de pollution, des changements de certaines valeurs des paramètres c (les préférences économiques) et b (la purification de l'eau) peuvent changer significativement le système. Le schéma illustre les possibilités de politiques optimales en faisant varier ces paramètres dans un contexte de contrôle optimal. En théorie, le planificateur contrôle les flux de phosphore en connaissant le système et l'état du lac.

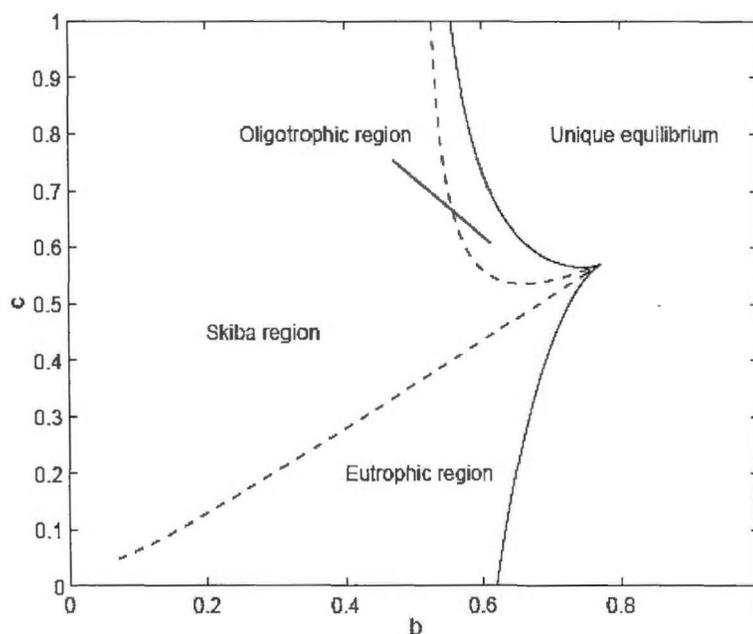


Figure 1.1 Schéma de bifurcation de Wagener (2003)

Dans la partie droite délimitée par la ligne solide se trouvent les combinaisons qui mènent à des états stationnaires uniques où le choix optimal est soit d'aller vers un état oligotrophe ou eutrophe. À gauche de la ligne solide sont les situations d'états stationnaires multiples. À gauche de la ligne solide et à droite de la ligne pointillée sont les états stationnaires multiples qui mènent vers un seul point optimal, soit vers un état oligotrophe ou eutrophe. Les points Skiba à gauche des lignes pointillées sont des points d'indifférence entre deux trajectoires optimales (Skiba, 1978). Ils sont nommés après A. K. Skiba, un des premiers auteurs dans la littérature sur la théorie de la croissance optimale. L'article conclut que l'accumulation du stock de capital dans une économie peut ne pas être rentable si le niveau initial du capital est en dessous d'un seuil. Appliqué au problème du lac peu profond, si le niveau de phosphore déjà présent dans le lac est trop élevé, le lac est suffisamment dégradé pour que l'ajout d'un peu de phosphore supplémentaire puisse basculer le lac dans un état où les efforts de rétablissement du lac deviennent trop coûteux. Être proche du seuil de bascule risque d'induire des coûts et d'augmenter le nombre de lacs eutrophes. Une politique publique qui permet d'éviter ce seuil est l'intérêt de connaître les points Skiba.

Plusieurs articles ont simulé des cas avec un seul décideur. Brock et Starrett (1999) ont mentionné que même dans une situation de contrôle optimal, les résolutions théoriques du lac peu profond peuvent être contraintes à certains choix paramétriques, car l'approche analytique génère de multiples optimums locaux étouffant la possibilité d'identifier des points Skiba. L'utilisation de méthodes numériques, notamment la programmation dynamique⁷, a pu approfondir certains cas ambigus. La combinaison des méthodes a été utile pour les jeux dynamiques où les solutions analytiques sont techniquement plus difficiles.

7. « (...) la programmation dynamique est une méthode algorithmique pour résoudre des problèmes d'optimisation. (...) » (Cormen *et al.*, 1994)

1.2.3 Jeux dynamiques

L'approche non coopérative de la gestion d'un lac suppose que chaque communauté riveraine néglige la valeur des services écologiques de l'eau en considérant uniquement ses propres usages alors que l'ensemble des communautés l'utilise et en bénéficie. Une communauté ignorera l'impact de son flux de phosphore sur les bénéfices que dérivent les autres communautés du lac. Puisque les communautés raisonnent ainsi, elles n'atteindront pas le niveau de phosphore optimal à chaque période pour l'ensemble des communautés.

Les jeux dynamiques les plus utilisés sont l'équilibre de Nash en boucle ouverte (ENBO) et l'équilibre de Nash en boucle fermée (ENBF). Dans l'approche de l'ENBO, tel qu'utilisées dans le travail de Dechert et O'Donnell (2006), les variables de contrôle dépendent de l'état initial du lac, donc les communautés créent un plan au départ et s'en tiennent à ce plan dans le temps. L'ENBF utilise des variables de contrôle qui dépendent de l'état présent du lac. Dans ce cas, les communautés définissent une cadre stratégique qui permet la mise à jour des objectifs au gré des circonstances. L'ENBO donne de meilleurs résultats en termes de bien-être alors que l'ENBF est plus réaliste en intégrant des chocs et garantit un équilibre parfait en sous-jeux.

Avec l'utilisation de l'ENBF, des solutions sont difficiles à obtenir lorsque le système à traiter est d'une forme non linéaire quadratique comme celle du problème du lac peu profond. Pour une classe de modèles maniables, Kossioris *et al.* (2008) développe un algorithme qui permet d'obtenir numériquement une solution non linéaire. Les combinaisons de paramètres entraînent des résultats où le lac se dirige vers un état sous-optimal qui est plus fréquemment un état eutrophe. Le document de travail de Karp et Séguin (2014) modifie l'algorithme développé par Kossioris afin de paramétrer des zones où des points Skiba surviennent et obtient des résultats sous-optimaux également. Dockner et Wagener (2014) développent un nouvel algorithme pour trouver des solutions en ENBF à des problèmes économiques traditionnels. Il utilise un système de prix virtuels simplifiant l'analyse à une équation différentielle quasi linéaire. L'article dérive des points optimaux globaux et non

continus dans le système du lac peu profond où le jeu est symétrique. De plus, l'algorithme permettrait d'explorer un jeu asymétrique où les préférences des communautés riveraines seraient intégrées aux solutions. La recherche continue de s'interroger sur l'existence d'une approche générique pour trouver des points Skiba dans un contexte asymétrique.

En revenant vers les algues bleu-vert au Québec, dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs, il semble que l'objectif environnemental du MDDELCC est d'évaluer la situation des lacs en vue de réduire les épisodes d'algues bleu-vert. Un excès d'algues est une indication d'une transition vers un des états eutrophes. Dans le cas où il existerait un manque de coordination entre les planificateurs, l'état du lac peut s'aggraver rapidement. Par la suite, il peut devenir optimal de le maintenir eutrophe. Une situation où l'état initial du lac est proche d'un point de bascule est préoccupante. Toutefois, le seuil exact n'est pas connu en pratique. En effet, les données disponibles ne permettent pas d'identifier adéquatement l'état des lacs du Québec de façon précise et généralisée. C'est pourquoi une réduction du niveau cible de phosphore dû à l'incertitude représente un coût d'assurance contre le risque que le lac bascule vers un des états eutrophes (Brock et Starrett, 1999). Pourtant, s'il fallait cibler un niveau de phosphore assez précisément, plus de données seraient requises.

CHAPITRE II

CONTEXTE QUÉBÉCOIS

Chaque palier du gouvernement québécois a des outils de gestion et des responsabilités au regard des lacs. À partir des années deux mille et grâce à la Politique nationale de l'eau, le gouvernement provincial obtient la compétence de la gestion de l'eau et la gestion intégrée par bassin versant est institutionnalisée (MDDELCC, 2002). L'outil de planification des bassins versants est le Plan directeur de l'eau (PDE) qui est publié annuellement. Ce plan concerne la gestion des eaux par bassin versant en utilisant une gouvernance participative. La table de concertation permet à tous les groupes d'intérêts d'un même bassin versant de se consulter et d'assurer la cohérence de leurs objectifs communs au regard de la qualité de l'eau (ROBVQ, 2006-2007). Ce type de gestion met l'accent sur la concertation et les délégations fréquentes entre les municipalités régionales de comté (MRC) et les municipalités riveraines (COGESAF, 2011). Selon un rapport sur ce type de cadre de gestion (ILEC, 2005), six des piliers fondamentaux sont requis pour la bonne gouvernance de l'eau. Les institutions doivent coopérer pour gouverner l'usage des lacs en appliquant des politiques publiques et des processus décisionnels. L'ensemble des acteurs concernés doit participer à l'élaboration des plans. Ensuite, un virage scientifique met l'accent sur l'information scientifique et la technologie pour résoudre les problèmes. En sus, un soutien financier prévisible et durable est requis pour la gestion intégrée par bassin versant. L'outil de planification officiel des municipalités est le Plan d'urbanisme. Celui des MRC est le Schéma d'aménagement et de développement (SAD). Afin de boucler l'intégration des institutions du bassin versant, ces plans doivent tenir compte du PDE du bassin versant.

L'aide visuelle à la figure 2.1 montre comment parfois les limites administratives et naturelles du bassin versant ne coïncident pas. Les municipalités doivent adapter leur gestion du territoire à la zone du bassin versant qui est une délimitation naturelle du mouvement de l'eau à partir de la crête des montagnes. Le ruissellement se dirige vers une rivière puis termine sa course dans un plan d'eau. Le transport du phosphore des terres fertilisées vers les eaux est encouragé par le ruissellement de surface et le drainage souterrain du bassin versant. De manière générale, les conditions suivantes favorisent le ruissellement : la dégradation et la destruction des rives et des milieux humides, des carences importantes du couvert végétal des terres agricoles et le déboisement excessif (MDDELCC, 2017a, Q.21).

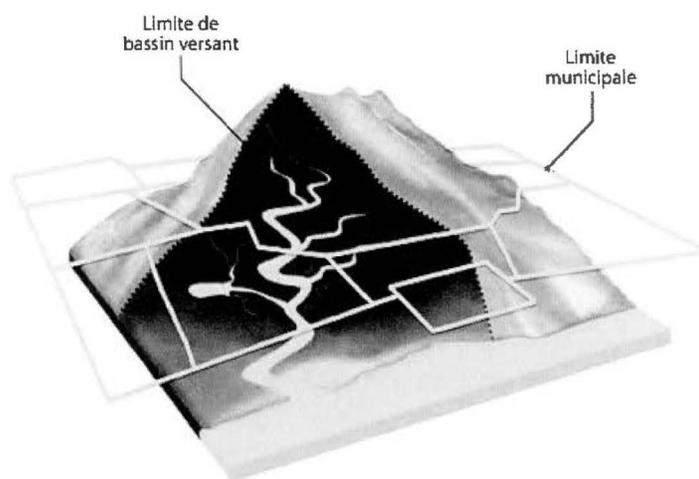


Figure 2.1 Limites administratives et du bassin versant (COGESAF, 2011, p.6)

2.1 Compétences des municipalités et des MRC

Des informations sur les compétences des municipalités sont disponibles à partir du site Web du MAMOT (MAMOT, 2007). Les municipalités gèrent l'alimentation en eau potable et l'assainissement des eaux usées et peuvent appliquer des mesures de protection et de restauration des lacs. Elles sont aussi impliquées dans la gestion des eaux pluviales qui font voyager par le ruissellement le phosphore vers les lacs. Elles sensibilisent leur communauté et planifient les sites de villégiature avec des principes de développement durable.

Les MRC et les municipalités locales peuvent réglementer et assurer la santé des bandes riveraines, du littoral et des plaines inondables par la plantation et l'abattage d'arbres, la végétalisation et l'aménagement des bassins de sédimentation pour réduire l'érosion des terres, etc. Elles peuvent réglementer la densité de l'occupation des sols, imposer des limitations diverses à la construction des résidences et des routes et à l'utilisation de pesticides et d'engrais sur les terrains privés. Les principes d'aménagement s'appuient sur un ensemble de pratiques qui sont présentées dans l'ordre de priorité basé sur un rapport coûts-bénéfices pour chaque type d'intervention.

En matière d'agriculture, le Règlement sur les exploitations agricoles établit que l'épandage des matières fertilisantes est interdit proche d'un plan d'eau et les municipalités peuvent définir des limites à l'intérieur des bandes riveraines (REA, 2002). Les municipalités riveraines font également partie du processus du Programme de crédit de taxes foncières agricoles qui incite certaines exploitations agricoles à établir un bilan de phosphore annuellement à l'aide d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (MAPAQ, 2017 p.9).

Maintenant que le contexte du problème est établi, les prochains chapitres sont désignés à vérifier l'hypothèse de cette étude en commençant par une présentation des données et des statistiques descriptives.

CHAPITRE III

DONNÉES ET STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Ce chapitre explique la récolte des données fondées sur les ouvrages de la littérature. Il convient donc d'identifier la correspondance entre les paramètres et variables du modèle de Mäler *et al.* (2003) à l'équation 1.1 et les ensembles de données décrites ci-dessous. Dans le cas du stock de phosphore, x , les données représentatives seront les épisodes d'algues bleu-vert. Les flux de phosphore, a_i , proviendront des populations des municipalités incluant les agriculteurs. Ensuite, le paramètre n pour le nombre de planificateurs sociaux sera le nombre de municipalités à proximité des lacs. Le paramètre c est un ratio des préférences des agents économiques qui est représenté par l'agriculture (des fermes) et la villégiature (des chalets). Toutefois, ces variables sont ajoutées au modèle économétrique individuellement plutôt qu'en forme de ratio. Le paramètre b du modèle théorique est la capacité du lac à évacuer le phosphore. Il est représenté par le temps de renouvellement du lac. Le ratio de drainage, la précipitation et l'altitude sont des variables implicitement intégrées dans le paramètre b , car elles influent sur le renouvellement de l'eau. Enfin, au dernier terme du modèle théorique, la rétroaction dépend de la quantité de phosphore libre et emmagasinée dans le lac ainsi que les caractéristiques du lac et de son environnement. La variable la plus susceptible de représenter la rétroaction est celle des épisodes de l'année précédente.

3.1 Occurrences d'algues bleu-vert

Depuis 2004, le RSVL permet d'observer l'évolution du niveau trophique d'environ sept cents lacs montrant des signes d'eutrophisation dans quinze différentes régions admi-

nistratives du Québec. La Figure 3.1 représente ces lacs par un point violet sur la carte géographique du Québec.

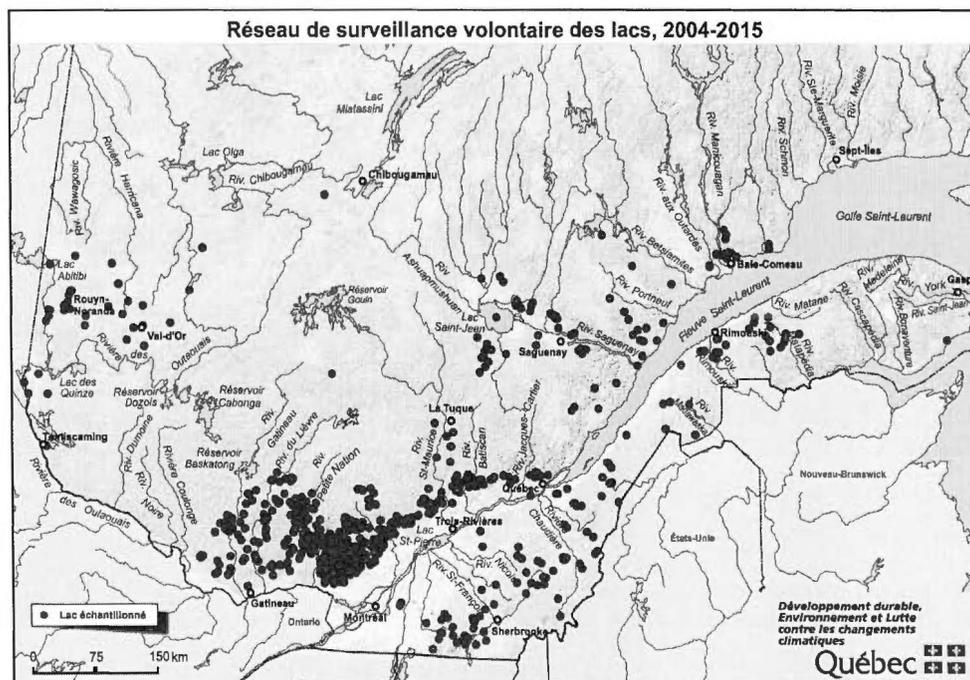


Figure 3.1 Vue géographique des lacs participants (MDDELCC, 2017d)

En réponse à une demande officielle, le MDDELCC a fourni une base de données détaillée (MDDELCC, 2004-2015) des cyanobactéries pour 469 lacs. Elle inclut également le nom des municipalités riveraines, des MRC, des bassins versants et des régions rattachés à chaque lac ainsi que l'endroit, le mois et l'année de chaque visite de terrain. Dans ce travail, l'utilisation du mot « lac » signifie « plan d'eau », sauf indication contraire, car les lacs occupent 93 % de la base de données. Effectivement, il y a quatre types de plans d'eau qui incluent 26 cours d'eau, le fleuve Saint-Laurent, 436 lacs et 6 réservoirs.

La présence de fleurs d'eau ou d'écume sur un lac est signalée volontairement par un appel téléphonique ou par un formulaire de constat visuel. Ensuite, une visite du terrain et une prise d'échantillon d'eau sont effectuées, suivies de tests au Centre d'expertise en analyse

environnementale du Québec. Une occurrence est définie par le MDDELCC en se servant d'un seuil de 20 000 cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau et d'une série de critères liés à l'importance des usages du lac, le risque à l'eau potable en particulier, la présence d'écume et l'étendue de la fleur d'eau. Un avis détaillé de l'occurrence est envoyé aux municipalités riveraines dans la plupart des cas. L'avis inclut les résultats de l'analyse en laboratoire et les actions requises ou recommandées.

En fonction des connaissances acquises, les niveaux d'intervention ont été ajustés en 2008, 2013 et 2014. Les ajustements en 2008 concernent comment l'information est diffusée à la population lors des épisodes de fleurs d'eau. À partir de 2013, plusieurs lacs deviennent non admissibles pour des visites du terrain. Le MDDELCC visite seulement les lacs signalés, mais qui ne sont pas récurrents ou qualifiés de sensibles selon les critères liés à l'importance des usages du lac. Les épisodes sont récurrents s'ils sont répertoriés au moins trois années, consécutives ou pas. En 2014, les visites sont limitées à une par année.

3.1.1 Création de deux variables dépendantes

La base de données brute permet d'identifier le nombre d'épisodes annuels pour chaque municipalité de chaque lac. Afin de créer la variable dépendante binaire pour les épisodes d'algues bleu-vert, nommée « ABV (0/1) », chaque lac ayant un épisode ou plus par année est maintenant limité à une seule observation par année, peu importe le nombre de municipalités riveraines. La deuxième variable dépendante, nommée « ABV (0-42) », représente des données de comptage qui comptent au maximum quarante-deux épisodes pour une municipalité. La version originale de cette variable est la somme de toutes les occurrences d'algues bleu-vert des municipalités associées à un lac. Par contre, une telle variable ne distingue pas les cas où la même occurrence serait attribuée à plus d'une municipalité riveraine. Afin d'éviter une fausse corrélation entre le nombre d'occurrences et le nombre de municipalités, le calcul a été fait en utilisant le nombre d'occurrences maximum pour la municipalité ayant le plus d'épisodes. Cette façon de construire la variable permet aussi de ne pas surévaluer le nombre d'épisodes lorsqu'ils sont représentés plusieurs fois, sauf dans

le cas de valeurs extrêmes. Le tableau 3.1 montre comment elles ont été calculées avec un exemple d'un lac ayant deux municipalités riveraines. Dans ce tableau, la première municipalité riveraine a cinq occurrences en 2004 et seulement une en 2005. Pour la deuxième municipalité riveraine, deux épisodes sont répertoriés en 2004 et deux en 2005. Aucune occurrence n'est inscrite aux registres entre les années 2006 et 2015. La variable dépendante binaire dans l'avant-dernière colonne indique qu'elle prend la valeur de 1 si le lac a eu au moins un épisode durant l'année et 0 dans le cas contraire. La dernière colonne montre que les occurrences sont limitées au nombre d'occurrences le plus élevé des municipalités, soit cinq en 2004 et deux pour l'année 2005.

Tableau 3.1 Calculs du nombre d'algues bleu-vert - exemple avec un lac fictif

Années	Municipalité 1	Municipalité 2	« ABV (0/1) » Binaire	« ABV (0-42) » Comptage
2004	5	2	1	5
2005	1	2	1	2
2006-2015	0	0	0	0

L'annexe A contient les statistiques descriptives pour les 469 lacs ayant au moins une occurrence entre 2004 et 2015. Le tableau A.1 indique qu'annuellement le nombre médian d'occurrences est zéro pour « ABV (0/1) » et « ABV (0-42) », le 75^e percentile est zéro aussi et leur moyenne est de 0,215 et de 0,463 respectivement. Les moyennes sont basses étant donné que la majorité des lacs n'apparaissent pas chaque année dans la liste d'endroits touchés par des algues bleu-vert.

3.2 Municipalités riveraines

La base de données détaillée du MDDELCC fournit également le nombre de municipalités riveraines par lac. Lorsqu'il y a plus d'une municipalité par lac, les variables des municipalités associées au lac sont agrégées. Le tableau A.1 indique qu'il y a un maximum de dix-neuf municipalités riveraines. Le nombre médian est d'une seule municipalité et il y a seulement deux municipalités riveraines au 75^e percentile. En effet, 74 % des lacs ont une

seule municipalité, 14,5 % ont deux municipalités riveraines, 5 % en ont trois et 6,5 % en ont entre quatre et dix-neuf. La figure 3.2 ci-dessus illustre la relation entre le nombre de municipalités et la probabilité d'un épisode d'algues bleu-vert annuellement. La moyenne annuelle figure au-dessus de chaque barre. La tendance générale est que cette probabilité croît légèrement avec le nombre de municipalités.

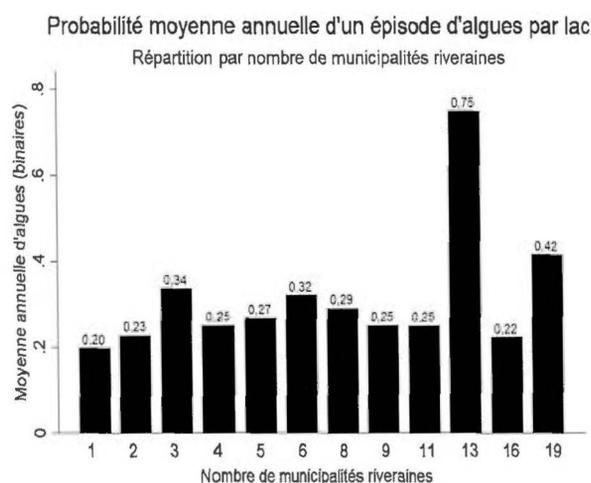


Figure 3.2 Probabilité moyenne d'un lac d'avoir un épisode par année

3.3 Caractéristiques des lacs et du territoire

Des variables de contrôle pour les lacs ont été récoltées selon les lacs touchés par les algues bleu-vert, mais ne sont pas complètes pour chaque lac. Les données proviennent majoritairement du MDDELCC suite à une demande officielle (MDDELCC, 1982-2017). Pour la région administrative des Laurentides, les caractéristiques de plusieurs lacs ont été obtenues de l'Atlas des lacs des Laurentides en ligne publié par le Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CREL, 2013). Elles ont été recopiées manuellement, car l'accès des données colligées n'a pas été possible. Quelques données proviennent de Lakepedia (Lakepedia, 2017) et de publications gouvernementales.

Pour commencer, la récolte inclut la morphologie des lacs, soit la superficie des lacs en kilomètres carrés et la profondeur moyenne en mètres. Les statistiques dans le tableau A.1

indiquent une superficie médiane de $0,7 \text{ km}^2$ et moyenne de $28,4 \text{ km}^2$. La variable pour la profondeur moyenne des lacs a une médiane de six mètres et une moyenne d'environ $7,7 \text{ m}$. Ces statistiques concordent assez bien avec la profondeur moyenne des lacs peu profonds qui ont habituellement environ $0,5$ à $3,5 \text{ m}$ de profondeur et peuvent aller jusqu'à dix mètres (OBVC, 2015). La profondeur moyenne est d'un mètre au minimum et d'une valeur extrême de 122 mètres au maximum.

Le Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec a servi à vérifier la représentativité de l'échantillon de lacs (MDDELCC, 2017b). Il constate que plus de 97% sont de très petits lacs, soit $3\,490\,000$ des lacs au Québec, mais que les environ 60 lacs immenses couvrent 16% de la superficie totale des plans d'eau du Québec. Il s'avère que l'échantillon obtenu pour ce travail a des similitudes avec le rapport sur les superficies des lacs au Québec. En effet, 82% des lacs dans l'échantillon ont une superficie d'environ zéro à six kilomètres carrés, ce qui inclut 30% de très petits lacs ($0-0,25 \text{ km}^2$), environ 31% de petits lacs ($0,25-1,25 \text{ km}^2$) et 20% de moyens lacs ($1,25-6,25 \text{ km}^2$). Environ 18% des lacs sont grands ($6,25-31,25 \text{ km}^2$) ou très grands ($31,25-156,25 \text{ km}^2$) avec $0,7 \%$ d'entre eux de taille immense ($156,25 \text{ km}^2$ et plus).

Pour continuer, la première variable hydrologique dans le tableau A.1 est le temps de renouvellement de l'eau en années qui indique le temps que prend un lac pour se renouveler entièrement. Au minimum, le temps de renouvellement est de presque zéro, mais à l'extrême il peut prendre jusqu'à trente-six années. La médiane est de seulement $0,66$ année. La deuxième variable hydrologique est le ratio de drainage qui provient d'une division de la superficie du bassin versant par la superficie du lac. À la médiane, la superficie du bassin versant est d'environ $17,2$ fois plus importantes que celle du lac. Ses valeurs minimum et maximum sont de $2,1$ et $2\,615$ respectivement.

Pour terminer, les territoires sont décrits par la superficie de l'ensemble des municipalités riveraines (en km^2), la superficie du bassin versant (en km^2) et l'altitude en mètres associés à un lac. Il est important de rappeler qu'un lac a un bassin versant et parfois plusieurs

municipalités riveraines. D'abord, le tableau A.1 indique que les municipalités riveraines associées à un lac ont une superficie médiane de 228,3 km² et une moyenne de 710,4 km². L'aire minimum est d'environ 0,9 km² pour une communauté d'un petit village. Ensuite, l'aire du bassin versant en moyenne mesure 554,5 km² alors que la médiane est d'environ 17,2 km² et le minimum de seulement 0,2 km². Enfin, le niveau minimal de l'altitude est de deux mètres, le niveau maximal est de 744 mètres et à la médiane est de 248 mètres.

3.4 Données climatiques

Les variables météorologiques retenues sont la température moyenne en degrés Celsius et l'accumulation de précipitation en millimètres du sol. La saison des efflorescences représente les mois les plus chauds de l'année. Des données ont été récoltées si elles étaient disponibles entre le premier juillet et le 30 septembre de chaque année entre 2004 et 2015. Certaines d'entre elles proviennent du site Web du gouvernement du Canada (GC, 2017) et d'autres données étaient disponibles à partir du site Web de WeatherNetwork (WeatherNetwork, 2018). Le tableau A.1 indique que la température moyenne varie de 9,9 à 21,5 °C. La moyenne des mois de juillet à septembre est de 16,5 °C. Pour la même période, l'accumulation de la précipitation en millimètres du sol est au minimum 47,1, au maximum 166,4 et en moyenne 106,2.

3.5 Pressions anthropiques

Statistique Canada effectue un recensement de la population et de l'agriculture à une fréquence quinquennale. Les données sélectionnées du recensement de la population sont la population et la superficie des municipalités en kilomètres carrés récoltés pour l'année 2011 à partir du site Web de Statistique Canada (StatsCan, 2011a). Les données sélectionnées pour l'agriculture sont le nombre de fermes et la superficie des terres agricoles en kilomètres carrés par municipalité (StatsCan, 2011b). En sus, une récolte des données du site Web du Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire a été effectuée également pour l'année 2011 (MAMOT, 2011). Les données sélectionnées sont le nombre

d'exploitations agricoles et de résidences de villégiature. Les fermes sont les unités d'évaluation foncière utilisées pour l'agriculture. Les maisons de villégiature sont les unités résidentielles occupées à des fins récréatives.

Dans le tableau A.2 de l'annexe A, la population totale associée à un lac peut être aussi peu que 134 individus dans le village de Lac-Poulin et autant que 1,65 million d'individus dans la ville de Montréal. La médiane est de 3 511 personnes. La densité maximum de la population par kilomètre carré municipal est de 4 517, la médiane est de 14 et la moyenne de 93 individus par kilomètre carré. La densité de la population par kilomètre carré du bassin versant est au maximum de 1 911, la médiane est de 22 et la moyenne de 150 individus par kilomètre carré. Le nombre de résidences total est de 155 immeubles au minimum et de 2 125 à la médiane. Dans certains cas, le nombre de résidences dépasse la population étant donné que les individus sont dénombrés par rapport à leur lieu de résidence habituelle et que les villégiateurs ont un lieu de résidence habituelle ailleurs. Le nombre total de fermes varie de 1 à 4 304. La densité de fermes associées au lac est au minimum 0, au maximum d'environ 4,6 et en moyenne 0,6 ferme par kilomètre carré. La superficie agricole en kilomètres carrés varie entre 7 et 1 126 puis est de 64,5 km² à la médiane. Ensuite, le nombre de chalets varie de 1 à 3 727. La densité de chalets par kilomètre carré municipal est au minimum zéro, au maximum environ 95 et en moyenne de seulement trois chalets par kilomètre carré. La dernière ligne du tableau réfère à la proportion de chalets par fermes. Cette variable indique qu'en moyenne le nombre de chalets est presque égal au nombre de fermes et qu'à la médiane il y a un peu moins de deux fermes pour chaque chalet.

Les statistiques des territoires et des lacs permettent de constater un certain niveau d'hétérogénéité entre les lacs échantillonnés. À l'opposé, le nombre de municipalités riveraines varie peu par lac et finalement l'étude compare surtout les lacs qui ont une municipalité à ceux qui en ont deux.

3.6 Corrélations Spearman

Certaines variables récoltées n'ont pas été mentionnées ni retenues pour les estimations à la suite d'une analyse des corrélations Spearman qui se trouvent dans le tableau B.1 de l'annexe B. Les coefficients indiquent l'amplitude et la direction de la relation entre seulement deux variables à la fois. Les coefficients de corrélations sont presque tous statistiquement significatifs au seuil de 10 % avec la variable dépendante, sauf pour les résultats ayant une police de caractères rouges. Le choix de corrélations Spearman provient du fait que les variables récoltées ne suivent pas toutes une distribution normale et ont souvent des valeurs extrêmes. Les corrélations Spearman (mesure non paramétrique par rangs) sont donc préférées à celles de Pearson (hypothèses distributionnelles).

CHAPITRE IV

MÉTHODOLOGIE

Cette section présente la démarche économétrique qui sera utilisée pour tester l'hypothèse principale. La notation et les explications sont basées sur les enseignements du livre de Cameron et Trivedi (2005) intitulé *Microeconometrics : Methods and Applications*.

4.1 Modèle de référence

Selon la littérature économique sur la pollution des lacs, les types de variables essentielles au modèle de référence se trouvent dans le modèle principal à l'équation (4.1) ci-dessous à la page 27, à l'exception de données géologiques qui n'ont pas pu être récoltées. Dans cette équation, les dimensions individuelles et temporelles sont dénotées par les indices i pour les lacs (l'unité de référence) et t pour les années 2004 à 2015. Du côté gauche de l'équation, la présence d'algues bleu-vert annuellement (« ABV ») représente un des deux variables dépendantes présentées dans le chapitre précédent. Du côté droit de l'égalité on y retrouve la fonction de l'index linéaire qui peut prendre toutes les formes d'estimateurs utilisés dans ce travail, à savoir : l'estimateur probit, binomial négatif ou moindres carrés réalisables et généralisés. Elle inclut la constante (« α »), le nombre de municipalités riveraines (« Municipalités »), la densité de la population dans le bassin versant (« Pop/km² BV »), la densité de fermes à proximité du lac (« Fermes/km² »), la densité de chalets par rapport à la superficie du lac (« Chalets/km² du lac »), l'altitude (« Altitude »), le ratio de drainage (« Drainage »), le temps de renouvellement (« Renouvellement »), la profondeur moyenne (« Profondeur »), la précipitation (« Précipitation »), la température moyenne

(« Température »), la variable dépendante retardée d'une année (« ABV (lag) ») et le terme d'erreur (ϵ).

$$\begin{aligned}
 ABV_{it} = f & (\alpha + Municipalités_i \beta_1 + Pop/km2_{BV_i} \beta_2 + Fermes/km2_i \beta_3 \\
 & + Chalets/km2_{du\ lac_i} \beta_4 + Altitude_i \gamma_1 + Drainage_i \gamma_2 \\
 & + Renouvellement_i \gamma_3 + Profondeur_i \gamma_4 + Précipitation_{it} \gamma_5 \\
 & + Température_{it} \gamma_6 + ABV(lag)_{it} \gamma_7 + \epsilon_i)
 \end{aligned}
 \tag{4.1}$$

4.2 Diagnostic avec le modèle principal

Afin de vérifier les particularités des données, un diagnostic est effectué à l'aide de tests économétriques. Ces tests sont effectués avec le modèle principal à l'équation 4.1 et la méthode des moindres carrés réalisables et généralisés à l'aide du logiciel Stata 14 (StataCorp, 2015).

Tout d'abord, les données qualifient d'une sélection randomisée. Les lacs sous surveillance sont situés dans plusieurs régions administratives où les visites de terrain sont effectuées à la suite d'un signal par des individus locaux et ne sont pas planifiées de façon systématique. Il pourrait y avoir des erreurs, mais elles ne seraient pas dues à l'échantillonnage.

Afin de vérifier s'il y a de l'endogénéité dans le modèle, le test de Ramsey est effectué. Ce test permet d'estimer si l'identification du modèle est erronée en raison de variables omises. L'hypothèse nulle est que le modèle est correctement identifié. Pour la variable dépendante « ABV (0/1) », la valeur-p de 0,81 résultant du test suggère le non-rejet de cette hypothèse et que le modèle est bien identifié. Pour « ABV (0-42) » au contraire, une valeur-p de 0,00 indique que le modèle n'est pas bien spécifié et que cela peut être dû à des variables omises. Par conséquent, il semble que le modèle avec les données binaires est mieux identifié que le modèle avec les données de comptage.

Afin de vérifier que les variables explicatives ont de l'effet sur les occurrences d'algues, le

test de Wald est effectué. Pour « ABV (0/1) » et « ABV (0-42) », l'hypothèse nulle que les coefficients ne sont pas conjointement significatifs est rejetée à un niveau de significativité statistique de 0,01 %. Ce résultat confirme que ces variables sont pertinentes au modèle statistiquement.

Plusieurs variables afférentes aux lacs sont invariantes dans le modèle. Il y a donc raison de supposer qu'il existe de l'autocorrélation des erreurs pour chaque lac à l'intérieur de la période de 2004 à 2015. La dépendance des termes d'erreurs peut contrevenir aux hypothèses nécessaires des estimateurs. Ainsi, l'hypothèse d'indépendance des erreurs doit être assouplie lors de l'utilisation des estimateurs avec effets aléatoires. L'estimation des erreurs types et de la matrice de variance-covariance se fera donc en appliquant la méthode sandwich Eicker-Huber-White (Cameron et Trivedi, 2005, p.137).

La matrice d'information de Cameron et Trivedi permet la détection de l'hétéroscédasticité des termes d'erreur ainsi que l'asymétrie et l'aplatissement de leur distribution. Les vérifications pour « ABV (0/1) » et « ABV (0-42) » mènent au rejet de l'hypothèse d'homoscédasticité dans les deux cas avec un khi-carré élevé. L'utilisation des modèles à effets fixes n'est pas possible étant donné l'invariance du nombre de municipalités qui est la variable d'intérêt de l'étude. Par contre, la méthode sandwich Eicker-Huber-White estime la variance en tenant compte de l'hétéroscédasticité entre les lacs. Les résultats indiquent également qu'il y a de l'asymétrie pour les deux variables dépendantes et de l'aplatissement pour la variable dépendante « ABV (0/1) », ce qui suggère la non-normalité des erreurs.

En sus, comme il existe de la non-linéarité dans la relation entre les algues bleu-vert et les variables explicatives, les estimateurs probit et binomial négatif non linéaires sont utilisés. Les résultats du modèle linéaire des moindres carrés réalisables et généralisés seront inclus à titre de comparaison.

4.3 Moindres carrés réalisables et généralisés (« MCRG »)

L'estimateur de référence pour les modèles linéaires est le MCO qui est défini comme l'estimateur linéaire optimal qui minimise la somme des carrés des termes d'erreurs lorsque les conditions Gauss-Markov sont respectées. Puisqu'il existe de l'autocorrélation des erreurs, l'utilisation de l'estimateur des moindres carrés réalisables et généralisés s'impose. D'abord, le modèle MCO est présenté dans l'équation (4.2) ci-dessous où l'indice i représente de 1 à N lacs et t représente les années. L'espérance conditionnelle de la variable dépendante y_i est supposée linéaire en x_i (les variables indépendantes) et les erreurs ε_i ne sont pas observables. Ensuite, le modèle MCRG est donné par l'équation (4.3) où les observations dans le temps t pour un lac i sont empilées. Ce modèle est un système de t équations où un même paramètre β est imposé dans le temps pour chaque lac. Les effets aléatoires sont représentés par l'équation (4.4), lequel exprime l'indépendance conditionnelle à la moyenne.

$$E(y_{it}|x_{it}) = \alpha_i + x'_{it}\beta + \varepsilon_{it} \quad (4.2)$$

$$y_i = \alpha_i + X_i\beta + \varepsilon_i \quad (4.3)$$

$$E(\alpha|x_i) = \alpha_i \quad (4.4)$$

4.4 Probit

La méthode d'estimation probit est adaptée à la variable dépendante « ABV (0/1) » qui indique si oui ou non un épisode a eu lieu. Le modèle probit dans l'équation (4.5) à la page 30 représente la probabilité que y_i soit égal à un est conditionnelle aux régresseurs x_i et Φ est la fonction de distribution cumulative de la loi normale centrée réduite qui est une fonction de liaison avec une forme fonctionnelle linéaire $x_i\beta$. Dans l'équation (4.6), l'effet marginal moyen \bar{m}_x représente la dérivée de la moyenne conditionnelle aux effets moyens

β_x des régresseurs et ϕ est la fonction de distribution en probabilité.

$$Pr[y_i = 1|x_i] = \Phi(x_i\beta) \quad \text{où } i = 1, \dots, N \quad (4.5)$$

$$\bar{m}_x = \frac{1}{N} \sum_i \phi(x_i\beta)\beta_x \quad (4.6)$$

4.5 Binomiale négative

Le modèle de référence pour les données de comptage est Poisson. Il estime la distribution du nombre d'occurrences lorsque les données ont la propriété d'équidispersion, soit que la moyenne et la variance sont égales. Par contre, cette hypothèse est trop forte pour la variable dépendante « ABV (0-42) » qui présente de la surdispersion de la variance par rapport à la moyenne. L'estimateur binomial négatif est un modèle approprié dans ce cas. Il est défini dans l'équation (4.7) ci-dessous comme la densité marginale de y conditionnelle sur les paramètres déterministes μ et α . Le modèle est généré par la fonction $f(y|\mu, \nu)$ distribuée Poisson et la fonction $g(\nu|\alpha)$ distribuée gamma où ν est un paramètre aléatoire qui contrôle pour l'hétérogénéité inconnue.

$$h(y|\mu, \alpha) = \int f(y|\mu, \nu)g(\nu|\alpha)d\nu \quad (4.7)$$

CHAPITRE V

RÉSULTATS

Dans un premier temps, cette section présente les résultats économétriques de trois spécifications du modèle de référence. Dans un deuxième temps, les mêmes spécifications sont estimées en limitant les données aux lacs peu profonds. De cette façon, la robustesse du modèle empirique est vérifiée en estimant plusieurs spécifications avec les trois méthodes d'estimation suivantes : probit, binomiale négative et MCRG. Pour commencer, la variable dépendante binaire « ABV (0/1) » sera estimée par maximum de vraisemblance à l'aide de la méthode d'estimation probit avec effets aléatoires. Les effets marginaux moyens de probit seront utilisés dans les résultats. Ensuite, la variable dépendante de comptage « ABV (0-42) » sera estimée par maximum de vraisemblance avec l'estimateur binomial négatif. Enfin, les deux variables dépendantes seront estimées par la méthode des MCRG avec effets aléatoires. Les estimations sont effectuées pour des données longitudinales à l'aide des commandes Stata et les lacs sont l'unité de référence. Afin de tenir compte de la corrélation des erreurs, l'option « vce (cluster lakeId) » estimera les erreurs-type. Les résultats peuvent être comparés aux effets prévus de chaque variable en consultant le tableau C.1 de l'annexe C.

5.1 Différentes spécifications

Les trois premières spécifications sont décrites dans le tableau 5.1 à la page 32. Les différences entre le modèle principal et les deux modèles alternatifs sont dans la manière de définir les variables de population, d'agriculture et de villégiature. D'abord, dans le

modèle principal, la population est décrite par le nombre de résidents par kilomètre carré du bassin versant associé au lac. La variable d'agriculture est le nombre de fermes par kilomètre carré des municipalités riveraines et la villégiature est le ratio du nombre de chalets divisé par la superficie du lac. Cette dernière a été créée pour produire une variable comparable à celle provenant d'une étude de lacs des Laurentides (GRIL, 2009). Dans l'étude, le nombre d'habitations situées à cent mètres d'un lac divisé par le volume du lac a produit des résultats significatifs dans la détermination du niveau de phosphore dans les lacs. Ensuite, dans le premier modèle alternatif, la variable pour la population est décrite par la densité d'individus par kilomètre carré municipal. Le modèle utilise le logarithme du nombre de fermes et de chalets pour réduire l'asymétrie de leur distribution. Enfin, le deuxième modèle alternatif utilise la densité de la population, de fermes et de chalets par kilomètre carré des municipalités riveraines.

Tableau 5.1 Trois modèles économétriques

Modèles	Descriptions
Principal	$ABV_{it} = f(\alpha + \text{Municipalités}_i \beta_1 + \text{Pop/km2 BV}_i \beta_2 + \text{Fermes/km2 MR}_i \beta_3 + \text{Chalets/km2 du lac}_i \beta_4 + \text{Altitude}_i \gamma_1 + \text{Drainage}_i \gamma_2 + \text{Renouvellement}_i \gamma_3 + \text{Profondeur}_i \gamma_4 + \text{Précipitation}_{it} \gamma_5 + \text{Température}_{it} \gamma_6 + \text{ABV (lag)}_{it} \beta_7 + \varepsilon_i)$
Alternatif 1	$ABV_{it} = f(\alpha + \text{Municipalités}_i \beta_1 + \text{Pop/km2 MR}_i \beta_2 + \text{Fermes (log)}_i \beta_3 + \text{Chalets (log)}_i \beta_4 + \text{Altitude}_i \gamma_1 + \text{Drainage}_i \gamma_2 + \text{Renouvellement}_i \gamma_3 + \text{Profondeur}_i \gamma_4 + \text{Précipitation}_{it} \gamma_5 + \text{Température}_{it} \gamma_6 + \text{ABV (lag)}_{it} \beta_7 + \varepsilon_i)$
Alternatif 2	$ABV_{it} = f(\alpha + \text{Municipalités}_i \beta_1 + \text{Pop/km2 MR}_i \beta_2 + \text{Fermes/km2 MR}_i \beta_3 + \text{Chalets/km2 MR}_i \beta_4 + \text{Altitude}_i \gamma_1 + \text{Drainage}_i \gamma_2 + \text{Renouvellement}_i \gamma_3 + \text{Profondeur}_i \gamma_4 + \text{Précipitation}_{it} \gamma_5 + \text{Température}_{it} \gamma_6 + \text{ABV (lag)}_{it} \beta_7 + \varepsilon_i)$

5.2 Nombre d'observations

Le nombre d'observations correspond au nombre de lacs ayant une donnée pour toutes les variables du modèle multiplié par le nombre d'années de la période de 2005 à 2015. Le fait d'avoir une variable retardée d'une période retire l'année 2004 des données quand le modèle est estimé. De plus, une perte considérable d'observations est due à des données manquantes. Le tableau 5.2 ci-dessous présente les pertes d'observations dans le même ordre que la présentation des estimations dans ce chapitre. Tout d'abord, lorsque les premières estimations sont effectuées, le tableau 5.2 indique à la ligne 1 que les 469 lacs de la base de données sont réduits à 137 lacs à la ligne 2. Autrement dit, seulement 137 lacs ont une observation pour chaque variable du modèle. À la ligne 3 ensuite, il reste 107 lacs estimés parce que la spécification conserve uniquement les lacs peu profonds de moins de dix mètres. Enfin, la dernière ligne présente uniquement vingt-cinq lacs pour les estimations de lacs d'une profondeur inférieure à quatre mètres.

Tableau 5.2 Évolution de la perte d'observations avec le modèle principal

Description du modèle estimé	Lacs	Observations
1) Échantillon de départ	469	5 628
2) Modèles du Tableau 5.1	137	1 507
3) Avec les lacs peu profonds (<10m)	107	1 177
4) Avec les lacs très peu profonds (<4m)	25	275

5.3 Estimations avec probit

Le tableau 5.3 à la page 34 indique les effets marginaux moyens sur la variable dépendante « ABV (0/1) » (binaire) estimés par le modèle probit. Les résultats les plus importants sur les épisodes seront mentionnés. L'effet marginal moyen du nombre de municipalités sur la probabilité d'une occurrence annuelle révèle un effet positif de façon significative

au seuil de 1 %. La probabilité moyenne de référence d'avoir au moins un épisode annuel est de 21,5 %. Or, l'effet marginal moyen d'avoir une municipalité riveraine supplémentaire, *ceterus paribus*, induit une hausse de 4,4 points de pourcentage, soit une probabilité moyenne annuelle de 25,9 %. Cette hausse d'environ 20 % en probabilité moyenne annuelle réduit les services écologiques d'un lac.

Tableau 5.3 Probit - effets marginaux du modèle principal

Variabes	Résultats
Municipalités	0,044***
Drainage	-0,000**
Renouvellement	-0,002
Profondeur	-0,003**
Altitude	-0,000*
Précipitation	0,002**
Température	0,028**
Pop/km2 BV	-0,000**
Fermes/km2 MR	0,049**
Chalets/km2 du lac	-0,000**
ABV (0/1) (lag)	0,179***
Observations	1507
Lacs	137
loglikelihood	-767

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Par ailleurs, la variable « ABV (0/1) (lag) » indique que la probabilité d'algues augmente de 17,9 points de pourcentage lorsqu'un épisode a eu lieu l'année précédente. La probabilité moyenne d'un épisode augmente donc à 39,4 % en raison de la persistance des algues bleu-vert dans les lacs. Lorsque la température augmente d'un degré Celcius, la probabilité moyenne de 21,5 % augmente de 2,8 points de pourcentage. Les résultats indiquent également que les pressions anthropiques proviennent des fermes de façon significative. En effet, la hausse de 4,9 points de pourcentage pour une ferme supplémentaire par kilomètre carré implique une probabilité moyenne d'un épisode de 25,4 % .

5.4 Estimations avec binomial négatif

Le tableau 5.4 ci-dessous présente les coefficients résultants de l'estimation des effets sur la variable dépendante « ABV (1-42) » (comptage) par la méthode binomiale négative. Dans le cas des données de comptage, la moyenne d'épisodes d'algues bleu-vert annuellement est de 0,463 et la valeur de base est de zéro. Les résultats indiquent que deux municipalités riveraines plutôt qu'une augmentent la quantité moyenne d'épisodes attendus de 12,8 %, *ceterus paribus*, et ce de façon significative au seuil de 10 %. Par conséquent, la moyenne d'épisodes attendus serait 0,522 annuellement.

Tableau 5.4 Binomiale négative - coefficients du modèle principal

Variabes	Résultats
Municipalités	0,128*
Drainage	-0,001
Renouvellement	-0,030
Profondeur	-0,019**
Altitude	-0,003***
Précipitation	0,010**
Température	0,122*
Pop/km2 BV	-0,000***
Fermes/km2 MR	0,202
Chalets/km2 du lac	-0,000**
ABV (0-42) (lag)	0,243***
Constante	-3,523***
Observations	1507
Lacs	137
loglikelihood	-1264

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

5.5 Estimations avec MCRG

L'estimation par MCRG peut apporter une information sur le degré du biais d'une estimation linéaire en observant les divergences dans la comparaison avec les modèles non linéaires. Des estimations par MCRG effectuées pour « ABV (0/1) » et « ABV (0-42) » ont donné lieu aux coefficients présentés dans le tableau 5.5 à la page 37. Les coefficients

des MCRG et les effets marginaux du modèle probit ont la même interprétation. Les impacts marginaux sur la variable dépendante binaire « ABV (0/1) » sont très similaires à ceux de l'estimateur probit, sauf que les effets par MCRG sont légèrement surestimés. Dans la deuxième colonne, les coefficients MCRG sont comparés à ceux de l'estimation binomiale négative. Les coefficients ne sont pas directement comparables, mais lorsque le calcul par rapport à la moyenne est effectué, il est possible de voir que le modèle MCRG surestime les effets positifs et négatifs des variables indépendantes. Par exemple, une municipalité supplémentaire augmente la moyenne d'occurrences prévues de 9,4 points de pourcentage avec l'estimateur MCRG, soit une moyenne d'épisodes attendus de 0,557. Ce résultat est supérieur à celui obtenu au paragraphe précédent de 0,522 par l'estimateur binomial négatif. Le coefficient de détermination avec la variable dépendante de comptage « ABV (0-42) » est 33,8 ce qui est un niveau acceptable. Toutefois, le coefficient pour la variable « ABV (0/1) » n'est pas utile. Selon l'article de Cox et Wermuth (1992), le coefficient de détermination ne convient pas pour évaluer l'efficacité d'une régression linéaire avec une variable dépendante qui est binaire. Les impacts plus importants sont les mêmes que dans les estimations précédentes, soit les épisodes passés, la présence d'agriculture, le nombre de municipalités et la température.

Les résultats des deux modèles alternatifs servant à vérifier la robustesse du modèle se trouvent dans l'annexe D (tableaux D.1 et D.2). En les comparant, on y retrouve la même stabilité générale qu'avec le modèle principal. Cependant, il y a une perte de significativité des variables en général. Tout compte fait, les différents modèles démontrent un pouvoir explicatif et le nombre de municipalités a un impact relativement important sur les épisodes d'algues bleu-vert.

Tableau 5.5 MCRG - coefficients du modèle principal

Variables	« ABV (0/1) »	« ABV (0-42) »
Municipalités	0,048***	0,094*
Drainage	-0,000**	-0,001**
Renouvellement	-0,002	0,003
Profondeur	-0,004**	-0,016**
Altitude	-0,000*	-0,001***
Précipitation	0,002***	0,008***
Température	0,031**	0,079**
Pop/km2 BV	-0,000***	-0,000***
Fermes/km2 MR	0,063**	0,194*
Chalets/km2 du lac	-0,000**	-0,000**
ABV (0/1) (lag)	0,221***	
ABV (0-42) (lag)		0,513***
Constante	-0,542**	-1,564**
Observations	1507	1507
Lacs	137	137
R2	11,7	33,8

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

En vue de concentrer l'analyse sur la variable d'intérêt central, le tableau 5.6 ci-dessous reprend tous les résultats uniquement pour la variable du nombre de municipalités riveraines de chaque régression. La corrélation entre le nombre de municipalités et les épisodes est statistiquement significative dans 75 % des cas. Tous les résultats avec la variable dépendante binaire sont significatifs. Toutefois, les résultats avec la variable dépendante de comptage ont été sensibles aux changements de modèle.

Tableau 5.6 Effets du nombre de municipalités

Modèles	« ABV (0/1) »		« ABV (0-42) »	
	Probit	MCRG	BinNeg	MCRG
Principale	0,044***	0,048***	0,128*	0,094*
Alternative 1	0,031***	0,035***	0,025	0,096*
Alternative 2	0,028***	0,032***	0,039	0,059

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

5.6 Estimations avec des variables dichotomiques

Le modèle principal dans le tableau 5.1 à la page 32 a été agrémenté par trois variables dichotomiques afin de déterminer un modèle adéquat pour le test de robustesse. Les variables dichotomiques permettent de comparer les effets, d'abord, de tous les lacs à ceux des lacs peu profonds, ensuite les effets des lacs à ceux des autres types de plans d'eau, enfin, les effets avant la modification aux critères de suivi des lacs à ceux d'après 2013 quand le MDDELCC a diminué les visites de terrain. Les résultats complets se trouvent dans le tableau E.1 de l'annexe E et les résultats pour la discussion sont affichés dans le tableau 5.7 ci-dessous.

Tableau 5.7 Estimations probit et binomiale négative avec variables dichotomiques

Variables dichotomiques	Probit	B. négative
Lacs (>10m) = 1	-0,075**	-0,370**
Plans d'eau (pas de lacs) = 1	0,123**	0,461***
2013-2015 = 1	-0,091***	-0,742***

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

La première variable dichotomique dans le tableau 5.7 considère l'importance théorique de la profondeur des lacs. Cette variable est égale à un quand la profondeur moyenne est supérieure à dix mètres, sinon elle prend la valeur de zéro. Son effet précise que lorsque la profondeur moyenne est plus élevée, il y a une diminution d'algues bleu-vert par rapport aux lacs peu profonds.

Un autre élément à analyser est l'impact du type de plan d'eau, vu qu'il existe des cours d'eau, un fleuve, des lacs et des réservoirs dans la base de données et que les lacs occupent 93 % des données. Si les trois autres types de plans d'eau ont des effets très différents en raison de leur morphologie, ils pourraient avoir une influence sensible sur les résultats. La variable dichotomique est égale à un pour les plans d'eau excluant les lacs et à zéro pour

les lacs. Les résultats indiquent que les autres types de plans d'eau ont une probabilité d'épisodes plus élevée relativement aux lacs.

La dernière variable dichotomique prend la valeur de zéro pour les années 2004 à 2012 et un pour les observations de 2013 à 2015. Elle sert à faire la distinction entre la période avant et après les modifications majeures aux procédures du suivi des lacs aux registres du RSVL. Elle permet d'observer qu'à partir de 2013, les nouveaux épisodes répertoriés diminuent en raison de l'atténuation du nombre de contrôles effectués en réponse aux signalements volontaires.

5.7 Vérification de la robustesse avec les lacs peu profonds

En considérant ce qui précède, il devient intéressant de reprendre les trois spécifications du tableau 5.1 pour uniquement les lacs qui sont peu profonds. Cette fois, l'estimation par MCRG ne sera pas requise. Dans cette section, le nombre de municipalités riveraines est une variable factorielle afin de comparer un lac avec plusieurs municipalités riveraines à celui qui a une seule municipalité comme niveau de base. En raison de données manquantes, les estimations incluent seulement les lacs ayant un, deux, trois et cinq municipalités riveraines. Le tableau 5.8 à la page 40 reprend les résultats de la variable d'intérêt ventilés par le nombre de municipalités. Parmi les résultats pour le cas de deux municipalités riveraines, la binomiale négative fournit une estimation significative pour les deux modèles alternatives tandis que probit n'en fournit pas. Les résultats indiquent que l'impact sur le nombre attendu d'épisodes baisse de 50 % et de 37 % respectivement dans le cas des lacs ayant deux municipalités contre une seule. Cet impact est contraire à celui qui est prévu par la littérature. En partant de la moyenne d'épisodes de 46,3 % pour la variable dépendante de comptage, une baisse de 50 % implique qu'on s'attendrait en moyenne à environ 23,1 % épisodes annuels. Parmi les résultats significatifs pour les cas de trois et de cinq municipalités, l'estimation probit fournit cinq impacts positifs. L'impact marginal par probit avec le modèle principal pour les lacs ayant cinq municipalités riveraines est de 35,6 points de pourcentage plus élevés que dans le cas d'une seule municipalité. Dans ce cas, la

probabilité moyenne d'au moins un épisode annuel devient 57,1 %. Les modèles alternatifs avec probit estiment que l'effet positif croît avec le nombre de municipalités dans les cas de trois et cinq municipalités. De plus, la probabilité d'avoir un épisode avec trois municipalités relativement à une seule augmente à entre neuf et dix points de pourcentage. Dans le cas de cinq municipalités, une hausse relative d'environ onze points de pourcentage est estimée. Enfin, pour un lac ayant cinq municipalités riveraines, la binomiale négative estime une hausse de 160 % du niveau attendu d'épisodes par rapport au cas d'une seule municipalité. Cette hausse implique qu'on s'attendrait en moyenne à environ 1,2 épisode annuellement. Les résultats complets se trouvent aux tableaux E.2 et E.3 de l'annexe E.

Tableau 5.8 Effets comparatifs du nombre de municipalités (lacs < 10 mètres)

Modèles	Probit			Binomiale négative			Obs (lacs / obs)
	(Mun=2)	(Mun=3)	(Mun=5)	(Mun=2)	(Mun=3)	(Mun=5)	
Principal	0,014	0,092	0,356*	-0,159	0,205	1,614***	107 / 1177
Alternatif 1	-0,033	0,088**	0,109***	-0,501**	-0,019	0,096	105 / 1155
Alternatif 2	-0,017	0,097**	0,106***	-0,365*	0,175	0,093	105 / 1155

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

En résumé, les effets positifs et significatifs du nombre de municipalités sont plus importants que ceux de la première série d'estimations. Les estimations par probit reflètent les effets de la première série d'estimation, sauf qu'ils sont un peu plus importants et croissent avec le nombre de municipalités. Par contre, les effets dans le cas de deux municipalités ne sont pas significatifs. L'estimateur binomial négatif a des résultats significatifs pour les cas de deux municipalités, mais ils sont contraires aux attentes indiquant qu'un lac avec deux municipalités riveraines plutôt qu'une seule est susceptible d'avoir moins des épisodes. Dans le cas de trois et cinq municipalités riveraines, le seul effet significatif est très important relativement aux résultats de l'estimateur probit et à la première série d'estimations.

Une vérification supplémentaire de la robustesse du modèle est présentée dans ce qui suit. Les trois spécifications du tableau 5.1 sont reprises en limitant les données aux lacs d'une profondeur inférieure à quatre mètres. Les résultats complets se trouvent dans les tableaux E.4 et E.5 de l'annexe E. Le tableau 5.9 ci-dessous reprend les résultats de la variable d'intérêt aux fins de discussion. La perte d'observations en limitant la profondeur à moins de quatre mètres est importante. Par conséquent, seulement vingt-cinq lacs ont été estimés et l'impact relatif sur les épisodes d'algues bleu-vert se limite au cas des lacs avec une et deux municipalités riveraines. Les résultats avec probit ne présentent aucun effet marginal significatif statistiquement. Les résultats significatifs de l'estimateur binomial négatif présentent deux coefficients positifs d'une valeur considérable. Les hausses du nombre attendu d'épisodes sont respectivement de 87 % et 79 % pour les lacs ayant deux municipalités par rapport aux lacs avec une seule. Les lacs très peu profonds ont une valeur récréative moins importante pour les agents économiques et sont donc moins bien représentatifs du problème. En sus, le nombre de lacs estimés jette un doute sur la représentativité des lacs du Québec. Il est toutefois intéressant de remarquer que les résultats significatifs reflètent le lien entre la taille d'un lac et sa vulnérabilité.

Tableau 5.9 Effets comparatifs du nombre de municipalités (lacs < 4 mètres)

Modèles	Probit (Mun=2)	B. Négative (Mun=2)	Observations (lacs / obs)
Principal	0,342	0,868*	25 / 275
Alternatif 1	0,209	0,487	25 / 275
Alternatif 2	0,170	0,792*	25 / 275

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

En comparant les résultats dans ce chapitre, les modèles se révèlent plus souvent robustes que sensibles aux changements, et ce malgré des lacunes de la base de données. À part deux exceptions, les effets significatifs ont le signe attendu. Ce résultat reflète la théorie de la tragédie des communs qui prévoit que les municipalités riveraines, dans la poursuite de leurs intérêts, ne tiennent pas compte de la gestion du lac par les autres municipalités et

réduisent ainsi le niveau des services écologiques des lacs en dessous de l'optimum social. Les trois autres variables ayant des résultats relativement importants et significatifs sont les épisodes passés, l'agriculture et la température. Ils ont le signe attendu sans exception. Lorsque les autres variables du modèle ont des résultats significatifs, elles ont l'impact prévu par la littérature dans la plupart des cas. Les signes attendus par la littérature pour les variables explicatives sont indiqués dans le tableau C.1. Il est donc raisonnable de conclure que l'analyse empirique de ce chapitre correspond bien au modèle théorique du problème des lacs peu profonds.

CONCLUSION

La persistance des algues bleu-vert au Québec est un problème de gestion des eaux douces bien réel. Des ressources financières et des efforts importants sont déjà dédiés à corriger les excès de polluants dans les lacs. Ce travail suppose que la coopération locale entre deux municipalités riveraines ou plus est difficilement atteinte et qu'un manque de collaboration au plan local crée de l'inefficacité dans la gestion des algues bleu-vert. L'objectif était d'analyser empiriquement la corrélation entre le nombre de municipalités riveraines et la présence d'algues bleu-vert.

Une analyse d'un modèle a été effectuée à partir de plusieurs sources de données colligées représentant 469 lacs du Québec. Les variables incluent les épisodes d'algues bleu-vert, le nombre de municipalités riveraines et les caractéristiques des lacs et des communautés riveraines. Les estimateurs probit, binomiale négatif et MCRG ont été utilisés pour estimer trois spécifications du modèle de référence. Des tests de robustesse supplémentaires pour les lacs peu profonds ont permis de mettre à l'épreuve les modèles.

Cette démarche a permis de confirmer qu'il existe une corrélation positive entre la présence d'algues bleu-vert et le nombre de municipalités riveraines. Les lacs ayant plusieurs municipalités par rapport à une seule municipalité ont une plus forte chance d'avoir un problème d'algues bleu-vert. Un résultat positif et significatif s'est produit dans 57 % des cas. Les résultats négatifs et significatifs représentent 7 % des estimations. En estimant uniquement les lacs d'une profondeur inférieure à dix mètres et ensuite inférieure à quatre mètres, les résultats ont révélé de la sensibilité, mais ont maintenu la tendance d'une corrélation positive. Globalement, ils sont accord avec l'hypothèse que la gestion des algues bleu-vert se complexifie avec l'augmentation du nombre de municipalités.

Quelques propositions générales se dégagent de la possibilité que les municipalités rive-

raines ne collaborent pas ou pas suffisamment dans la lutte contre la prolifération d'algues bleu-vert. D'abord, il serait intéressant de considérer un mécanisme de gestion intégrée à petite échelle, spécifiquement pour les municipalités riveraines, qui offrirait des gains en efficacité à la structure de gestion intégrée par bassin versant. Dans l'absence d'une mission commune entre les municipalités riveraines dans un contexte d'excès d'algues bleu-vert, un mécanisme de coopération des municipalités pourrait être envisagé. Étant donné que les préférences des municipalités adjacentes peuvent être asymétriques, une stratégie établissant des cibles environnementales communes pourrait réduire la sous-évaluation des dommages aux lacs. Le suivi de la cible permettrait de considérer l'usage total qui est fait d'un lac.

Une étude de la littérature récente sur la gestion des ressources communes serait une étape pertinente. L'étude de Wagener (2013) fait interagir le système de différents lacs et quatre types de stratégies fiscales. La recherche sur l'analyse institutionnelle utilisant l'approche coopérative de Ostrom pourrait apporter une perspective différente aux problèmes de la gestion locale. Buckman *et al.* (2018) étudie le lien entre les spécificités locales et la gestion locale dans la région des Grands Lacs du côté des États-Unis. L'article trouve une corrélation positive entre la qualité des politiques locales et la valeur foncière des propriétés. La participation nécessaire à la gestion intégrée varie et influe sur la sensibilisation des communautés et des gestionnaires publiques. Pour examiner le modèle théorique du lac peu profond en profondeur, une étude sur l'asymétrie des préférences des communautés locales permettrait de voir comment leurs différences influent sur les excès de cyanobactéries dans les lacs.

Une base de données plus complète et élargie serait nécessaire pour étudier la gestion des lacs et pour en tirer des conclusions plus décisives et utiles pour les gestionnaires publics. Dans cet ordre d'idées, des chercheurs de l'INRS développent actuellement une technologie d'imagerie satellitaire et d'imagerie par drone pour la détection précoce des cyanobactéries (INRS, 2017). Ces avancées technologiques au Québec laissent croire que des données plus complètes sur la présence des cyanobactéries seront bientôt disponibles.

ANNEXE A

STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Tableau A.1 Statistiques - Algues, municipalités, lacs et territoires

	Obs	Min	Max	Moy	p25	p50	p75
ABV (annuel)							
ABV (0/1)	5628	0,000	1,000	0,215	0,000	0,000	0,000
ABV (0-42)	5628	0,000	42,000	0,463	0,000	0,000	0,000
Municipalités							
Municipalités	5628	1,000	19,000	1,667	1,000	1,000	2,000
Lacs							
Superficie (km2)	4907	0,010	2876,000	28,427	0,217	0,720	2,820
Profondeur (mètre)	3263	1,000	122,000	7,666	4,000	6,000	8,640
Renouvellement (année)	2498	0,000	36,909	1,623	0,320	0,660	1,990
Drainage (ratio)	3468	2,135	2615,800	54,134	9,400	17,220	36,900
Territoire							
Aire des MR (km2)	5304	0,876	39152,496	710,381	115,590	228,269	455,346
Aire du BV (km2)	4058	0,190	73037,656	554,497	4,440	17,155	95,570
Altitude (mètre)	4668	2,000	744,000	236,830	159,000	248,000	306,000
Climat							
Température (Celcius)	4686	9,863	21,533	16,539	15,812	16,250	17,133
Précipitation (mm)	4608	47,143	166,433	106,213	96,657	106,464	114,000

Tableau A.2 Statistiques - Occupation du territoire

	Obs	Min	Max	Moy	p25	p50	p75
Population							
Population	5257	134,000	1,65e+06	25062,553	1524,000	3511,000	9881,000
Pop/km2 MR	5257	1,119	4517,580	93,929	6,712	14,111	42,343
Pop/km2 BV	5304	0,124	1911,489	150,021	7,125	22,433	84,633
Immeubles	5556	155,000	3,54e+05	7721,992	1105,000	2125,000	4789,000
Agriculture							
Fermes	5340	1,000	4304,500	176,620	24,000	78,000	210,000
Fermes/km2 MR	5040	0,001	4,568	0,580	0,077	0,261	0,786
Superficie fermes (km2)	2904	6,993	1126,096	103,172	30,281	64,529	108,162
Villégiature							
Chalets	5448	1,000	3727,000	595,274	164,000	470,000	905,000
Chalets/km2 MR	5136	0,012	94,781	2,932	0,697	1,604	3,577
Asymétrie							
Chalets/Fermes	756	0,005	14,809	1,156	0,187	0,644	1,341

ANNEXE B

MATRICES DES CORRÉLATIONS

Tableau B.1 Corrélations Spearman

Variables	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	
ABV (0/1)	(1)	1,00											
ABV (0-42)	(2)	0,99	1,00										
Municipalités	(3)	0,08	0,08	1,00									
Lac (superficie)	(4)	0,12	0,12	0,40	1,00								
Volume	(5)	0,07	0,07	0,38	0,88	1,00							
BV (superficie)	(6)	0,10	0,11	0,35	0,76	0,68	1,00						
Drainage	(7)	0,04	0,04	0,13	0,03	0,10	0,54	1,00					
Renouvellement	(8)	-0,07	-0,08	-0,03	0,27	0,36	-0,22	-0,66	1,00				
Profondeur (moy)	(9)	0,01	0,00	0,30	0,52	0,62	0,41	-0,02	0,45	1,00			
Altitude	(10)	-0,09	-0,11	-0,08	-0,07	-0,20	-0,18	-0,18	0,17	-0,11	1,00		
Précipitation	(11)	0,06	0,06	0,01	-0,01	-0,11	0,00	-0,02	-0,07	-0,08	0,17	1,00	
Température	(12)	0,03	0,04	0,02	-0,17	-0,19	0,03	0,09	-0,16	-0,03	-0,27	-0,14	1,00
Variables	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	
ABV (0/1)	(1)	1,00											
ABV (0-42)	(2)	0,99	1,00										
ABV (0/1) (lag)	(3)	0,27	0,28	1,00									
Municipalités	(4)	0,08	0,08	0,08	1,00								
Fermes	(5)	0,14	0,14	0,14	0,39	1,00							
Superficie Ferme/MR	(6)	0,08	0,09	0,09	0,13	0,36	1,00						
Ferme/km2 MR	(7)	0,07	0,08	0,08	0,11	0,41	0,90	1,00					
Chalets	(8)	0,00	-0,00	-0,00	0,21	0,07	-0,53	-0,53	1,00				
Chalets/km2 MR	(9)	-0,03	-0,03	-0,03	-0,08	-0,26	0,09	0,15	0,43	1,00			
Chalets/m2 du lac	(10)	-0,12	-0,13	-0,12	-0,30	-0,18	-0,20	-0,08	0,41	0,53	1,00		
Précipitation	(11)	0,06	0,06	0,03	0,01	0,04	0,16	0,24	-0,11	0,11	-0,02	1,00	
Température	(12)	0,03	0,04	0,02	0,02	0,31	0,23	0,37	-0,05	0,02	0,12	-0,14	1,00
Variables	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	
ABV (0/1)	(1)	1,00											
ABV (0-42)	(2)	0,99	1,00										
Municipalités	(3)	0,08	0,08	1,00									
Superficie MR	(4)	0,03	0,03	0,33	1,00								
Température	(5)	0,03	0,04	0,02	-0,10	1,00							
Population	(6)	0,04	0,05	0,23	0,40	0,30	1,00						
Pop/km2 MR	(7)	0,05	0,05	0,07	-0,34	0,41	0,64	1,00					
Fermes/Industries	(8)	0,02	0,03	0,12	-0,04	0,21	-0,01	0,07	1,00				
Forest/Industries (moy)	(9)	-0,03	-0,04	0,03	-0,26	-0,39	-0,47	-0,29	-0,89	1,00			
Mines/Industries	(10)	-0,08	-0,09	-0,10	0,28	-0,04	0,09	-0,26	-0,48	-0,19	1,00		
Golfs/Loisirs	(11)	-0,00	0,00	0,17	-0,38	0,12	-0,46	0,04	0,08	0,26	-0,39	1,00	
Hotels/Commerces	(12)	0,03	0,03	-0,02	0,24	-0,03	0,18	0,03	-0,26	-0,14	0,32	-0,53	1,00

ANNEXE C

RESULTATS PRÉVUS PAR LA LITTÉRATURE

Tableau C.1 Résultats attendus

« Variables » Description	Effets attendus (Signe de corrélation avec les algues bleu-vert)
« Municipalités » Le nombre de municipalités riveraines	La théorie des jeux dynamiques non-coopératifs indique que la possibilité d'atteindre les objectifs communs est réduite avec l'augmentation du nombre de planificateurs sociaux. (+)
« Aire du BV » La superficie du bassin versant (km ²)	Plus le BV est grand par rapport au lac, plus la probabilité de prolifération d'algues bleu-vert augmente lorsque les sols contiennent du phosphore et que le ruissellement l'emporte jusqu'au lac. (+)
« Aire du lac » La superficie du lac (km ²)	Plus la superficie du lac est importante, plus il est probable que le lac puisse récupérer naturellement du surplus de phosphore. (-)
« Drainage » Le ratio de drainage provient de la division de la superficie du bassin versant par celle du lac	Pour un même niveau de ruissellement, plus le ratio est élevé, plus il y a une importante probabilité de prolifération d'algues bleu-vert. (+)
« Renouvellement » Le temps de renouvellement de l'eau sur un an	Généralement, plus le temps de renouvellement est long, plus il y a des chances que le phosphore sédimente au lieu d'être suspendu dans l'eau et a pour conséquence de réduire le stock de phosphore du lac. L'effet attendu sur les épisodes d'algues bleu-vert est donc négatif. Parfois, un temps de renouvellement court a plutôt l'effet inverse et évacue plus de phosphore. (-)

« Variables » Description	Effets attendus (Signe de corrélation avec les algues bleu-vert)
<p>« Profondeur » La profondeur moyenne du lac (mètres)</p>	<p>Les fleurs d'eau d'algues bleu-vert se trouvent le plus souvent dans les eaux peu profondes, tranquilles et tièdes. Un lac peu profond implique des interactions plus importantes avec la sédimentation ce qui augmente la probabilité d'avoir un problème d'algues bleu-vert par l'effet de rétroaction. Par rapport à un lac profond dans un environnement similaire, le lac peu profond est plus probablement recouvert de plantes aquatiques. (-)</p>
<p>« Altitude » L'altitude (mètres)</p>	<p>L'altitude est une information sur l'environnement physique du lac. Par exemple, avec l'augmentation de l'altitude, généralement il y a une baisse de la température, une hausse des vents et un appauvrissement des sols. L'effet attendu est qu'une altitude plus élevée diminue la probabilité d'algues bleu-vert. (-)</p>
<p>« Précipitation » La précipitation (en mm du sol)</p>	<p>Les sols qui retiennent moins bien le phosphore ont une surface facilement lessivable par les précipitations. Dans ces cas, la pluie augmente la probabilité d'occurrences. (+)</p>
<p>« Température » La température (°C)</p>	<p>Les algues bleu-vert se forment lorsque l'eau est plus chaude, alors plus la température est élevée, plus il y a des chances de problème d'algues. (+)</p>
<p>« Pop/km2 BV » La population divisée par la superficie du BV (km2)</p> <p>« Pop/km2 MR » La population divisée par la superficie municipale (km2)</p> <p>« Unité/km2 » Nombre d'habitations par superficie municipale (km2)</p>	<p>Il est attendu que plus un territoire est dense en population et en habitations, plus la probabilité que le lac reçoive un excès de phosphore augmente. (+)</p> <p>(+)</p> <p>(+)</p>

« Variables » Description	Effets attendus (Signe de corrélation avec les algues bleu-vert)
<p>« Fermes » Le nombre de fermes</p> <p>« Fermes/km2 » Le nombre de fermes par superficie municipale (km2)</p>	<p>La littérature prévoit que la présence agricole augmente la quantité de phosphore d'un lac récepteur par le ruissellement. (+)</p> <p>(+)</p>
<p>« Chalets/Aire du lac » Le nombre de chalets divisé par la superficie du lac (km2)</p> <p>« Chalets/km2 » Le nombre de chalets divisé par la superficie municipale (km2)</p>	<p>La littérature prévoit que la présence d'une forte villégiature a pour effet de réduire l'apport en phosphore. Une raison pour cela est que la valeur de l'endroit choisi par les villégiateurs est associée à qualité du lac et qu'ils participeraient à la lutte contre les algues bleu-vert. (-)</p> <p>(-)</p>
<p>« ABV (0/1) (lag) » Algues bleu-vert retardé d'une période (binaire)</p> <p>« ABV (0-42) (lag) » Algues bleu-vert retardé d'une période (comptage)</p>	<p>L'effet d'avoir eu des occurrences déjà peut avoir un effet cumulatif sur le niveau de phosphore. Toutefois, l'accumulation de phosphore seule n'est pas suffisante pour garantir l'apparition d'algues bleu-vert. Des conditions spécifiques sont requises pour cela. (+)</p> <p>(+)</p>

ANNEXE D

RÉSULTATS DES MODÈLES ALTERNATIFS

Tableau D.1 Probit - effets marginaux des modèles alternatifs

Variables	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités	0,031***	0,028***
Drainage	-0,000***	-0,000**
Renouvellement	-0,004	-0,004
Profondeur	-0,001	-0,001
Altitude	-0,000*	-0,000
Précipitation	0,002**	0,002*
Température	0,017	0,014
ABV (0/1) (lag)	0,183***	0,180***
Pop/km2 MR	0,000	0,000**
lnAgri	0,016*	
Fermes/km2 MR		0,057***
lnChal	-0,012	
Chalets/km2 MR		-0,005*
Observations	1496	1496
Lacs	136	136
loglikelihood	-760	-758

Valeur-p : * p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau D.2 Binomiale négative - coefficients des modèles alternatifs

Variables	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités	0,025	0,039
Drainage	-0,001	-0,001
Renouvellement	-0,036*	-0,036*
Profondeur	-0,006	-0,007
Altitude	-0,003***	-0,003***
Précipitation	0,011***	0,008*
Température	0,068	0,061
ABV (0-42) (lag)	0,250***	0,247***
Pop/km2 MR	0,001**	0,001***
lnAgri	0,122**	
Fermes/km2 MR		0,258**
lnChal	-0,041	
Chalets/km2 MR		-0,035**
Constante	-2,866**	-2,296*
Observations	1496	1496
Lacs	136	136
loglikelihood	-1249	-1248

Valeur-p : * p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau D.3 MCRG - coefficients des modèles alternatifs

Variables	Alternatif 1		Alternatif 2	
	Algues1	Algues2	Algues1	Algues2
Municipalités	0,035***	0,096*	0,032***	0,059
Drainage	-0,000***	-0,001**	-0,000**	-0,001**
Renouvellement	-0,003	-0,001	-0,003	-0,001
Profondeur	-0,001	-0,011**	-0,001	-0,012**
Altitude	-0,000*	-0,001***	-0,000	-0,001***
Précipitation	0,002***	0,007***	0,002**	0,007***
Température	0,021	0,070**	0,016	0,054*
ABV (0/1) (lag)	0,234***		0,227***	
ABV (0-42) (lag)		0,513***		0,512***
Pop/km2 MR	0,000	0,000	0,000**	0,001
lnAgri	0,017*	0,033		
Fermes/km2 MR			0,070***	0,201**
lnChal	-0,015	-0,110**		
Chalets/km2 MR			-0,006*	-0,026***
Constante	-0,341	-0,745	-0,256	-1,028*
Observations	1496	1496	1496	1496
Lacs	136	136	136	136
R2	11,4	34,0	11,9	34,0

Valeur-p : * p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

ANNEXE E

RÉSULTATS DES TESTS DE ROBUSTESSE

Tableau E.1 Effets des variables dichotomiques (probit et binomiale négative)

Variables dichotomiques	Probit	B. négative
Lacs (>10m) = 1	-0,075**	-0,370**
Plans d'eau (pas de lacs) = 1	0,123**	0,461***
2013-2015 = 1	-0,091***	-0,742***
Pop/km2 BV	-0,000**	-0,000***
Fermes/km2 MR	0,041	0,154
Chalets/km2 du lac	-0,000**	-0,000**
Drainage	-0,000***	-0,001
Renouvellement	-0,003	-0,033*
Précipitation	0,002*	0,008**
Température	0,028**	0,126**
Altitude	-0,000*	-0,003***
ABV (0/1) (lag)	0,174***	
ABV (0-42) (lag)		0,224***
Constante		-3,132***
Observations	1507	1507
Lacs	137	137
loglikelihood	-757	-1248

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau E.2 Probit - lacs peu profonds (< 10 mètres)

Variables	Principal	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités = 2	0,014	-0,033	-0,017
Municipalités = 3	0,092	0,088**	0,097**
Municipalités = 5	0,356***	0,109***	0,106***
Pop/km2 BV	-0,000		
Fermes/km2 MR	0,051		0,066**
Chalets/km2 du lac	-0,000**		
Drainage	-0,000**	-0,000***	-0,000***
Renouvellement	-0,008**	-0,008**	-0,007**
Profondeur	0,005	0,011**	0,013**
Précipitation	0,002**	0,003**	0,002*
Température	0,038***	0,026	0,026
Altitude	-0,000	-0,000	-0,000
ABV (0/1) (Lag)	0,162***	0,169***	0,164***
Pop/km2 MR		0,000	0,000*
Fermes (log)		0,026***	
Chalets (log)		-0,004	
Chalets/km2			-0,008**
Observations	1177	1155	1155
Lacs	107	105	105
loglikelihood	-602	-589	-588

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau E.3 Binomiale négative - lacs peu profonds (< 10 mètres)

Variables	Principal	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités=2	-0,159	-0,501**	-0,365*
Municipalités=3	0,205	-0,019	0,175
Municipalités=5	1,614***	0,096	0,093
Pop/km2 BV	-0,000***		
Fermes/km2	0,130		0,248
Chalets/km2 du lac	-0,000***		
Drainage	-0,001	-0,001	-0,001
Renouvellement	-0,048**	-0,045*	-0,044*
Profondeur	0,016	0,048	0,063*
Précipitation	0,011**	0,012***	0,008
Température	0,172**	0,088	0,107
Altitude	-0,003***	-0,003***	-0,002***
ABV (0-42) (Lag)	0,244***	0,251***	0,246***
Pop/km2 MR		0,001***	0,002***
Fermes (log)		0,171***	
Chalets (log)		0,021	
Chalets/km2 MR			-0,038*
Constante	-4,362***	-4,145***	-3,334**
Observations	1177	1155	1155
Lacs	107	105	105
loglikelihood	-1002	-980	-981

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau E.4 Probit - lacs très peu profonds (< 4 mètres)

Variables	Principal	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités=2	0,342	0,209	0,170
Pop/km2 BV	-0,000		
Fermes/km2 MR	0,068		0,122
Chalets/km2 du lac	-0,000		
Drainage	-0,000	-0,000	-0,000
Renouvellement	-0,005	0,001	0,000
Profondeur	0,031	0,049	0,036
Précipitation	0,003	0,002	0,002
Température	0,035	0,034	0,012
Altitude	0,000	-0,000	0,000
ABV (0/1) (Lag)	0,079	0,095	0,094
Pop/km2 MR		-0,000	0,000
Fermes (log)		-0,015	
Chalets (log)		-0,072	
Chalets/km2			-0,004
Observations	275	275	275
Lacs	25	25	25
loglikelihood	-125	-127	-127

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

Tableau E.5 Binomiale négative - lacs très peu profonds (< 4 mètres)

Variables	Principal	Alternatif 1	Alternatif 2
Municipalités=2	0,868*	0,487	0,792*
Pop/km2 BV	-0,000**		
Fermes/km2	0,749**		1,268***
Chalets/km2 du lac	-0,000		
Drainage	-0,000	-0,002*	-0,001
Renouvellement	0,032	0,077**	0,089***
Profondeur	0,179	0,494**	0,301
Précipitation	0,010*	0,007	0,007
Température	0,082	0,048	-0,208
Altitude	0,001	-0,003	0,002
ABV (0-42) (Lag)	0,134***	0,153***	0,141***
Pop/km2 MR		0,001	0,004***
Fermes (log)		-0,172	
Chalets (log)		-0,399*	
Chalets/km2 MR			0,022
Constante	-4,569	-0,347	-1,088
Observations	275	275	275
Lacs	25	25	25
loglikelihood	-231	-231	-228

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

BIBLIOGRAPHIE

- Bloembergen, D., Hennes, D., Izzo, D., Klima, R., Savani, R. et Tuyls, K. (2016). Space debris removal : A game theoretic analysis. *Games*, 7(3), 1-18.
- Brock, W. A. et Starrett, D. (1999). Managing Systems with Non-convex Positive Feedback. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 575-602.
- Buckman, S., David, N. P., Koman, P. D. et Norton, R. K. (2018). Overlooking the coast : Limited local planning for coastal area management along Michigan's Great Lakes. *Land Use Policy*, 71, 245-248.
- Burford, M., Leigh, C., Roberts, D. T. et Udy, J. W. (2010). Predicting the vulnerability of reservoirs to poor water quality and cyanobacterial blooms. *Science Direct*, 44(15), 4487-4496.
- Cameron, A. C. et Trivedi, P. K. (2005). *Microeconometrics : Methods and Applications*. New York : Cambridge University Press.
- Carpenter, S. R., Ludwig, D. et Brock, W. A. (1999). Management of Eutrophication for Lakes Subject to Potentially Irreversible Change. *Ecological Applications*, 9(3), 751-771.
- Carvalho, L., Codd, G. A., Davies, P. S., Miller, C. A., Scott, E. M. et Tyler, A. N. (2011). Cyanobacterial blooms : Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of the Total Environment*, 409(2011), 5353-5358.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3(10), 1-44.
- Coman, K. (1911). Some Unsettled Problems of Irrigation. *American Economic Review, New Series*, 1(1), 1-19.
- Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François. (2011). *Guide de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant à l'intention des municipalités*. Récupéré de http://cogesaf.qc.ca/wp-content/guides/guideGestionEauMunicipalites_web.pdf
- Conseil régional de l'environnement des Laurentides. (2013). *Atlas web des lacs des Laurentides*. Récupéré de <https://crelaurentides.org/dossiers/eau-lacs/atlasdeslacs>

- Cormen, H. T., Leiserson, E. C. et Rivest, L. R. (1994). *Introduction à l'algorithmique* (2^e éd.). Paris : Dunod.
- Cox, D. R. et Wermuth, N. (1992). A Comment on the Coefficient of Determination for Binary Responses. *The American Statistician*, 46(1), 1-4.
- Dechert, W. D. et O'Donnell, S. I. (2006). The stochastic lake game : A numerical solution. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 30(9), 1569-1587.
- Dillon, P. J., Palmer, M., Paterson, A. M., Persaud, A. D., Somers, K. M. et Winter, J. G. (2015). Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. *Journal of Environmental Management*, 151(2015), 343-352.
- Dockner, E. et Wagener, F. (2014). Markov perfect Nash equilibria in models with a single capital stock. *Economic Theory*, 56(3), 585-625.
- Enanoria, W. T., Galvani, A. P., Gao, D., Lietman, T. M., Porco, T. C., Scott, J. C. et Shim, E. (2012). When does overuse of antibiotics become a tragedy of the commons ? *PLoS One*, 7(12), 1-12.
- Gouvernement du Canada. (2017). *Données historiques* [Base de données]. Récupéré de http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique. (2009). *Calcul de la capacité de support en phosphore des lacs : où en sommes-nous ?* Récupéré de https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC1272/F1243089410_Capacit_DeSupportV8.pdf
- Hanley, N., Shogren, J. F. et White, B. (2007). *Environmental economics in theory and practice. Market failure. Non-rivalry and public goods* (2^e édition). New York : Palgrave Macmillan.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science, New Series*, 162(3859), 1243-1248.
- Institut national de la recherche scientifique. (2017). *Nouvel outil pour la détection précoce des cyanobactéries*. Récupéré de <http://www.ete.inrs.ca/actualites/nouvel-outil-detection-precoce-cyanobacteries-plans-eau-quebecois>
- International Lake Environment Committee. (2005). *Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use*. Récupéré de http://www.guidemt.uqam.ca/sites/default/files/site/all/default/upload/guidemt_uqam_2018.pdf
- Janse, J. H., Lijklema, L., Mooij, W. M., Scheffer, M., Sloot, J. S. et Van Liere, L. (2010). Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake : Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecological Modelling*, 221(4), 654-665.

- Johns, C. M. et Teare, R. (2015). A review of policy research articles published in the Journal of Great Lakes Research in the past 40 years : Progress at the science–policy interface ? *Journal of Great Lakes Research*, 41(3), 697-706.
- Karp, L. et Séguin, C. (2014). *Nonlinear differential games with Skiba points* [Document de travail]. Récupéré de https://www.ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/mtec/cer-eth/resource-econ-dam/documents/research/sured/sured-2014/SURED_14_117_Karp_Seguin.pdf
- Kossioris, G., Mäler K. G., Plexousakis, M., Xepapadeas, A. et de Zeeuw, A. (2008). Feedback Nash Equilibria for Non-linear Differential Games in Pollution Control. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 32(4), 1312–1331.
- Lakepedia. (s.d.). *The Online Encyclopedia of Lakes*. Récupéré de <https://www.lakepedia.com/>
- Madani, K. (2010). Game theory and water resources. *Journal of Hydrology*, 38(3), 225-238.
- Mäler, K.-G., Xepapadeas, A. et de Zeeuw, A. (2003). The Economics of Shallow Lakes. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 603-624.
- Mcwhinnie, S. F. (2009). The tragedy of the commons in international fisheries : An empirical examination. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(3), 321-333.
- Ministère de l’Agriculture des Pêcheries et de l’Alimentation. (2017). *Rapport sur les impacts financiers sur les entreprises agricoles de la réforme annoncée au budget de mars 2016 du Programme de crédit de taxes foncières agricoles*. Récupéré de <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/RapportImpactfinanciertaxesfoncieressagricolesPCTFA.pdf>
- Ministère des Affaires municipales et de l’Occupation du territoire. (2007). *Pouvoir réglementaires des municipalités locales et régionales en regard de la problématique de la prolifération des cyanobactéries*. Récupéré de http://www.mamot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/amenagement_territoire/algues_bleu-vert/pouvoirs_regl_cyanobacteries.pdf
- Ministère des Affaires municipales et de l’Occupation du territoire. (2011). *L’évaluation foncière uniformisée, selon l’utilisation des immeubles - Tableaux par municipalité 2011* [Base de données]. Récupéré de <https://www.mamot.gouv.qc.ca/evaluation-fonciere/donnees-statistiques/>

- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire. (2018). *Le financement et la fiscalité des organismes municipaux au Québec*. Récupéré de https://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/finances_indicateurs_fiscalite/fiscalite/fiscalite_organismes_municipaux.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (1982-2017). *Banque de données CARACTÉRISTIQUES PLANS D'EAU* [Base de données].
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2002). *Politique nationale de l'eau*. Récupéré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/politique/politique-integral.pdf>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2003). *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Récupéré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2004-2015). *Banque de données CYANOBACTÉRIES* [Base de données].
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2007). *Guide synthèse : élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques*. Récupéré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/guide_synthese.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2017a). Les algues bleu-vert. Dans *Accueil. Eau. Rivières et lacs. Foire aux questions*. Récupéré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/questions.htm>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2017b). Le Réseau de surveillance volontaire des lacs. Dans *Rapport État de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec*. Récupéré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/portrait-Qc-aquatique-eau-nord-sud-est-ouest.htm>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2017c). Méthodes de mesure de l'état des lacs. Dans *Accueil. Eau. Rivières et lacs. Réseau de surveillance volontaire des lacs*. Récupéré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. (2017d). *Réseau de surveillance volontaire des lacs, 2004-2015* [Carte]. Échelle : 1 : 5 000 000. Récupéré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/cartes/rsvl.pdf
- Organismes des bassins versants de la Capitale. (2015). Eutrophisation / vieillissement prématuré des lacs. Dans *Plan directeur de l'eau*. Récupéré de <http://www.obvcapitale.org/plans-directeurs-de-leau-2/2e-generation/diagnostic/section-1-problematiques-associees-a-la-qualite-de-leau/1-2-eutrophisation-vieillessement-premature-des-lacs>
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons — the evolution of institutions for collective action*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Pigou, A. C. (1920). *The Economics of Welfare*. London : Macmillan.
- Règlement sur les exploitations agricoles*. RLRQ, c. Q-2, r. 26. Récupéré de <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2026>
- Regroupement des organismes de bassins versants du Québec. (2006-2017). EAU ET GIEBV. Dans *La gestion intégrée de l'eau par bassin versant – GIEBV*. Récupéré de <https://robvq.qc.ca/eau/giebv>
- Schweik, C. M. (2013). Sustainability in open source software commons : Lessons learned from an empirical study of SourceForge projects. *Technology Innovation Management Review*, 3(1), 13-19.
- Shi, G.-M., Wang, J. N., Zhang, B., Zhang, Z. et Zhang, Y. L., (2016). Pollution control costs of a transboundary river basin : Empirical tests of the fairness and stability of cost allocation mechanisms using game theory. *Journal of Environmental Management*, 177, 145-152.
- Skiba, A. K. (1978). Optimal Growth with a Convex-Concave Production Function. *Econometrica*, 46(3), 527-539.
- StataCorp. (2015). *Stata Statistical Software : Release 14*. [Logiciel]. College Station, TX : StataCorp LP.
- Statistique Canada. (2011a). *Chiffres de population et des logements - Faits saillants en tableaux, Recensement de 2011* [Base de données]. Récupéré le 15 mai 2017 de <https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/type/donnees?sujetniveaux=17>
- Statistique Canada. (2011b). *Fermes classées selon la superficie agricole totale* [Base de données]. Récupéré le 15 mai 2017 de <https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/type/donnees?MM=1>

- Stavins, R. N. (2011). The Problem of the Commons : Still Unsettled after 100 Years. *American Economic Review*, 101(1), 81-108.
- Wagener, F. O. O. (2003). Skiba points and heteroclinic bifurcations, with applications to the shallow lake system. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 27, 1533-1561.
- Wagener, F. O. O. (2013). *Economics of environmental regime shifts* [Document non publié]. Universiteit van Amsterdam. doi :<http://hdl.handle.net/11245/1.398111>
- Weather Network. (2018). *Historical Weather*. Récupéré de <https://www.theweathernetwork.com/ca/weather/historical-weather/>

