

Le 31 août 2016

Objet : Demande d'accès n° 2016-08-13 – Lettre réponse

Monsieur,

La présente fait suite à votre demande d'accès, reçue le 4 août dernier, concernant un document relatif à l'eutrophisation des lacs, et préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques par le Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et en Environnement Aquatique (GRIL).

Deux documents sont accessibles et joints à la présente. Il s'agit de :

1. Développement d'un outil de prévention de l'Eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie : Rapport final de recherche remis au CRSNG et au MDDEP dans le cadre du programme PARDE, 20 mars 2007, 120 pages;
2. Modélisation et diagnostic de la santé des lacs, 34 pages.

Conformément à l'article 51 de la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels (RLRQ, chapitre A-2.1), nous vous informons que vous pouvez demander la révision de cette décision auprès de la Commission d'accès à l'information. Vous trouverez ci-joint une note explicative concernant l'exercice de ce recours.

Pour obtenir des renseignements supplémentaires, vous pouvez communiquer avec M^{me} Mathilde Gagnon, analyste responsable de votre dossier, à l'adresse courriel mathilde.gagnon@mddelcc.gouv.qc.ca, en mentionnant le numéro de votre dossier en objet.

Veuillez agréer, Monsieur, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

La directrice,

Pascale Porlier

p. j. (4)

**DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL DE PRÉVENTION DE L'EUTROPHISATION
DES LACS DES LAURENTIDES ET DE L'ESTRIE**

**Rapport final de recherche remis au CRSNG et au MDDEP
dans le cadre du programme PARDE**

par

Richard Carignan
Université de Montréal

Olivier Perceval
Université de Montréal

Yves Prairie
Université du Québec à Montréal

Alice Parkes
Université du Québec à Montréal

20 mars 2007

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	9
1.0 INTRODUCTION	11
1.1 Besoin d'outils d'aide à la décision	11
1.2 Réalisme des modèles d'eutrophisation courants dans le contexte québécois	11
1.3 Apports en phosphore aux lacs	12
1.4 La rétention du phosphore dans les lacs	13
2.0 OBJECTIFS	14
3.0 VOLET LAURENTIDES	14
3.1 Méthodes	14
3.11 Choix des lacs et des ruisseaux	14
3.12 Établissement d'un modèle numérique d'élévation pour les Laurentides	14
3.13 Photographie aérienne	15
3.14 Échantillonnage des lacs et des ruisseaux dans les Laurentides	16
3.15 Dosages chimiques	17
3.16 Calcul des charges en COD, NT, PT et PTD	20
3.17 Élaboration et validation des modèles d'exportation de phosphore, d'azote total et de carbone organique dissous	21
3.18 Budget en phosphore et calcul de la rétention du phosphore dans les lacs inclus dans les bassins versants étudiés	
3.19 Modèles de qualité des eaux en lac	24
3.2 Résultats et discussion	26
3.21 Délimitation des bassins versants selon les cartes topographiques (1:20 000) et selon la topométrie LiDAR	26
3.22 Hydrologie des ruisseaux	27
3.23 Exportation de COD, NT, PT et PTD par le réseau hydrologique	29
3.24 Budget et rétention du phosphore dans les lacs	37
3.25 Le phosphore total dans les lacs des Laurentides	41
3.251 Le phosphore total estival (21 juin au 21 septembre)	42
3.252 Le phosphore total printanier (1 ^{er} mai au 21 juin)	49
3.253 Le phosphore total annuel (1 ^{er} mai au 15 novembre)	53
3.254 Résultats préliminaires de 2006 et validation des modèles empiriques	59
3.255 Résumé et conséquences des modèles empiriques du phosphore total (PT) dans les lacs des Laurentides	60
3.26 Le carbone organique dissous	63
3.27 Ajustement du modèle explicite d'eutrophisation aux lacs des Laurentides	65
Références bibliographiques, volet Laurentides	70
Annexe L-1. Variables considérées dans les modèles de régression multiple de COD et PT dans les lacs des Laurentides	73

Annexe L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés dans la validation des modèles de régression multiple de PT issus de des lacs étudiés en 2000-2005	81
4.0 VOLET ESTRIE, préambule	88
4.1 Méthodes	89
4.11 Approches de modélisation	89
4.111 Approche par bilan de masse	90
4.112 Approche empirique directe	91
4.113 Approche combinée	91
4.12 Lieu d'étude et description des sites	91
4.13 Échantillonnage	94
4.131 Tributaires	94
4.132 Lacs	94
4.14 Méthodes analytiques	95
4.15 Modélisation hydrologique	96
4.151 Ruissellement spécifique uniforme	96
4.152 Ruissellement spécifique variable	97
4.16 Estimation des coefficients d'exportation	98
4.17 Charge en phosphore des lacs étudiés	99
4.18 Coefficient de rétention du phosphore	99
4.2 Résultats et discussion	100
4.21 L'exportation de phosphore	100
4.22 Application des coefficients d'exportation à la prédiction de la charge en P des lacs	104
4.23 Rétention du phosphore dans les lacs	104
4.24 Qualité des eaux lacustres	105
4.241 Transparence de l'eau	107
4.25 La prédiction de la teneur en phosphore des lacs	108
4.251 Approche par bilan de masse	108
4.252 Approche empirique directe	109
4.253 Approche combinée	111
Références bibliographiques, volet Estrie	114
ANEXES Estrie	
Annexe E-1. Caractéristiques générales des lacs étudiés	115
Annexe E-2. Caractéristiques générales des bassins versants étudiés	116
Annexe E-3. Coefficients d'exportation moyen ($\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$) des basins versants étudiés	118
Annexe E-4. Caractéristiques chimiques moyennes des lacs pour les années 2003, 2004 et 2005	120

LISTE DES TABLEAUX

Laurentides

Tableau L-1. Abréviations, catégories et description des variables déterminées pour les 96 bassins versants de la région des Laurentides, et transformations utilisées pour ces mêmes variables dans les analyses en régression multiple de la section 3.22	18
Tableau L-2. Caractéristiques topographiques, hydrologiques et géologiques et occupation/utilisation des sols des 96 bassins versants des ruisseaux étudiés dans la région des Laurentides. La signification des abréviations des différentes variables est donnée dans le Tableau L-1	20
Tableau L-3. Meilleurs modèles de régression multiple (modèles globaux) prédisant les variations des coefficients d'exportation spécifique du COD, de NT, du PT et du PTD ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$) pour les 46 sous-bassins versants sélectionnés dans la région des Laurentides	33
Tableau L-4. Modèles de régression multiple (données non-transformées) prédisant l'exportation annuelle de COD, NT, PT et PTD par les 46 sous-bassins sélectionnés dans la région des Laurentides, en fonction de la superficie (km^2) de leurs milieux ouverts (mouvets), de leurs milieux humides anciens (mhumidesa) ou récents (mhumidesr), et de leurs forêts (forêt)	36
Tableau L-5. Ruissellement annuel moyen au niveau des bassins versants des 13 lacs étudiés (Q), et temps de séjour de l'eau (τ), charge hydraulique (qs), charge totale en phosphore (Lp), perte en phosphore à l'exutoire (Sp), et coefficient de rétention du phosphore (Rp) dans ces mêmes lacs	37
Tableau L-6. Coefficients d'exportation de PT utilisés par Dillon (1994) au sud de l'Ontario et mesurés dans les Laurentides et en Estrie	66
Estrie	
Tableau E-1. Estimations des coefficients d'exportation pour différentes utilisation des terres en Estrie	102

LISTE DES FIGURES

Laurentides

Figure L-1. Phosphore total observé entre 1998 et 2005, et prédit par le modèle de Dillon et al. (1994) avec rétention oxygène et anoxique dans 65 lacs de 1 ^{er} ordre des Laurentides	12
Figure L-2. Localisation des 96 ruisseaux suivis de 2003 à 2006 (croix bleues), des 14 lacs suivis de 2003 à 2006 (rouge), et des 15 lacs suivis entre 2000 et 2002 (jaune)	16
Figure L-3. Comparaison entre les débits mesurés ponctuellement à l'aide d'un courantomètre acoustique à effet Doppler et les débits journaliers modélisés à l'aide de l'approche décrite à la section 3.16, pour deux tributaires dont les bassins versants sont de tailles différentes (1,2 km ² pour L-005 et 24,4 km ² pour L-060)	22
Figure L-4. Comparaison des superficies de bassins versants déterminées à partir des cartes topographiques numériques de la BDTQ (1:20000) et à l'aide de relevés altimétriques LiDAR, pour un sous-ensemble de 26 tributaires de la région des Laurentides	26
Figure L-5. <i>Box plots</i> présentant la distribution des valeurs de l'écoulement spécifique moyen de l'ensemble des ruisseaux de la région des Laurentides ($n = 82$) pour trois années hydrologiques consécutives	27
Figure L-6. Écoulement spécifique journalier mesuré au niveau des stations de jaugeage de la Rivière du Nord (à Saint-Jérôme et à Sainte-Agathe) et des exutoires des Lacs Ludger et Croche durant les années hydrologiques 2003-2004, 2004-2005 et 2005-2006	28
Figure L-7. Relation entre l'écoulement spécifique observé et les valeurs prédites selon le modèle empirique donné par l'équation L-3 pour l'ensemble des ruisseaux étudiés dans la région des Laurentides	28
Figure L-8. <i>Box plots</i> présentant la distribution des valeurs des coefficients d'exportation spécifique du carbone organique dissous (COD), de l'azote total (NT), du phosphore total (PT) et du phosphore total dissous (PTD) pour les 46 ruisseaux retenus pour l'élaboration des modèles d'exportation spécifique	30
Figure L-9. Relations entre les charges spécifiques observées en carbone organique dissous (COD), azote total (NT), phosphore total (PT) et phosphore total dissous (PTD) et les valeurs prédites selon les modèles empiriques correspondants donnés par les équations figurant dans le tableau L-3	35
Figure L-10. Relations entre le coefficient de rétention lacustre du phosphore et (a) la charge hydraulique et (b) le temps de séjour des eaux pour les 13 lacs étudiés entre 2003 et 2006	39
Figure L-11. Application du modèle R_4 : comparaison des valeurs de rétention du phosphore prédites par le modèle R_4 à celles mesurées dans notre groupe de lacs (moyenne des trois années hydrologiques)	40
Figure L-12. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle a et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion des quatorze lacs étudiés entre 2003 et 2005	41

Figure L-13. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle <i>a</i> et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion de treize lacs étudiés entre 2003 et 2005 (le lac Cardin a été enlevé)	42
Figure L-14. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle <i>a</i> et l'azote total mesurées dans l'épilimnion des quatorze lacs étudiés entre 2003 et 2005	42
Figure L-15. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P _{Te}) par régression multiple linéaire dans les Laurentides avec n = 28	43
Figure L-16. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P _{Te}) par régression multiple dans les Laurentides avec n = 28, après transformation logarithmique des variables	44
Figure L-17. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P _{Te}) par régression linéaire multiple dans les Laurentides avec n = 26	45
Figure L-18. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P _{Te}) par régression linéaire multiple dans les Laurentides avec n = 26, mais sans information volumétrique	46
Figure L-19. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P _{Te}) par régression multiple dans les Laurentides avec n = 26 en incluant le COD _e comme variable représentant la génération de PT d'origine naturelle dans les bassins versants	47
Figure L-20. Valeurs estimées et prédites du phosphore total printanier (P _{Tp}) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant tous les lacs	49
Figure L-21. Valeurs estimées et prédites du phosphore total printanier (P _{Tp}) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD printanier	50
Figure L-22. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total printanier (Log ₁₀ P _{Tp}) par régression multiple dans les Laurentides avec n = 27	52
Figure L-23. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (P _{Ta}) selon un modèle de régression linéaire appliqué aux 28 lacs	53
Figure L-24. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (P _{Ta}) selon un modèle de régression linéaire duquel une valeur aberrante (le lac à l'Ours) a été enlevée	54
Figure L-25. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total annuel moyen (Log ₁₀ P _{Ta}) par régression multiple dans les Laurentides avec n = 28 et la variable log ₁₀ (PL) supprimée	55
Figure L-26. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (P _{Ta}) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen	56
Figure L-27. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (P _{Ta}) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen, mais excluant deux petits lacs peu profonds (Écho et Renaud)	57
Figure L-28. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (P _{Ta}) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen, mais excluant trois lacs atypiques (à l'Ours, Écho et Renaud)	57
Figure L-29. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle <i>a</i> et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion de 34 lacs étudiés en 2006	59
Figure L-30. Relation (tirets) entre le PT estival mesuré en 2006 dans 31 lacs des Laurentides et le PT estival estimé par la relation L-12	60

Figure L-31. Concentrations naturelles en phosphore total estival (A) et accroissements de concentrations occasionnés par l'homme (B) dans les 26 lacs stratifiés suivis entre 2000 et 2005 telles qu'estimés selon l'équation L-12	63
Figure L-32. Concentrations prédites (éq. L-31) et observées en P total estival dans 13 lacs des Laurentides d'ordre 1 (●) et 13 lacs d'ordre supérieur à 1 (○) avec un coefficient d'exportation dû aux humains de 0,064 kg/personne/an et un coefficient d'exportation des milieux humides de 175 kg/km ² /an	68
Figure L-33. Concentrations prédites (éq. L-31) et observées en P total estival dans 13 lacs des Laurentides d'ordre 1 (●) et 13 lacs d'ordre supérieur à 1 (○) avec un coefficient d'exportation dû aux humains de 0,045 kg/personne/an et un coefficient d'exportation des milieux humides de 125 kg/km ² /an ajustés par régression non-linéaire	68
Estrie	
Figure E-1. La géologie de l'Estrie est dominée par les roches sédimentaires intercalée avec les roches volcaniques et intrusives	88
Figure E-2. Comparaison de la pente moyenne des bassins versants situés en Estrie et dans les Laurentides	89
Figure E-3. Délimitation des bassins versants correspondant aux points d'échantillonnage (rouge) superposés à une image satellitaire de la région	93
Figure E-4. Relation entre le débit mesuré et estimé (ruissellement uniforme)	96
Figure E-5. A) relation entre ruissellement spécifique observé et estimé et B) relation correspondante sur les débits quotidiens	97
Figure E-6. Le débit de la sortie du lac Stukely (site 1), mesuré par nous pendant l'échantillonnage (points rouges), et estimé par notre modèle hydrologique Empirique pour chaque jour (ligne orange)	98
Figure E-7. Débit mensuel à la sortie du lac Waterloo pour les années 2003, 2004 et 2005	99
Figure E-8. Comparaison des coefficients d'exportation de phosphore des différents sous-bassins versants entre les années	100
Figure E-9. Corrélations entre les coefficients d'exportation du phosphore, d'azote et de carbone organique	101
Figure E-10. Comparaisons de l'exportation annuelle de phosphore mesurée et estimée	102
Figure E-11. Diagrammes de dispersion mettant en relation le pourcentage du territoire occupé par diverses utilisation et l'exportation de phosphore	103
Figure E-12. Comparaison entre charge annuelle moyenne en P mesurée (exprimée par unite de surface du bassin versant) et estimée par les coefficients d'exportation pour chacun des lacs à l'étude	104
Figure E-13. Diagramme de dispersion entre la biomasse phytoplanctonique, telle que mesurée par la chlorophylle a	104
Figure E-14. Relation entre le temps de séjour hydrologique (tw) et la rétention observée (points bleus). Traits rouges illustrent la relation qui existent 2 modèles tirés de la littérature	105
Figure E-15. Histogramme de fréquence des rapports molaires de phosphore sur azote (N:P)	106

Figure E-16. Diagrammes de dispersion entre les teneurs de chlorophylle et phosphore total (A) , et entre chlorophylle et azote total (B)	106
Figure E-17. Ajustement du modèle décrivant la transparence de Secchi en fonction du carbone organique dissous et de la chlorophylle	107
Figure E-18. Relation entre l'intensité de la coloration du COD et le fer dissous dans les lacs de l'Estrée	107
Figure E-19. Concentrations observées et modélisées de la concentration estivale moyenne epilimnétique de phosphore total	108
Figure E-20. Comparaison des valeurs en phosphore total observées et estimées par modélisation empirique directe	109
Figure E-21. Histogramme de fréquences illustrant les facteurs d'augmentation probable des teneurs en phosphore des lacs étudiés liée aux activités agricoles localisées dans leurs bassins versants	110
Figure E-22. Comparaison des teneurs en phosphore observées et estimées par le modèle combinée (sur échelles logarithmique et arithmétique, respectivement)	112
Figure E-23. Visualisation cartographique du modèle empirique de prédiction des teneurs en P des lacs	113

RÉSUMÉ

Les modèles d'eutrophisation classiques sont trop imprécis pour permettre de prendre des décisions éclairées concernant la gestion durable des lacs du Québec. Ce document résume les résultats de trois années d'études portant sur les facteurs responsables de l'exportation de phosphore (P) par les bassins versants des Laurentides et de l'Estrie. Des modèles empiriques et semi-empiriques (bilans massiques) permettant de relier la concentration en phosphore dans les lacs aux propriétés des bassins versants ou aux apports en P y sont développés.

Dans les Laurentides, où l'agriculture est peu développée, 96 tributaires ont été visités (20-24 fois par année) pour mesure de l'écoulement, du carbone organique dissous (COD), de l'azote total (NT), du phosphore total (PT) et du phosphore total dissous (PTD). La superficie des 96 bassins versants, telle qu'estimée sur les cartes BDTQ 1:20 000, variait entre 0,13 et 97,9 km². Après vérification de la superficie exacte de certains bassins versants par LiDAR, nous avons éliminé certains des plus petits et retenu un total de 82 bassins versants pour la modélisation du rendement hydrique. De ces bassins, 46 pour lesquels les lacs comptaient pour moins de 5% du territoire ont été retenus pour la modélisation des coefficients d'exportation spécifique (kg/km²/an). Les calculs montrent que l'écoulement spécifique annuel moyen dépend de la localisation géographique, de l'altitude et de la pente moyenne du bassin versant. Les principaux facteurs expliquant la variabilité de l'exportation spécifique annuelle de PT par des bassins versants sont l'abondance des milieux humides récents, la densité des habitations, la pente moyenne et, possiblement, la superficie des bassins versants. Deux autres facteurs, soient l'orientation du bassin et l'importance relative de la crue printanière s'ajoutent au modèle d'exportation du PTD.

Dans les Laurentides, 14 lacs furent suivis entre 2003 et 2005. Quatorze autres lacs échantillonnés entre 2000 et 2002 selon le même protocole furent ajoutés à la base de données. Selon les modèles empiriques saisonniers de qualité des eaux, la concentration épilimnétique en P total est étroitement reliée à l'abondance des milieux humides dans le bassin versant, au développement immobilier et au volume du lac récepteur. L'importance des milieux humides générés par le castor et du développement immobilier y est quantifiée pour la première fois. Dans ces lacs, les modèles empiriques les plus simples et les plus performants (écart type des résidus = SE = 0,8 µg/L) sont obtenus en introduisant le carbone organique dissous (COD) comme variable représentant l'importance globale de tous les types de milieux humides. Ces modèles prédisent de façon encourageante (SE = 1,6 µg/L) la concentration en PT dans 31 autres lacs échantillonnés en 2006 seulement et pour lesquels les données d'utilisation du terrain sont encore provisoires. Le modèle semi-empirique de type bilan massique (Dillon et al. 1994) peut être adapté aux lacs des Laurentides en calculant la rétention selon l'équation de Larsen et Mercier (1976) et en modifiant considérablement deux de ses coefficients, soient celui associé aux milieux humides (125 au lieu de 20 kg/km²/an) et aux occupants (0,045 au lieu de 0,8 kg/personne/an).

En Estrie, où l'agriculture (pâturages) est importante, 9 lacs et 33 ruisseaux ont été suivis 3-6 fois en 2003. En 2004 et 2005, le nombre de lacs et de ruisseaux suivis fut porté à 21 et 83, respectivement. Les principaux facteurs expliquant la variabilité du ruissellement spécifique

instantané des bassins versants (superficie : 0,13 à 519 km²) sont l'élévation et la superficie du bassin versant ($r^2 = 0,51$). Les principaux facteurs expliquant l'exportation de P par les bassins versants sont la superficie en forêt, en pâturages et en milieux humides.

En Estrie, la concentration en P dans les lacs dépend empiriquement de l'activité agricole (importance des pâturages) et la pente moyenne du bassin versant ($r^2 = 0,84$). Il est probable que l'importance démesurée des milieux agricoles dans cette région par rapport aux Laurentides vienne masquer l'impact des habitations et des milieux humides. L'application du modèle de bilan de masse permet de prédire convenablement ($SE = 4 \mu\text{g L}^{-1}$) les teneurs moyennes en phosphore sur une gamme s'échelonnant de 3 à 40 $\mu\text{g L}^{-1}$. Cependant le modèle est encore trop imprécis pour être appliqué intégralement à la prédiction du P dans les lacs encore vierges; en conséquence, une méthode alternative d'application est proposée. Une approche combinée met en relation les teneurs moyennes en phosphore observées dans les lacs en fonction d'une mesure uniformisée de la charge de phosphore reçue par le lac et aussi d'autres variables naturelles du paysage. Cette approche combinée, aurait la même précision que l'approche empirique et permettrait d'estimer les changements dus à l'introduction d'une nouvelle source de P telle des eaux usées municipales ou l'effluent d'une pisciculture.

1.0 INTRODUCTION

L'eutrophisation (excès en nutriments) de plusieurs lacs québécois suscite de plus en plus d'inquiétude auprès des riverains et des instances gouvernementales chargées de leur protection et de leur développement durable. Cependant, l'utilité des critères de qualité de l'eau du Québec pour le phosphore reste limitée car il n'existe aucune méthodologie nous permettant de connaître l'état original des lacs ni d'en prédire les concentrations futures en fonction des changements ou développements anticipés. En effet, les modèles d'eutrophisation courants sont mal adaptés aux différents contextes physiographiques québécois, et trop imprécis pour permettre de prendre des décisions éclairées.

Les milliers de lacs situés en Estrie, dans la partie sud du bouclier canadien (Laurentides et Outaouais) et dans les basses-terres du Saint-Laurent sont particulièrement susceptibles d'être affectés par les apports de nutriments provenant de sources diffuses (agriculture, installations septiques, fertilisants horticoles) ou ponctuelles (terrains de golf, aquaculture, effluents municipaux). Cet enrichissement peut causer l'apparition de symptômes limitant le plein usage du lac (blooms d'algues, développement de cyanobactéries toxiques, diminution de la transparence de l'eau, prolifération de plantes aquatiques vasculaires, anoxie des eaux profondes, mortalité des poissons d'eau froide, etc...). Ces altérations nuisent aux activités récréo-touristiques (fermeture de plage ou du lac entier, diminution de la navigation de plaisance, de la pêche, etc.) et peuvent entraîner une baisse de la valeur des propriétés riveraines.

1.1 Besoin d'outils d'aide à la décision

Le développement durable des lacs implique donc une bonne connaissance des effets des activités humaines sur la qualité de l'eau. La détermination d'objectifs environnementaux de rejets (OER) pour le phosphore, reconnu comme facteur limitant la productivité des eaux douces, est maintenant devenue une priorité pour le Ministère de l'environnement du Québec. Les moyens actuellement disponibles, tels les modèles explicites de capacité de support (Dillon et Kirchner 1975; Dillon et al. 1994) sont imprécis et peu adaptés au contexte québécois. Le Québec se doit donc de développer des outils d'aide à la décision qui permettront de comparer, par exemple, la charge en phosphore projetée d'un effluent quelconque à la charge que le milieu récepteur peut recevoir sans en être affecté au delà d'un certain seuil acceptable et compatible avec les usages du milieu (Objectif Environnemental de Rejet). Le besoin de définir des OER réalistes et rigoureux prend toute son importance dans le fait que trop élevés par rapport à la capacité de support du lac, ils risquent d'entraîner des problèmes environnementaux importants, alors que des OER trop faibles par rapport à la capacité de support des lacs peuvent conduire à un refus injustifié d'un projet et amener un blocage inutile du développement local. De plus, puisque l'eutrophisation est un phénomène difficilement et lentement réversible, la gestion des lacs doit se faire selon un principe de précaution, au moyen d'outils de prévention efficaces.

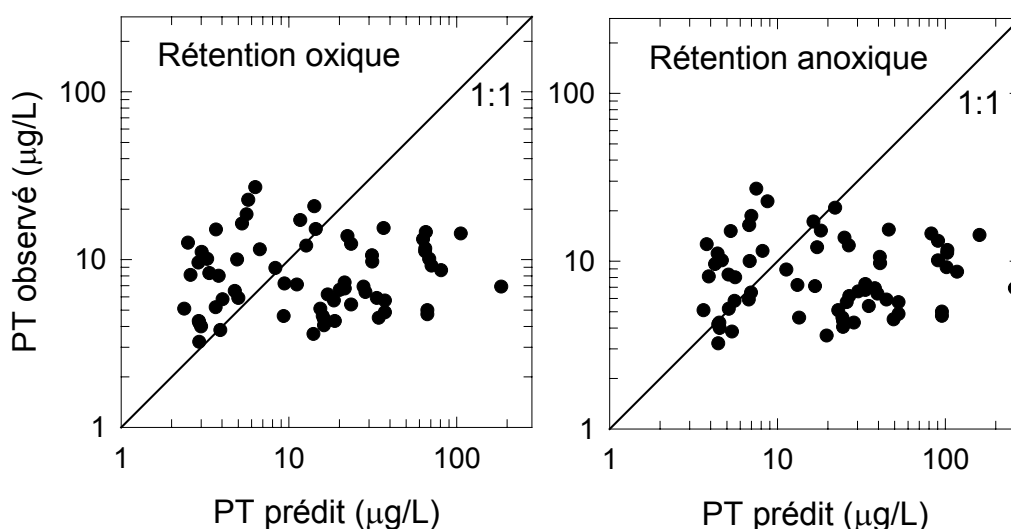
1.2 Réalisme des modèles d'eutrophisation courants dans le contexte québécois

Les modèles explicites de capacité de support datent de Vollenweider (1969) et ont été subséquemment modifiés ou adaptés par plusieurs autres (ex.: Dillon et Rigler 1975; Dillon et Kirchner 1975; Reckhow et Chapra 1983; Dillon et al. 1994; Prairie 1989). Tous ces modèles sont dérivés de simples considérations de bilan de masse dans un réacteur homogène et la plupart prennent la forme de :

$$[P] = (L_P/Q) (1-R_P) \quad (\text{Éq. L-1})$$

où $[P]$ est la concentration de phosphore à l'équilibre (mg/m^3) du lac, L_P est la charge spécifique en phosphore total ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$), Q est la charge hydraulique (m/an) et R_P est le coefficient de rétention lacustre (sans dimension). L_P est lui-même composé de plusieurs termes représentant la charge en P provenant des forêts, des milieux humides, des milieux ouverts, etc..., alors que R_P est estimé selon plusieurs modèles possibles. L'équation L-1 a été adaptée aux lacs de l'Ontario par Dillon et al. (1994) dans le but d'établir leur capacité de support en phosphore. Cependant, le pouvoir prédictif du modèle de Dillon et al. est nul dans les Laurentides car il n'existe aucune relation entre les valeurs observées et prédites par ce modèle (**figure L-1**). Les coefficients d'exportation et les modèles de rétention lacustre du P doivent donc être adaptés aux différents contextes physiographiques des Laurentides et du Québec.

Figure L-1. Phosphore total observé entre 1998 et 2005, et prédit par le modèle de Dillon et al. (1994) avec rétention oxygène et anoxique dans 65 lacs de 1^{er} ordre des Laurentides.



1.3 Apports en phosphore aux lacs

Ces remarques montrent que la façon d'attribuer les différentes sources de phosphore et de leur assujettir un coefficient d'exportation spécifique doit être entièrement révisée et adaptée aux différents contextes physiographiques du Québec. Dans ce travail, nous porterons notre attention sur la mobilisation des nutriments, en particulier le phosphore, dans les différentes unités du paysage. Nos observations préliminaires indiquent qu'une plus grande attention doit être donnée au rôle des milieux humides, particulièrement ceux récemment créés (1-10 ans) par le castor, dont les populations augmentent en Amérique du Nord (Naiman 1988) et où les forêts et sols inondés génèrent de grandes quantités d'éléments nutritifs. Nos connaissances sur le comportement géochimique du P suggèrent que l'exportation de phosphore de parcelles forestières par infiltration verticale au travers des podzols riches en fer devrait être négligeable (Stumm et Morgan 1975) en raison de la grande affinité du phosphore pour les hydroxydes de fer en milieu acide. Selon cette hypothèse, l'attribution d'un coefficient d'exportation générique pour les forêts ne reflète pas nécessairement la réalité et l'exportation de P pourrait être plus adéquatement exprimée en fonction de la topographie locale (D'Arcy et Carignan 1997).

1.4 La rétention du phosphore dans les lacs

Le coefficient de rétention du phosphore d'un lac (R_p) est défini comme étant la perte annuelle nette en phosphore vers les sédiments exprimée en pourcentage des apports annuels totaux. Les premiers efforts de modélisation du coefficient de rétention (Vollenweider 1969, Dillon et Rigler 1975) ont montré que les caractéristiques hydrologiques de l'écosystème lacustre sont des facteurs-clés pour expliquer la variabilité de R_p entre les lacs. Ces auteurs, ainsi que plusieurs autres, ont développé plusieurs modèles empiriques permettant de prédire R_p en fonction du temps de séjour hydrologique (Vollenweider 1975; Prairie 1989; Canfield et Bachmann 1981), la charge surfacique en eau (Dillon et Kirchner 1975; Chapra 1975), ou le rapport de drainage ABV:AL (Rigler 1973), toutes des mesures de la vitesse avec laquelle l'eau traverse le système lacustre. Ces simples relations statistiques forment le noyau central des modèles d'eutrophisation utilisés un peu partout dans le monde. Plus de 25 ans après leur développement initial, force est de constater qu'ils n'ont reçu aucune amélioration et qu'ils expliquent au mieux qu'environ 50% de la variabilité de R_p . Bien que plusieurs facteurs puissent, en théorie, affecter la rétention de P dans les sédiments, très peu (sauf peut-être la présence d'anoxie hypolimnétique, Nurnberg 1987) ont été intégrés aux modèles prédictifs de R_p . De plus, l'incertitude associée à ces modèles de rétention est plus grande pour les lacs à court temps de séjour hydrologique (< 3 ans). Or, plus de 90% des lacs du Québec ont des temps de séjour de moins de 3 ans.

2.0 OBJECTIFS

Les modèles d'eutrophisation courants n'arrivent pas à prédire correctement les concentrations en P observées dans les lacs des Laurentides lorsqu'ils sont appliqués en utilisant les valeurs de L et R rapportées dans la littérature. Nos observations suggèrent que la faiblesse de ces modèles provient de l'incertitude des coefficients d'exportation du P d'origine naturelle et anthropique, et aussi à notre compréhension insuffisante des mécanismes de rétention du P dans les lacs. Dans les sections suivantes, nous :

- 2.1 Quantifions les coefficients d'exportation de P spécifiques aux différentes unités du paysage et aux différents usages du territoire dans les Laurentides et en Estrie.
- 2.2 Développons des modèles de rétention lacustre de P tenant compte des spécificités hydrologiques et géochimiques des Laurentides et de l'Estrie.
- 2.3 À partir des résultats obtenus aux trois points précédents, nous développons des modèles purement empiriques et des modèles semi-empiriques explicites permettant la prédiction des concentrations en P résultant de l'ensemble des apports naturels et anthropiques. Ces outils d'aide à la décision permettront d'estimer le risque d'eutrophisation associé à de nouvelles sources anticipées de P.

3.0 TRAVAUX DANS LES LAURENTIDES (Richard Carignan et Olivier Perceval)

3.1 Méthodes

3.11 Choix des lacs et des ruisseaux

Les emplacements des 14 lacs et 96 ruisseaux choisis pour cette étude sont illustrés à la **figure L-2**. Afin d'augmenter la représentativité de la population de lacs, les données acquises entre 2000 et 2002 dans 16 lacs supplémentaires furent jointes à l'étude (**figure L-2**). Puisque deux de ces 30 lacs (Connelly et de l'Achigan) furent suivis entre 2000 et 2005, l'effectif total était de 28 (**annexe L-1**). Enfin, 32 lacs supplémentaires (**Annexe L-2**) furent échantillonnés en 2006 seulement afin de vérifier certains des modèles produits. Lorsque le volume des lacs était inconnu, des levés bathymétriques (minimum 5 000 points/km²) furent acquis au moyen d'un échosondeur de précision (Sonarlite, ± 2 cm) couplé à un dGPS Trimble Ag 132 [correction différentielle OmniStar (± 1 m)]. Les cartes bathymétriques numériques furent ensuite produites par interpolation linéaire des profondeurs (Vertical Mapper V. 2.6) et les volumes furent mesurés à l'aide du logiciel Surfer (V. 7.0)

Les bassins versants furent choisis de façon à ce qu'ils contiennent les principales unités de paysage et d'usage du territoire (forêts, milieux humides anciens et récents, perturbations liées au déboisement périphérique des habitations, au développement du réseau routier, et à la présence de chalets et résidences, etc.) rencontrées dans les Laurentides. Les bassins versants ont été sélectionnés après consultation des cartes topographiques numériques (1:20 000) de la base de données topographiques du Québec (BDTQ), de photographies aériennes (1:10 000) postérieures à 2001, et de cartes géologiques (1:50 000) de la commission géologique du Canada (Ressources naturelles Canada). La liste des variables reliées à la topographie, la géomorphologie, l'hydrologie, l'utilisation et l'occupation des sols et retenues pour la modélisation est présentée aux **tableaux L-1 et L-2**. Un total de 96 ruisseaux constituait l'ensemble du réseau hydrographique de ces bassins versants. Les sous-bassins versants associés aux tributaires des lacs ($n = 80$) sont principalement recouverts de forêts, avec, en moyenne, une couverture forestière $> 85\%$ de la superficie totale. Ces sous-bassins présentent des niveaux de perturbation très variables : le pourcentage de milieux ouverts (déboisés) par bassin versant varie ainsi entre 0 et 90%, la densité du réseau routier varie de 0 à 9,3 km/km² et l'indice de développement immobilier (nombre de constructions/km² de bassin versant) varie par deux ordres de grandeur. La géologie de la roche mère y est surtout composée d'anorthosite, de gabbro, de gneiss charnockitique et de mangérite. Le bassin versant d'un seul lac (Ouimet) est partiellement influencé par le complexe métamorphique de marbres et de roches calco-silicatées s'étendant entre Saint-Jovite et la région de l'Outaouais.

3.12 Établissement d'un modèle numérique d'élévation pour les Laurentides

Afin d'estimer les superficies, les altitudes moyennes et les pentes moyennes des bassins versants, un modèle d'élévation numérique (MEN) fut établi pour les Laurentides à partir de la topographie numérique de la Photocartotheque québécoise, MRN (BDTQ, 1:20 000). Le logiciel Vertical Mapper (V. 2.6) fut utilisé afin de construire un réseau de triangles irrégulier (TIN) à partir des courbes de niveau, des points cotés et des élévations des plans d'eau. Le TIN fut ensuite transformé en MEN (pixels de 15 m x 15 m) par interpolation des élévations nodales en

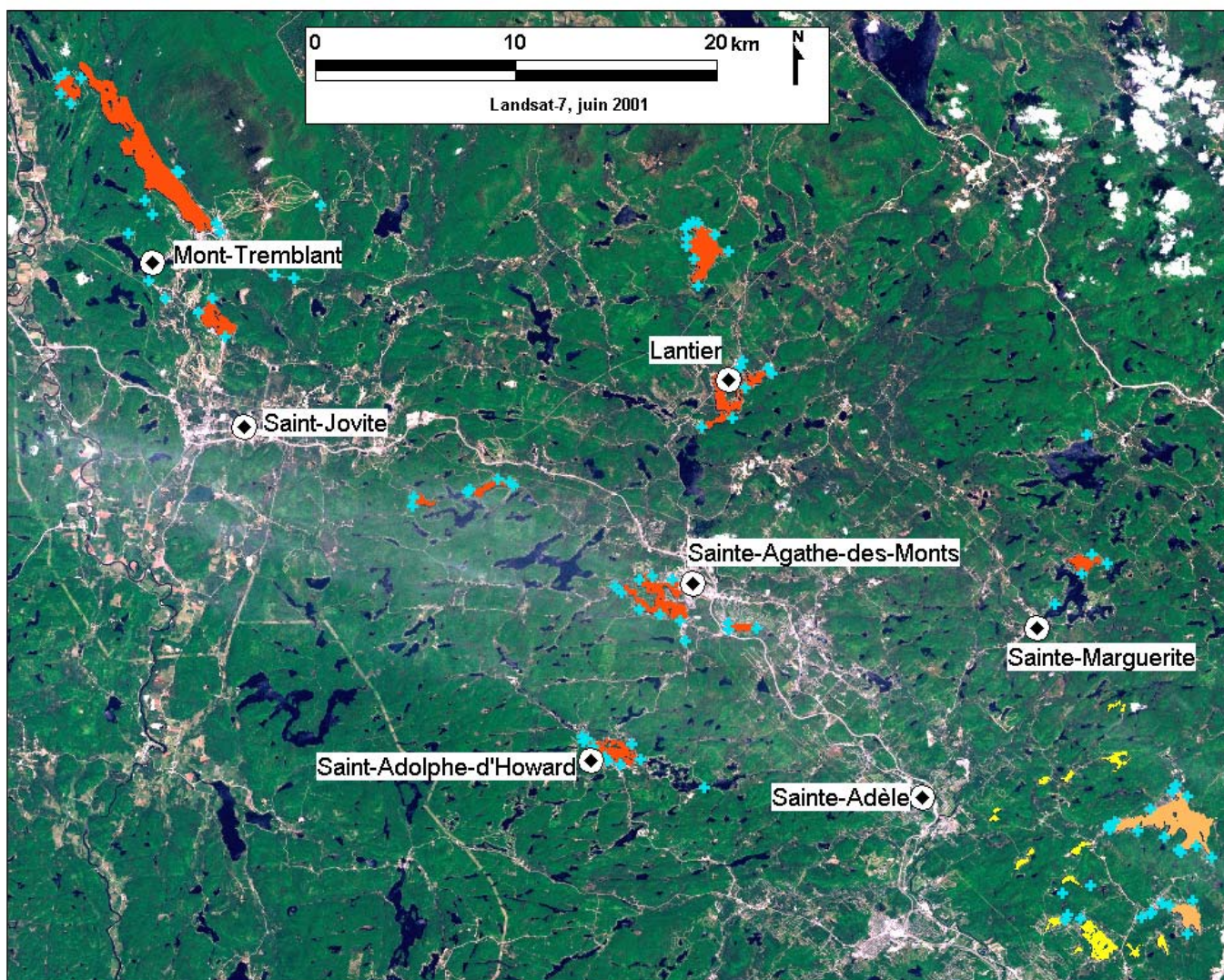
utilisant un polynôme du 5^e ordre. Une comparaison de ce MEN avec celui vendu par la Photocartotheque (120\$ par feuillet 1:20 000) révéla que la version commerciale comportait un artéfact indésirable « d'étagement » des élévations issu de la surabondance de pixels dont les élévations correspondaient à celles des courbes de niveau.

Dans les secteurs du lac de la Montagne Noire (31 km²) et de la Municipalité de Saint-Hippolyte (150 km²), une topométrie LiDAR détaillée (environ 10 points/m², précision verticale ± 15 cm) fut acquise (Systèmes Laser Mosaic Inc.) par la SBL en mai 2006 afin d'estimer l'exactitude des données altimétriques extraites des cartes numériques provinciales (BDTQ) et de maximiser la précision des superficies des petits bassins versants. La fonction Watershed (Idrisi32) fut utilisée après création de MENs (Vertical Mapper, pixels de 1 ou 2 m²) afin d'établir les superficies exactes des 27 bassins versants compris dans les polygones où l'altitude fut mesurée par LiDAR.

3.13 Photographie aérienne

Afin de mettre à jour les données d'occupation du territoire par l'homme et l'importance relative des milieux humides et des milieux ouverts, tous les bassins versants des lacs étudiés entre 2000 et 2005 ont été photographiés à l'échelle 1:10 000 ou 1:30 000 en 2002 et 2004 (Les Levés Aéroscan Inc.). Les images ont ensuite été numérisées, géoréférencées et orthorectifiées (Geomática, Orthoengine V. 8.2) après acquisition d'environ 1 000 points de contrôle au sol (± 1 m, correction différentielle OmniStar) à l'aide d'un dGPS Trimble Ag132.

Figure L-2. Localisation des 96 ruisseaux suivis de 2003 à 2006 (croix bleues), des 14 lacs suivis de 2003 à 2006 (rouge), et des 15 lacs suivis entre 2000 et 2002 (jaune). Les lacs suivis entre 2000 et 2006 sont indiqués en orangé).



3.14 Échantillonnage des lacs et des ruisseaux dans les Laurentides

Les échantillons d'eau destinés au dosage du phosphore total (PT), du phosphore total dissous (PTD) de l'azote total (NT), du nitrate+nitrite ($\text{NO}_3\text{-N}$), de l'ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), du carbone organique dissous (COD) et de la chlorophylle *a* furent effectués en duplicata à l'aide de bouteilles Nalgene® de 500 mL, préalablement lavées à l'eau distillée et rincées trois fois avec l'eau du lac ou du ruisseau. Les lacs furent échantillonnés mensuellement (de mai à novembre) à 10 profondeurs, en duplicata indépendants, à l'aide d'une bouteille Van Dorn. Pour les lacs étudiés entre 2000 et 2002, et en 2006, les échantillons furent prélevés mensuellement entre mai et novembre en triplicata indépendant à une profondeur de 1 m (2000-2002) ou à deux profondeurs épilimnétiques (2006) seulement.

Les 96 ruisseaux sélectionnés lors de cette étude ont été échantillonnés à environ 25 reprises durant chacune des années hydrologiques 2003-2004, 2004-2005 et 2005-2006. La fréquence d'échantillonnage variait selon leur débit : durant la crue printanière (habituellement de la fin mars à la mi-mai) les ruisseaux étaient échantillonnés jusqu'à deux fois par semaine, alors que pendant la période d'étiage (conditions de basses eaux) et la saison hivernale, les visites étaient espacées d'un mois. Chaque ruisseau était toujours échantillonné à un même site géo-référencé, généralement choisi en fonction de son accessibilité et de sa proximité au lac.

Parallèlement, des mesures de débit (L/s) étaient effectuées en triplicata à 29 de ces stations, à l'aide d'un courantomètre acoustique Sontek Flowtracker à effet Doppler, selon les méthodes standard de l'USGS programmées par le fabricant pour les ruisseaux et les ponceaux cylindriques. Les vitesses de courant furent ainsi mesurées à au moins trois points de la section transversale du cours d'eau à 0,6 fois sa profondeur maximale. Des mesures de pH et de conductivité ont également été effectuées au moyen d'une multi-sonde YSI 650 MDS calibrée dans les solutions-étalon appropriées. Les échantillons d'eau furent maintenus à l'obscurité, à une température voisine de 4 °C pendant quelques heures jusqu'à leur filtration (Gelman Supor 0,45µm pour le COD et le PTD, et Whatman GF/C pour la chlorophylle) et au transfert d'une portion aliquote dans des tubes à digestion pour les mesures de NT, PT et PTD.

3.15 Dosages chimiques

Les dosages chimiques furent effectués dans un délai de 12 heures (chlorophylle *a*), 24 à 48 heures (NO₃-N, NH₄-N) ou 5 jours au laboratoire de qualité des eaux de l'Université de Montréal. La chlorophylle *a* fut mesurée par spectrophotométrie après extraction à l'éthanol froid (Sartory et Grobelaar 1984; Nusch 1980). Le phosphore total fut mesuré (Murphy et Riley, 1962) par spectrophotométrie manuelle avant 2005 (trajet optique de 10 cm) et ensuite par auto-analyseur (Astoria2, limite de détection : 0,2 µg/L) après digestion à 120 °C en présence de persulfate de potassium. Un contrôle de qualité particulier fut appliqué aux mesures du PT et du PTD; les lots d'échantillons destinés au dosage du P étaient systématiquement accompagnés de contrôles certifiés dont la concentration nominale se situait entre 20 et 70 µg/litre (TP78-3 et TP80-3, fournis par le centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington, Ont.). Les différences entre les valeurs observées et les valeurs certifiées n'ont jamais dépassé 5%. Le NT fut mesuré après digestion alcaline au persulfate de potassium et mesuré sous forme de nitrate. L'ammonium et le nitrate furent mesurés par auto-analyse (Lachat, FIA, méthodes #10-107-04-1-B et #10-107-06-1-F) avec des limites de détection respectives de 5 et 1 µg/L. Le carbone organique dissous a été mesuré (Shimadzu TOC-5000) par combustion infrarouge après acidification et dégazage des échantillons par bullage à l'hélium, suivi d'une oxydation à 700°C catalysée au platine (Pt).

Tableau L-1. Abréviations, catégories et description des variables déterminées pour les 96 bassins versants de la région des Laurentides, et transformations utilisées pour ces mêmes variables dans les analyses en régression multiple de la section 3.22.

Abréviation	Catégorie	Description	Transformation
abv	morphométrie/ topographie	Superficie du bassin versant (km ²)	$\log_{10}(x)$
indicecomp	morphométrie/ topographie	Indice de compacité (= $P/(2 \times (\pi \times abv)^{0.5})$), où P est le périmètre du bassin versant	aucune
alt	morphométrie/ topographie	Altitude moyenne du bassin versant (m)	aucune
pen	morphométrie/ topographie	Pente moyenne du bassin versant (degrés)	aucune
indicetopo ^a	morphométrie/ topographie	Indice topographique ou de saturation (= $\ln(a/\tan \beta)$), où a est l'aire contributive spécifique et β est la pente locale, Beven et al. 1995)	aucune
orientation	morphométrie/ topographie	Orientation dominante (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO) du bassin versant	$\cos((\theta-180) \times \pi/180)$
dd	morphométrie/ topographie	Densité de drainage (= longueur totale des segments de cours d'eau du réseau hydrographique divisée par la superficie du bassin versant (km/km ²))	aucune
couvlac	occupation/usage du territoire	Portion du bassin versant occupée par des lacs (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
couvhum	occupation/usage du territoire	Portion du bassin versant occupée par des milieux humides (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
couvhum ^b	occupation/usage du territoire	Portion du bassin versant occupée par des milieux humides anciens (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
couvhum ^c	occupation/usage du territoire	Portion du bassin versant occupée par des milieux humides récents (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
couvfor	occupation/usage du territoire	Portion du bassin versant occupée par des milieux forestiers (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
couvouv	occupation/usage du territoire	Pourcentage de milieux ouverts dans le bassin versant(%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
densroute	occupation/usage du territoire	Densité du réseau routier dans le bassin versant (km/km ²)	$\log_{10}(x + 1 \times 10^{-6})$
densbat	occupation/usage du territoire	Nombre de bâtiments rapporté à la superficie du bassin versant (nb./km ²)	$\log_{10}(x + 1 \times 10^{-3})$

Tableau L-1. (suite et fin)

Abréviation	Catégorie	Description	Transformation
intermittent	hydrologie	Variable binaire indiquant des ruisseaux à écoulement intermittent ou à écoulement permanent	aucune
ecoultot	hydrologie	Écoulement annuel total (moyenne à long terme) (mm)	aucune
ecoulbase	hydrologie	Écoulement de base (moyenne à long terme), déterminé à l'aide de l'algorithme de Lyne-Hollick (mm)	aucune
ecoulcru	hydrologie	Écoulement rapide de crue (moyenne à long terme), défini par ecoultot–ecoulbase (mm)	aucune
ecoulprint	hydrologie	Écoulement printanier, défini par la proportion de l'écoulement total se produisant entre le 1 mars et le 31 mai (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
igne	géologie de la roche mère	Portion du bassin versant principalement composée de roches ignées (anorthosite, gabbro, mangérite, monzonite) (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$
meta	géologie de la roche mère	Portion du bassin versant principalement composée de roches métamorphiques (gneiss, amphibolite, marbre) (%)	$\arcsin((x)^{0.5})$

^a indice moyen calculé à partir de l'ensemble des pixels de 15 m × 15 m constituant le bassin versant

^b zones caractérisées par la présence d'arbres morts au sol

^c zones caractérisées par la présence d'arbres entiers morts sur pied

Tableau L-2. Caractéristiques topographiques, hydrologiques et géologiques et occupation/utilisation des sols des 96 bassins versants des ruisseaux étudiés dans la région des Laurentides. La signification des abréviations des différentes variables est donnée dans le Tableau L-1.

Variable	Tributaires (<i>n</i> = 80)			Exutoires (<i>n</i> = 16)		
	Moyenne	S.D.	Min.-Max.	Moyenne	S.D.	Min.-Max.
abv (km ²)	5,7	10,8	0,13-62,6	30,0	28,3	4,0-97,9
indicecomp	1,45	0,20	1,09-1,89	1,63	0,26	1,33-2,04
alt (m)	404	93,8	250-587	395	78,0	282-524
pente (degrés)	9,0	2,9	3,7-16,7	8,6	2,2	4,7-13,0
indictopo	7,336	0,324	6,435-8,197	7,354	0,302	6,759-7,739
dd (km/km ²)	1,84	0,70	0,04-4,21	1,37	0,43	0,67-2,09
couv lac (%)	3,2	4,9	0-28,3	12,2	5,9	3,7-26,6
couv mhum (%)	1,6	2,1	0-9,1	1,5	0,91	0-3,3
couv mhum a (%)	1,1	1,6	0-5,9	1,3	0,87	0-2,9
couv mhum r (%)	0,55	1,6	0-9,1	0,20	0,42	0-1,6
couv mfor (%)	87,9	12,7	9,0-100	78,8	6,5	61,2-86,5
couv mouv (%)	7,2	12,6	0-91,0	7,5	6,2	0,3-26,7
dens route (km/km ²)	1,78	1,60	0-9,27	2,49	1,01	1,57-6,05
dens bat (nb./km ²)	22,0	40,0	0-293	32,6	23,4	9,9-110,4
ecoul tot (mm)	625	67,0	462-728	575	75,5	462-724
ecoul base (mm)	258	41,7	183-349	230	40,8	182-325
ecoul crue (mm)	366	47,0	239-435	344	51,5	239-415
ecoul print (%)	48,0	4,3	42,1-61,4	49,7	4,6	43,0-58,1
igne (%)	85,7	33,4	0-100	92,7	22,3	10,6-100
meta (%)	14,2	33,5	0-100	7,3	22,3	0-89,5

3.16 Calcul des charges en COD, NT, PT et PTD

La détermination des coefficients d'exportation de COD, NT, PT et PTD associés aux différentes unités du paysage nécessite le calcul des charges annuelles en COD, NT, PT et PTD pour chacun des tributaires étudiés. À cet effet, nous avons déterminé 1) les débits journaliers des 96 ruisseaux sélectionnés et 2) leurs concentrations quotidiennes en COD, NT, PT et PTD. Pour chacun des 29 ruisseaux dont les débits étaient régulièrement mesurés, l'écoulement spécifique (L/s/km²) a été estimé pour chaque jour de l'année à l'aide d'un modèle de régression linéaire simple ou multiple utilisant les valeurs des débits journaliers enregistrés au niveau de 4 stations de jaugeage situées dans la région des Laurentides comme variables explicatives (stations de jaugeage MRN 040110 et 040122 de la Rivière du Nord, station MRN 040132 de l'exutoire du Lac Ludger, et station de jaugeage de l'exutoire du Lac Croche de l'Université de Montréal), et les mesures ponctuelles de débit du ruisseau échantillonné comme variable

dépendante. Le critère de sélection des variables indépendantes était basé sur la distance relative de la station de jaugeage par rapport au site échantillonné, ainsi que sur la maximisation du coefficient de détermination r^2 du modèle final. Chacun de ces 29 modèles expliquait entre 65 et 94% de la variation annuelle totale de l'écoulement spécifique à un site donné, et il y avait généralement une bonne correspondance entre les débits modélisés et les débits mesurés (voir la **figure L-3**).

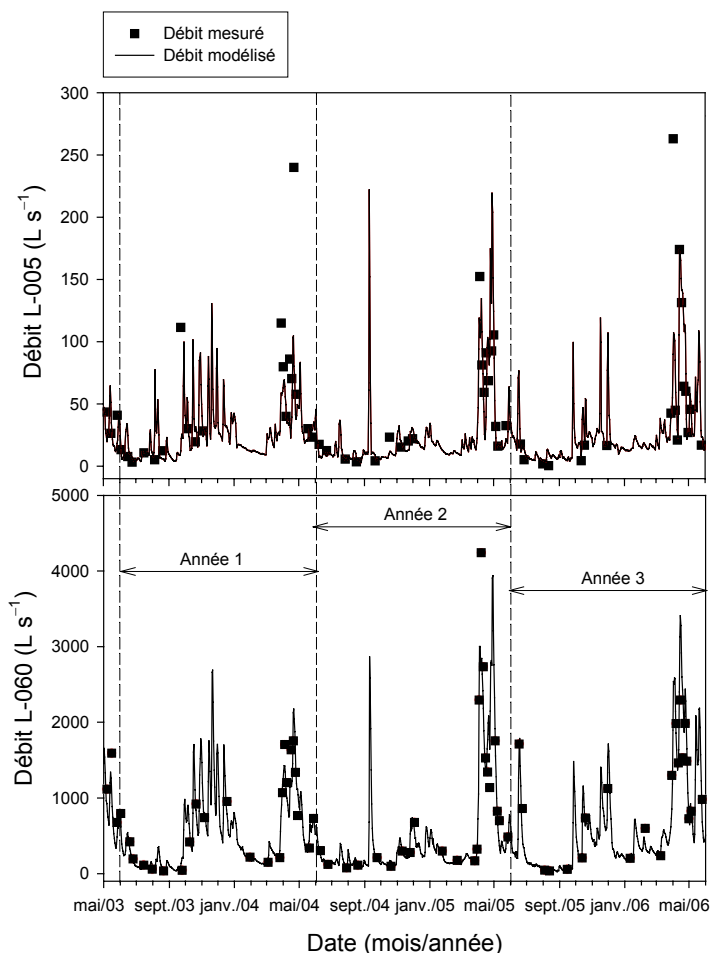
Les débits des 67 ruisseaux restants ont été estimés par analogie avec ceux dont les débits étaient connus. Chaque ruisseau dont le débit n'avait pas été mesuré lors des campagnes d'échantillonnage était associé à l'un des 29 ruisseaux de « référence », selon des critères de proximité et de ressemblance des caractéristiques topographiques et morphométriques de leurs bassins versants. À cet effet, une matrice de similarité S_{15} (coefficient de Gower pour descripteurs non-homogènes d'un point de vue dimensionnel) a d'abord été calculée à partir du tableau de données brutes contenant les coordonnées géographiques (longitude et latitude en coordonnées MTM), et les valeurs de superficie (km^2) de l'ensemble des bassins versants, ainsi que la densité de drainage (km/km^2), l'altitude moyenne (m), la pente moyenne (degrés), l'orientation dominante, et le pourcentage de territoire occupé par les lacs et les forêts. Ces 9 variables ont en effet été identifiées comme étant les variables clés contrôlant l'hydrologie de nos cours d'eau. Une pondération variable, favorisant la proximité géographique entre sous-bassins versants aux dépens de leurs caractéristiques topographiques a été attribuée aux différents descripteurs dans le calcul des similarités (Legendre et Legendre, 1998). Les ruisseaux ont finalement été regroupés hiérarchiquement selon la méthode d'association moyenne (UPGMA, algorithme de Lance et Williams) en fonction de ces similarités.

Pour chaque ruisseau, les concentrations de COD, NT, PT et PTD furent estimées pour chaque jour de l'année par interpolation linéaire entre les 20 à 25 dates annuelles d'échantillonnage. Les charges quotidiennes (g/j) en une station donnée sont le produit des débits journaliers (m^3/j) et des concentrations (g/m^3) en éléments. Les charges annuelles totales (kg/an) furent calculées par sommation des charges quotidiennes entre le 1^{er} juin et de 31 mai des années hydrologiques 2003-2004, 2004-2005 et 2005-2006. Les charges annuelles ainsi calculées étaient ensuite divisées par les superficies des bassins versants correspondants, pour donner le coefficient d'exportation spécifique ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$).

3.17 Élaboration des modèles d'exportation de phosphore, d'azote total et de carbone organique dissous

Parmi les 96 ruisseaux sélectionnés au départ, seuls 46 tributaires ont été retenus pour l'élaboration des modèles d'exportation. Les bassins versants des exutoires de lacs étaient d'emblée rejetés. Les sous-bassins versants des tributaires restants devaient présenter une superficie totale occupée par les lacs ne dépassant pas 5%, car les coefficients d'exportation calculés devaient représenter les apports en nutriments et COD de la portion terrestre du bassin versant. Finalement, les bassins versants retenus ne devaient pas être contenus (« nichés ») dans d'autres bassins versants (le taux de recoupement entre sous-bassins ne devait pas excéder 25%).

Figure L-3. Comparaison entre les débits mesurés ponctuellement à l'aide d'un courantomètre acoustique à effet Doppler et les débits journaliers modélisés à l'aide de l'approche décrite à la section 3.16, pour deux tributaires dont les bassins versants sont de tailles différentes (1,2 km² pour L-005 et 24,4 km² pour L-060).



L'approche utilisée consistait à comparer les meilleurs modèles de régression issus de chaque groupe de variables explicatives caractéristiques du bassin versant (**tableau L-1**) servant à prédire les valeurs des coefficients d'exportation spécifique du COD, de NT, du PT et du PTD, chaque catégorie de variables étant une source potentielle de variation pour ces coefficients d'exportation spécifique. Le processus de sélection des modèles était basé sur une approche utilisant la théorie de l'information décrite par Burnham et Anderson (Burnham et Anderson, 1998). Brièvement, des modèles concurrents étaient élaborés et classés à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC). Ce critère, qui permet de comparer la performance (i.e., le pouvoir de prédiction) des modèles candidats, est basé sur le calcul du maximum de vraisemblance et sur le nombre de variables incluses dans le modèle, et respecte le principe de parcimonie en pénalisant les modèles incluant un surplus de variables indépendantes. À l'intérieur de chaque groupe de variables explicatives (i.e., variables topographiques, variables liées à l'occupation et à l'utilisation du territoire, variables hydrologiques, variables géologiques), tous les modèles possibles étaient calculés de façon exhaustive ($2^p - 1$ modèles, où p est le nombre de variables à l'intérieur de chaque groupe), et classés selon un ordre ascendant

des valeurs de AIC, les meilleurs modèles correspondant aux plus faibles valeurs de AIC. Un modèle global incluant l'ensemble des variables clés identifiées à l'intérieur de chacune des catégories fut ensuite élaboré. À titre de comparaison, des modèles de régression multiple ont été élaborés de façon indépendante pour chacune des variables réponses à l'aide d'un processus de sélection des variables explicatives de type « stepwise ».

Afin de respecter les conditions d'application du test de régression linéaire multiple (i.e., linéarité des relations entre variables explicatives et variable réponse, normalité de la distribution des résidus du modèle et indépendance entre les résidus et les valeurs prédites par le modèle), une série de transformations répertoriées au **tableau L-1** a été appliquée aux variables explicatives. La transformation angulaire des pourcentages et proportions est justifiée par le fait que la plupart des variables d'occupation/utilisation des sols ont des distributions fortement asymétriques (soit avec des valeurs de pourcentage majoritairement comprises entre 0 et 10%, ou à l'inverse, des valeurs comprises entre 80 et 100%, voir **tableau L-2**) (Sokal et Rohlf, 1995). Les coefficients d'exportation spécifique (variables dépendantes) ont tous subi une transformation logarithmique (base 10). Les problèmes de multi-colinéarité causés par de fortes corrélations entre variables explicatives ($r > 0,7$) et conduisant à une mauvaise estimation des coefficients de régression, ont été diagnostiqués à l'aide des valeurs de tolérance associées aux variables incluses dans le modèle (tolérance $> 0,2$ dans tous les modèles présentés).

3.18 Budget en phosphore et calcul de la rétention du phosphore dans les lacs inclus dans les bassins versants étudiés

La rétention lacustre du P a été calculée pour les années hydrologiques 2003-2004, 2004-2005 et 2005-2006 sur un ensemble de 14 lacs inclus dans les bassins versants étudiés. Ces lacs sont le lac de l'Achigan (AC), de la Blanche (BL), Cardin (CD), Connelly (CO), Gervais (GE), Ludger (LU), de la Montagne Noire (MN), du Nord (DN), Ouimet (OU), Rougeaud (RO), des Sables (SA), Saint-Joseph (SJ), Tremblant (TR) et le lac à la Truite (UI).

Le budget hydrologique des lacs a d'abord été calculé pour chacune des trois années hydrologiques à partir des débits spécifiques modélisés des tributaires et des exutoires. Pour chacun des lacs, les apports en eau provenant de la portion résiduelle du bassin versant n'étant pas interceptée par un tributaire (i.e., n'ayant pas d'écoulement de surface), ou étant drainée par des tributaires mineurs non échantillonnés, ont été estimés à partir des modèles hydrologiques régionaux présentés à la **section 3.22**.

Le budget annuel en phosphore des lacs a également été établi à l'aide d'un simple bilan de masse à partir des apports directs en P des tributaires échantillonnés dans cette étude, de la charge en P provenant de la portion résiduelle du bassin versant n'ayant pas de drainage de surface, des apports en P liés aux dépôts atmosphériques, et des pertes mesurées à l'exutoire. Pour chacun des lacs, la charge provenant de la portion résiduelle du bassin versant a été estimée en multipliant les superficies des unités de paysage (forêt, milieux humides anciens et récents, milieux ouverts) composant cette partie du bassin par les coefficients d'exportation spécifique de ces unités, quantifiés à l'aide des modèles empiriques présentés dans la **section 3.23**. La contribution en P des habitations n'ayant pas été directement estimée dans cette étude, nous avons utilisé les coefficients d'exportation mesurés par Crago (2004) dans la région des Basses Laurentides (municipalités de Saint-Hippolyte, Sainte-Anne-des-Lacs et Saint-Sauveur-des-

Monts). La valeur moyenne de ces coefficients est de 0,105 kg de P/habitation/an (ou 0,045 kg de P/capita/an) pour les habitations équipées d'installations septiques individuelles. L'apport direct de P par les précipitations sèches et humides dans la région des Laurentides a été évalué à 6 mg/m²/an (Station de biologie des Laurentides).

La rétention lacustre en P (R_P) est exprimée comme:

$$R_P = (L_P - S_P)/L_P \quad (\text{Éq. L-2})$$

où L_P est la charge annuelle totale en P (kg/an) et S_P est la perte annuelle en P à l'exutoire (kg/an).

Les incertitudes introduites dans le calcul du budget en P des lacs sont principalement associées à des erreurs possibles i) dans les budgets hydrologiques, ii) dans l'estimation des dépôts atmosphériques, iii) dans les budgets chimiques en rapport avec la fréquence d'échantillonnage des ruisseaux, et iv) dans l'estimation des charges en P des portions résiduelles des bassins versants.

3.19 Modèles de qualité des eaux en lac

Deux approches ont été employées afin de modéliser les concentrations en phosphore total (PT) et en carbone organique dissous (COD) dans les lacs des Laurentides.

En premier lieu, nous avons procédé par régression multiple :

$$[P] = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \dots + \beta_n X_n \quad (\text{Éq. L-3})$$

où $[P]$ est la concentration en phosphore, β_n sont les coefficients de la régression et X_n représente les variables indépendantes décrivant certaines propriétés des lacs ou de leurs bassins versants, telles la morphométrie et l'utilisation du territoire. La liste des variables est présentée à l'**Annexe L-1**. Afin de faciliter la compréhension du rôle tenu par chaque variable, nous présentons à la fois des versions linéaires et transformées (\log_{10}) de ces modèles empiriques. Dans le cas des modèles linéaires, des variables composées tenant compte de la taille du milieu récepteur (ex : « batim/VOL », « batim/AL », « MHBV/VOL ») furent ajoutées à la liste des variables indépendantes afin d'obtenir des relations significatives. La méthode « Stepwise forward-selection » avec $F = 4$ fut utilisée pour déterminer les variables explicatives. Ces régressions multiples furent calculées pour trois périodes de l'année, soient le printemps (PTp), l'été (PTe) et la période libre de glaces (PTa). La linéarité des relations entre les variables explicatives et la variable réponse, la normalité de la distribution des résidus du modèle et l'indépendance entre les résidus et les valeurs prédites par le modèle furent ensuite vérifiées.

Dans certains cas, des modèles alternatifs furent établis en supposant que le volume ou la profondeur moyenne des lacs étaient inconnus afin de généraliser l'utilité des équations – au prix d'une perte de justesse des prédictions – à l'ensemble des lacs des Laurentides. Certains des modèles n'apparaissent que dans le but d'illustrer la progression d'un raisonnement, alors que d'autres pourront servir directement à la prédiction des teneurs en PT ou en COD. Ces derniers

sont identifiés par le symbole « ◀ » suivi d'une brève description du type de lac auquel ils sont applicables.

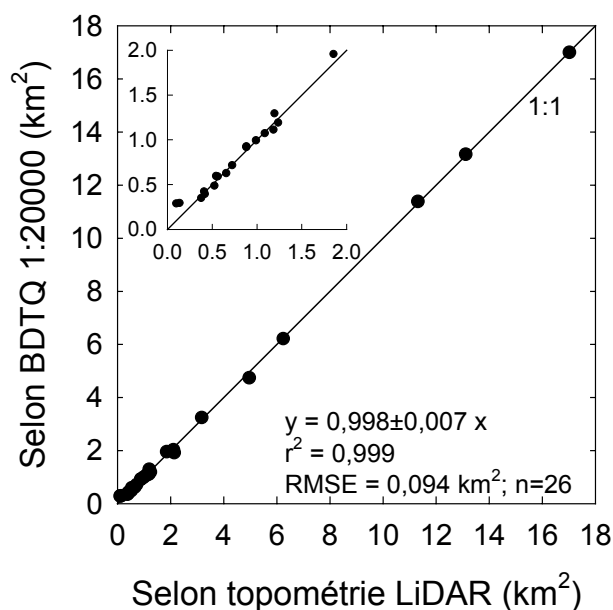
En second lieu, nous avons ajusté les coefficients du modèle explicite de capacité de support (**équation L-1**, Dillon et al. 1994) aux valeurs de L_p (forêt, milieux humides, milieux ouverts, habitations) et R_p mesurées dans les Laurentides (voir **sections 3.22** et **3.23**).

3.2 Résultats et discussion

3.21 Délimitation des bassins versants selon les cartes topographiques (1:20 000) et selon la topométrie LiDAR

Une comparaison des élévations des courbes de niveau BDTQ aux élévations issues des données LiDAR (± 15 cm) donne des résidus dont la distribution est centrée sur 0 m, mais dont l'écart-type atteint 4,0 m ($n = 100$). La comparaison des superficies de bassins versants déterminées manuellement selon les courbes de niveau et le MEN issu des cartes topographiques numériques (BDTQ, 1:20 000) et automatiquement selon la topométrie LiDAR indique que la précision des superficies de bassin versant déterminées selon les cartes topographiques est généralement très satisfaisante (**figure L-4**). En effet, l'erreur résiduelle inhérente à l'utilisation des cartes BDTQ pour la délimitation des bassins versants est de l'ordre de $\pm 0,094$ km². Cependant, afin de diminuer le risque d'erreur de superficie associée aux petits bassins versants, nous avons décidé, pour le reste des analyses, de ne pas tenir compte des valeurs des débits et des charges spécifiques issues des bassins versants dont la superficie était inférieure à 0,75 km² (à l'exception des petits bassins versants pour lesquels nous disposons de relevés LiDAR). Ainsi, la taille de notre échantillon passe de 96 à 82 ruisseaux pour le modèle régional d'écoulement spécifique et de 58 à 46 tributaires pour les modèles d'exportation spécifique du COD, de NT, du PT et du PTD.

Figure L-4. Comparaison des superficies de bassins versants estimées selon les cartes topographiques numériques de la BDTQ (1:20000) et mesurées à l'aide de relevés altimétriques LiDAR, pour un sous-ensemble de 26 tributaires de la région des Laurentides. Une valeur aberrante (bassin L-043, 6,4 km²) montrant une différence de 0,75 km² entre les deux méthodes a été exclue de cette analyse.



3.22 Hydrologie des ruisseaux

L'écoulement spécifique moyen est relativement élevé pour l'ensemble des ruisseaux sélectionnés ($n = 82$), avec une moyenne de $19,8 \text{ L/s/km}^2$ calculée entre le 1^{er} juin 2003 et le 31 mai 2004, une moyenne de $17,6 \text{ L/s/km}^2$ pour la période du 1^{er} juin 2004 au 31 mai 2005 et une moyenne de $21,4 \text{ L/s/km}^2$ pour celle du 1^{er} juin 2005 au 31 mai 2006 (**figure L-5**). Les variations de moyenne des débits spécifiques entre les trois années hydrologiques sont significatives (test de comparaisons multiples de Tukey, $P < 0,05$), et peuvent être expliquées par des différences marquées dans le régime des précipitations. Entre le 1^{er} juin 2003 et le 31 mai 2004, les précipitations sous forme de pluie à la station météorologique de Saint-Hippolyte étaient de 1039 mm, et celles sous forme de neige de 270 cm, comparativement à un total de 776 mm de pluie et 259 cm de neige enregistré durant l'année hydrologique 2004-2005, et à un total de 952 mm de pluie et 309 cm de neige l'année suivante. Les hauteurs maximales de neige au sol étaient de 80 cm durant l'hiver 2003-2004, de 106 cm durant l'hiver 2004-2005 et de 118 cm durant l'hiver 2005-2006 (**figure L-6**). L'examen de la répartition des débits entre les différentes saisons (**figure L-5**), et des hydrogrammes de la Rivière du Nord et des exutoires du Lac Ludger et du Lac Croche (**figure L-6**) révèle une crue automnale beaucoup plus importante durant l'année 2003-2004 et des débits hivernaux relativement élevés, mais une crue printanière sensiblement plus faible que celles observées durant les années 2005 et 2006.

Figure L-5. *Box plots* présentant la distribution des valeurs de l'écoulement spécifique moyen de l'ensemble des ruisseaux de la région des Laurentides ($n = 82$) pour trois années hydrologiques consécutives. Les différentes lettres indiquent des moyennes significativement différentes (test de comparaisons multiples de Tukey, $P < 0,05$). La ligne dans chaque « boîte » représente la valeur médiane, les lignes inférieure et supérieure représentent les 25^e et 75^e percentiles, les barres d'erreurs les 10^e et 90^e percentiles, et les points les « outliers ». Les diagrammes en pointe de tarte représentent les quantités moyennes d'eau (exprimées en pourcentage du débit annuel total) s'écoulant au printemps, en été, à l'automne et en hiver.

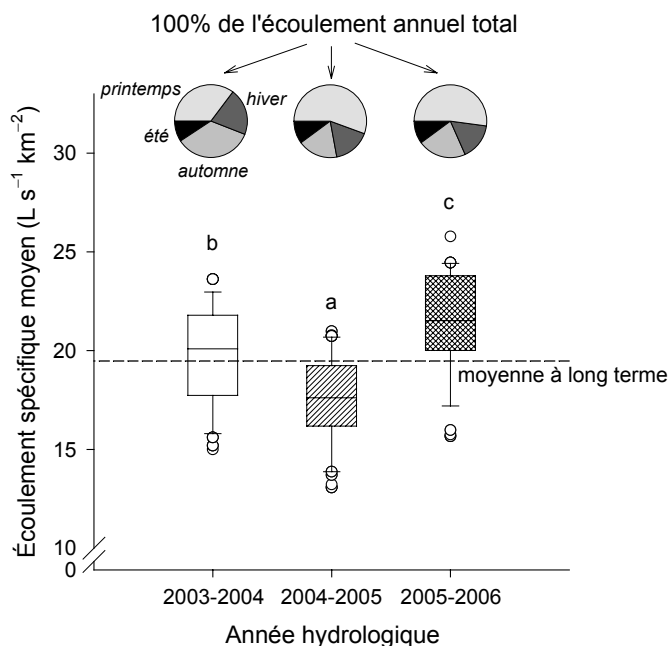


Figure L-6. Écoulement spécifique journalier mesuré au niveau des stations de jaugeage de la Rivière du Nord (à Saint-Jérôme et à Sainte-Agathe) et des exutoires des lacs Ludger et Croche durant les années hydrologiques 2003-2004, 2004-2005 et 2005-2006. Les précipitations sous forme de pluie et la hauteur de neige au sol mesurées à la station météorologique de Saint-Hippolyte sont également indiquées.

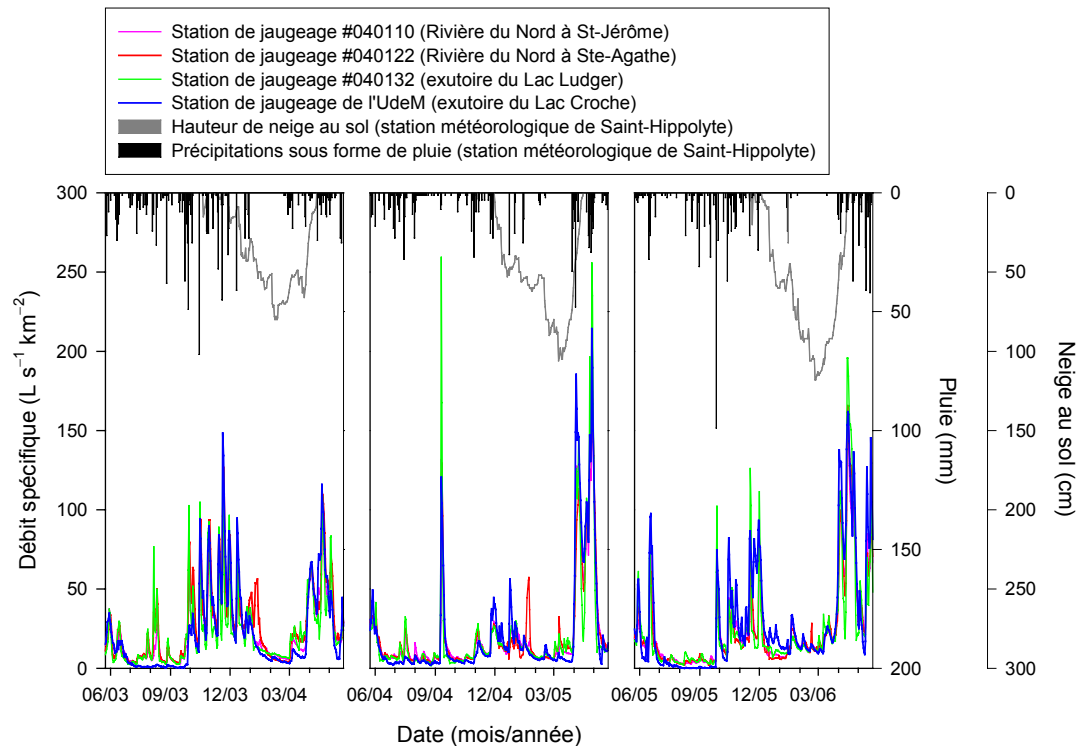
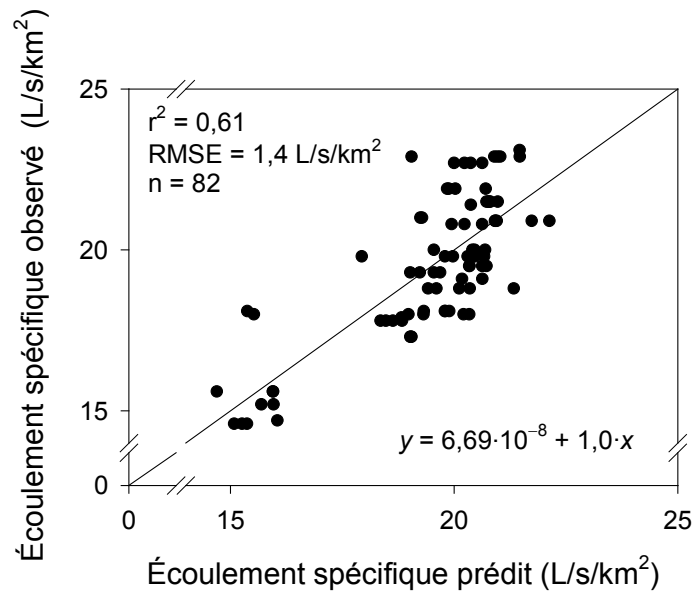


Figure L-7. Relation entre l'écoulement spécifique observé et les valeurs prédites selon le modèle empirique donné par l'équation L-4 pour l'ensemble des ruisseaux étudiés dans la région des Laurentides.



Les variations de rendement hydrologique entre les différents bassins versants de la région peuvent également être expliquées par des différences dans leurs caractéristiques topographiques et morphométriques. Entre 2003 et 2006, l'écoulement annuel moyen dans la région des Laurentides a varié de façon significative selon les coordonnées géographiques des sites d'échantillonnage (LONG et LAT en km, coordonnées MTM), l'altitude moyenne du bassin versant (ALT, en m) et sa pente moyenne (PENTE, en degrés).

$$\text{Écoulement spécifique (L/s/km}^2\text{)} = 390 + 0,0607 \text{ LONG} - 0,0769 \text{ LAT} + 0,0098 \text{ ALT} + 0,343 \text{ PENTE} \quad (\text{Éq. L-4})$$

Cette relation explique plus de 60% de la variation totale des débits spécifiques de l'ensemble des ruisseaux étudiés (**figure L-7**), avec la longitude, l'altitude, la latitude et la pente expliquant respectivement 26, 23, 7 et 5% de cette variation. L'inclusion de la longitude et de la latitude dans le modèle pourrait refléter des différences locales dans le régime des précipitations et des températures. Ainsi, les bassins versants situés dans la partie sud-est de l'aire d'étude sembleraient recevoir plus de précipitations, ce qui pourrait expliquer que leurs ruisseaux coulent davantage (pour des superficies de bassin versant équivalentes). Les facteurs hydrométéorologiques varient également selon l'altitude, avec une augmentation des précipitations pour les bassins versants situés en plus haute altitude. La faible influence de la pente est quant à elle, plus difficile à expliquer. Une pente faible favorise un écoulement de surface plus lent et plus exposé à l'évapotranspiration. Un effet apparent de la pente pourrait aussi résulter de l'épaisseur plus grande de dépôts meubles sur les pentes faibles, donnant lieu à un écoulement phréatique (non mesuré) plus important.

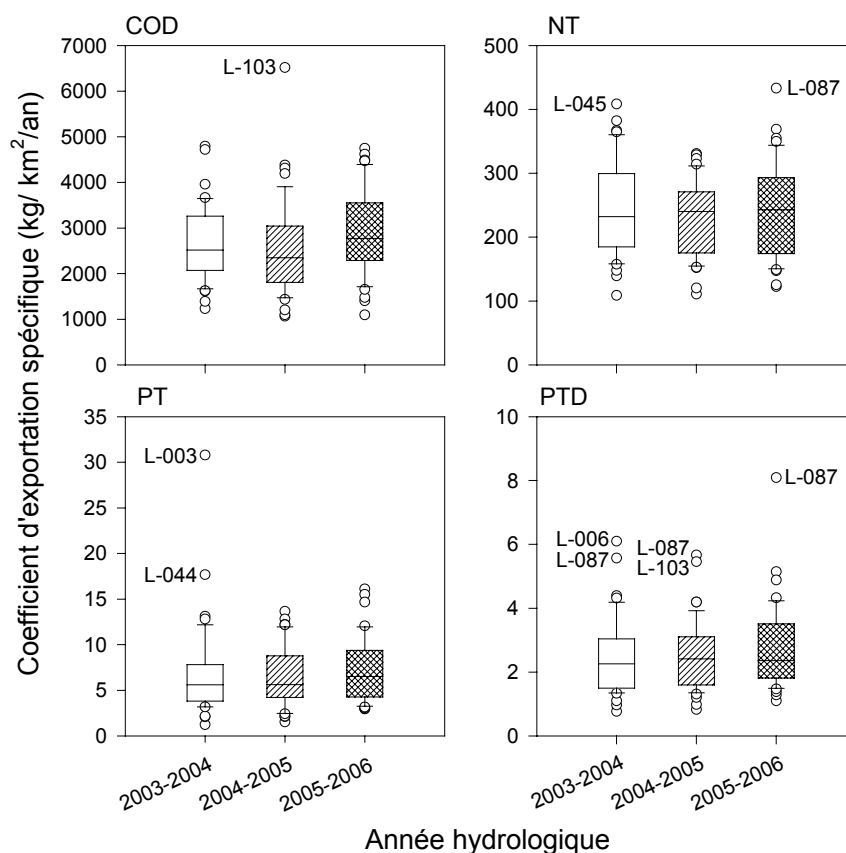
3.23 Exportation du COD, de NT, du PT et du PTD par le réseau hydrologique

Les charges annuelles spécifiques en COD, NT, PT et PTD des 46 tributaires retenus pour l'élaboration des modèles d'exportation ne varient pas en fonction de l'année hydrologique (ANOVA à un critère de classification, $P > 0,05$ tous les cas) (**figure L-8**), laissant supposer que les variables hydrologiques largement contrôlées par l'intensité des précipitations ont peu d'influence immédiate sur l'exportation spécifique en COD et nutriments des bassins versants vers les milieux aquatiques récepteurs. Pour l'ensemble de ces tributaires, l'exportation spécifique du PT est positivement corrélée à celle de NT ($r = 0,70$; $P < 0,0001$), et celle du COD semble quant à elle reliée à l'exportation du PTD ($r = 0,66$; $P < 0,0001$). Il existe également une corrélation positive significative entre PT et PTD (en $\text{kg/km}^2/\text{an}$) ($r = 0,62$; $P < 0,0001$), entre NT et PTD ($r = 0,56$; $P = 0,0001$), et à un moindre niveau, entre NT et COD ($r = 0,34$; $P = 0,0205$).

Les valeurs des coefficients d'exportation spécifique de COD associées aux 46 sous-bassins versants sélectionnés sont comprises entre 1200 et 6500 $\text{kg C/km}^2/\text{an}$, avec une moyenne globale de 2835 $\text{kg C/km}^2/\text{an}$ pour l'ensemble des tributaires pour les trois années hydrologiques. Ces valeurs sont comparables à celles observées pour des bassins versants forestiers de la région du Dorset, dans le centre de l'Ontario (990-9080 $\text{kg C/km}^2/\text{an}$) (Dillon et Molot, 1997). Les charges spécifiques en NT, PT et PTD varient quant à elles entre 115 et 353 $\text{kg/km}^2/\text{an}$, 1,9 et 19,2 $\text{kg/km}^2/\text{an}$, et 1,0 et 6,4 $\text{kg/km}^2/\text{an}$, respectivement (moyenne des trois années hydrologiques). Le coefficient moyen d'exportation de NT associé aux sous-bassins versants

étudiés est de 241 kg N/km²/an. Cette valeur est plus de deux fois supérieure à celle suggérée par Bayley et al. (1992) pour un petit bassin versant forestier (0,56 km²) de la région des lacs expérimentaux (ELA) en Ontario (97 kg N/km²/an), mais est comprise dans la gamme des valeurs obtenues par Lepistö et al. (1995) pour des bassins versants non-perturbés de la forêt boréale en Finlande et en Suède (117 à 452 kg N/km²/an). Le coefficient moyen d'exportation de PT calculé pour les sous-bassins versants de la région des Laurentides est de 6,9 kg P/km²/an. Cette valeur se situe dans la gamme des valeurs suggérées par Dillon et Kirchner (1975) pour le sud ontarien pour des bassins versants forestiers situés sur une assise géologique ignée (2,5-7,7 kg/km²/an). Cette valeur est également proche de celle observée par Dillon et Molot (1997) pour des bassins versants forestiers situés dans la région du Dorset, dans le centre de l'Ontario (8,1 kg P/km²/an). Enfin, nos estimations des coefficients d'exportation spécifique pour le PT sont comparables à celles de Crago (2004), qui rapporte des valeurs comprises entre 2,1 et 23 kg P/km²/an (avec une moyenne de 10,7 kg P/km²/an; $n = 15$) pour des bassins versants forestiers des Basses Laurentides. Dans cette même étude, les valeurs des coefficients d'exportation spécifique de PTD variaient entre 1,4 et 11,6 kg/km²/an. Dans notre étude, près de 38% du P exporté des bassins versants par les tributaires l'est sous forme dissoute.

Figure L-8. *Box plots* présentant la distribution des valeurs des coefficients d'exportation spécifique du carbone organique dissous (COD), de l'azote total (NT), du phosphore total (PT) et du phosphore total dissous (PTD) pour les 46 ruisseaux retenus pour l'élaboration des modèles d'exportation spécifique. Les tributaires présentant des coefficients d'exportation spécifique dont les valeurs sont identifiées comme « outliers » sont également indiqués.



Les sous-bassins versants présentant des coefficients d'exportation spécifique de PTD « anormalement » élevés, étaient soit situés dans des zones caractérisées par un développement résidentiel élevé (L-006; densbat = 105 bâtiments/km²), ou avaient une portion importante de leur surface occupée par des milieux ouverts (L-103; couvmouv = 41%), ou des milieux humides (L-087; couvmhum = 9%). Le sous-bassin versant du tributaire L-103 se distingue également par une pente moyenne relativement faible (6°). Enfin, aucune des caractéristiques morphométriques, topographiques ou liées à l'occupation du territoire mesurées dans cette étude ne permet de distinguer les sous-bassins versants des ruisseaux L-003 et L-044 de l'ensemble des autres bassins versants.

Les relations entre les coefficients d'exportation spécifique en COD, NT, PT et PTD des sous-bassins versants sélectionnés et les principaux attributs du paysage sont présentées dans le **tableau L-3**. Entre 2003 et 2006, l'exportation moyenne de COD des bassins versants forestiers de la région des Laurentides semble principalement contrôlée par les caractéristiques morphométriques de ces derniers. Les modèles élaborés à partir des autres groupes de variables explicatives (i.e., variables liées à l'occupation et à l'utilisation des sols, variables hydrologiques) n'ayant que des pouvoirs prédictifs très faibles (résultats non-présentés). Un modèle global comprenant la pente moyenne du bassin versant (-), son orientation dominante (+) et l'intensité de l'écoulement printanier (ecoulprint) (+) explique plus de 45% de la variation totale des charges spécifiques en COD. La décomposition de la biomasse végétale constituée de cellulose et de matière organique ligneuse est à l'origine de la formation des substances humiques du sol, pouvant représenter entre 70 et 80% du pool total de matière organique dans les sols et l'eau (Wetzel, 2001). Le carbone organique dissous d'origine allochtone est formé à plus de 50% de ces substances humiques (i.e., acides humiques et acides fulviques). Il est généralement admis que la vitesse de dégradation de cette matière organique détritique et la production de COD dans les sols sont en partie contrôlées par l'activité métabolique des microorganismes (McDowell et Likens, 1988), elle-même dépendante de la température du sol (Christ et Martin, 1996). Ainsi, en Ontario et au Québec, les concentrations maximales de COD dans les ruisseaux des bassins versants forestiers sont souvent observées durant la saison estivale (p. ex., Naiman, 1982; Schindler et al., 1992). Au niveau des moyennes et hautes latitudes de l'hémisphère nord, dans une même région géographique, les bassins versants faisant face au sud ont généralement un degré d'ensoleillement plus important que ceux orientés au nord, et par conséquent, les températures au sol qui y sont mesurées sont également plus élevées. Ces variations du régime thermique des sols en fonction de l'orientation dominante pourraient ainsi expliquer le fait que dans la région des Laurentides, les bassins versants exposés au sud exportent davantage de COD par unité de surface drainée.

Le modèle de régression multiple obtenu suggère également que la quantité de COD exportée dans les tributaires augmente avec une diminution de la pente de leurs bassins versants. L'influence de la pente du bassin versant sur la concentration de COD dans les lacs est les ruisseaux est bien documentée dans la littérature (Rasmussen et al., 1989; Mulholland, 1997; D'Arcy et Carignan, 1997; Frost et al., 2006). Rasmussen et al. (1989) observent une corrélation négative entre la couleur de l'eau (substitut du COD) et la pente du bassin versant pour 287 lacs de tête du Canada et du nord des États-Unis; ils expliquent cette relation inverse par une augmentation de la dissolution de la matière humique des sols dans des systèmes où l'eau

s'écoule lentement (voir l'influence de la pente sur la vitesse d'écoulement de l'eau, paragraphe 3.22). En outre, les auteurs avancent l'argument que l'épaisseur de l'horizon organique du sol diminue avec une augmentation de la pente du bassin versant, ce qui augmenterait la probabilité que l'eau percolant à travers le sol rencontre l'horizon B, qui a la propriété de retenir le carbone organique dissous. D'Arcy et Carignan (1997) qui rapportent une relation inverse entre la pente du bassin versant et la concentration de COD dans les eaux de surface d'une trentaine de lacs situés dans l'est du Québec suggèrent, quant à eux, une influence de la pente dans le développement de surfaces saturées dont l'importance détermine le sort des substances dissoutes produites par le plancher forestier (p. ex., carbone organique dissous et phosphore dissous).

Puisque les processus biogéochimiques à l'œuvre dans le sol présentent une structure verticale marquée, la nature de l'écoulement de l'eau se déplaçant au travers du plancher forestier (superficiel vs profond) doit avoir un effet sur la composition chimique des eaux des systèmes aquatiques récepteurs. Ainsi, le développement des zones de saturation près des ruisseaux durant les épisodes de ruissellement élevé déterminera si les substances dissoutes produites au niveau des sols forestiers sont exportées vers les tributaires ou retenues dans les sols. Enfin, nos résultats suggèrent que les variations locales de l'intensité de l'écoulement printanier, qui dépendent essentiellement de la hauteur de neige accumulée au sol durant l'hiver, influencent la quantité de COD exportée des bassins versants par les tributaires. Durant les périodes de faible débit, les concentrations de COD ont tendance à augmenter dans les sols (Wetzel, 2001). Un déclin rapide de ces concentrations, proportionnel à la quantité d'eau percolant à travers la couche superficielle du sol, se produit généralement au printemps lors de la fonte des neiges, ou durant les épisodes de fortes pluies (Hornberger et al., 1994; Hinton et al., 1997). Ce déclin des concentrations de COD dans les sols est alors suivi d'une augmentation des concentrations de COD dans les ruisseaux et les lacs.

Les variations des coefficients d'exportation spécifique de NT dans la région des Laurentides sont essentiellement expliquées par des caractéristiques liées à l'utilisation et à l'occupation du territoire (**tableau L-3**). Un modèle global incluant le pourcentage de la surface du bassin versant occupée par la forêt (couvmfor) (-) et les milieux humides récents (couvmhum) (+), l'écoulement de crue (ecoulcrue) (+), et le niveau de développement résidentiel (densbat) (+) explique 60% de la variation totale des charges spécifiques de NT. Dans la littérature, les milieux humides dont la formation est le plus souvent reliée à l'activité du castor (*Castor canadensis*) sont rapportés comme étant à la fois des sources et des puits pour N et P selon la période de l'année à laquelle les bilans de masse sont établis. La rétention de N et de P dans un étang de castor semble contrôlée par certaines variables hydrologiques, en particulier l'intensité du ruissellement de surface et le temps de résidence des eaux dans la retenue (Devito et Dillon, 1993). Elle peut également être modulée par l'assimilation des nutriments par les producteurs primaires, et par la par remobilisation de P et de N à partir des sédiments, surtout pendant de longues périodes d'anoxie. Ainsi, en été, dans des conditions de faibles débits et avec une augmentation de l'évapotranspiration et de la prise en charge des nutriments par le biota, il y aurait rétention nette de nutriments au niveau des milieux humides. À l'inverse, au printemps, quand les débits sont les plus élevés et que la prise en charge biologique est faible, il y a exportation nette de nutriments par les milieux humides (Devito et al., 1989). En effet, l'accumulation initiale de matériaux forestiers submergés et l'apport en matière organique par les castors contribuent à enrichir ces milieux en nutriments (Naiman et al., 1994). Dans les

Laurentides, pour l'ensemble des trois années hydrologiques, les milieux humides sont une source majeure de NT, de PT et de PTD (**tableau L-3**), possiblement en raison de l'importance de la crue de printemps dans le bilan hydrologique annuel des bassins versants dans la région (**figure L-5**). En accord avec ce résultat, Pellerin et al. (2004) ont montré que près de 79% de la variation totale des concentrations d'azote organique dissous (DON) dans des ruisseaux et rivières du nord-est des États-Unis pouvait être expliquée par le pourcentage de milieux humides dans leurs bassins versants. Les modèles d'exportation spécifique élaborés par Dillon et al. (1991) pour 32 bassins versants de ruisseaux forestiers du centre de l'Ontario suggèrent également que les milieux humides sont une source importante de PT et d'azote organique total.

Tableau L-3. Meilleurs modèles de régression multiple (modèles globaux) prédisant les variations des coefficients d'exportation spécifique du COD, de NT, du PT et du PTD ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$) pour les 46 sous-bassins versants sélectionnés dans la région des Laurentides. Les variables dépendantes ont subi une transformation logarithmique afin de respecter les conditions d'application des analyses de régression (i.e., distribution normale des résidus du modèle et indépendance entre les résidus et les valeurs prédites par le modèle). Les transformations utilisées pour les variables explicatives sont indiquées dans le tableau L-1.

Variable dépendante	r^2	F ratio	$p(F)$	Terme	Coef.	Erreur-type	$p(t)$
$\log_{10}\text{COD}$	0,47	12,2	<0,0001	constante	2,775	0,294	<0,0001
				pente	-0,0259	0,0060	<0,0001
				orientation	0,0506	0,0225	0,0299
				ecoulprint	0,0200	0,0064	0,0031
$\log_{10}\text{NT}$	0,60	15,6	<0,0001	constante	2,581	0,154	<0,0001
				couvhumr	0,0068	0,0029	0,0231
				couvfor	-0,0060	0,0018	0,0016
				densbat	0,0242	0,0099	0,0183
				ecoulcrue	0,00058	0,00029	0,0480
$\log_{10}\text{PT}$	0,61	15,4	<0,0001	constante	0,895	0,079	<0,0001
				abv	-0,0993	0,0359	0,0085
				pente	-0,0135	0,0077	0,0876
				couvhumr	0,0179	0,0048	0,0006
				densbat	0,0680	0,0124	<0,0001
$\log_{10}\text{PTD}$	0,66	12,9	<0,0001	constante	-0,758	0,298	0,0149
				abv	-0,194	0,039	<0,0001
				orientation	0,0628	0,0231	0,0097
				couvhumr	0,0104	0,0042	0,0173
				couvhumr	0,0283	0,0041	<0,0001
				densbat	0,0401	0,0112	0,0010
				ecoulprint	0,0244	0,0063	0,0010

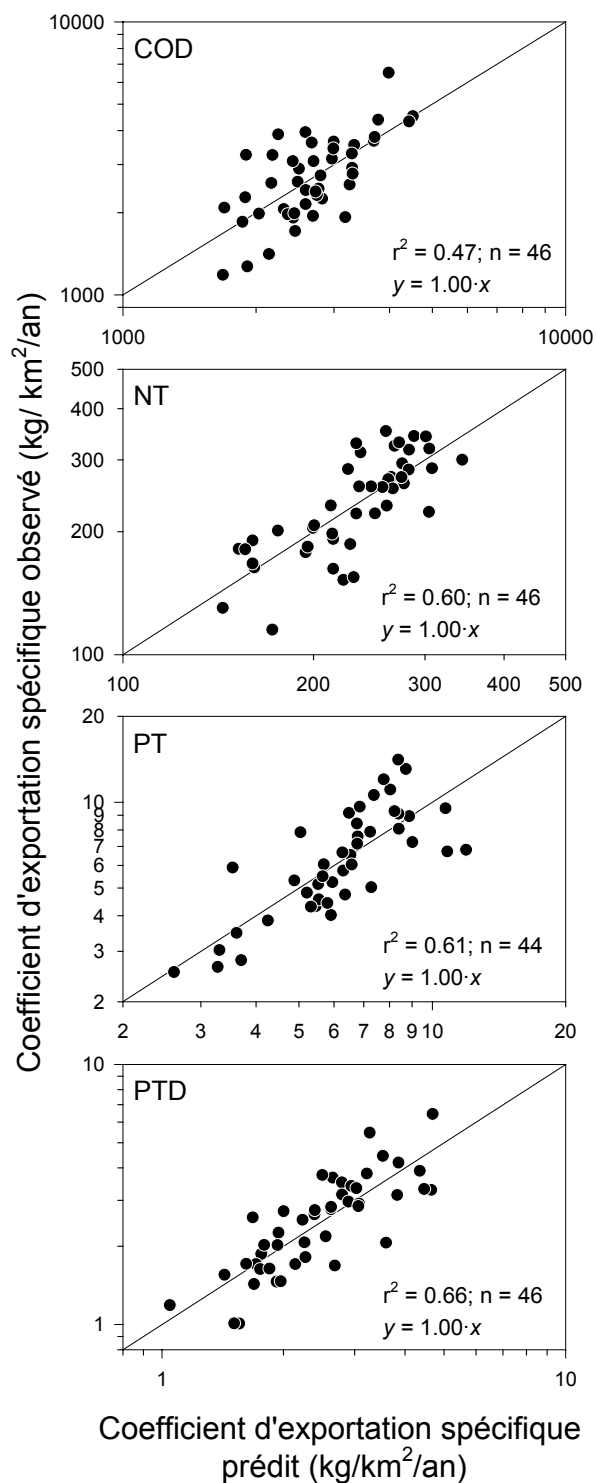
Le développement résidentiel semble également contribuer de façon significative, via les installations septiques et/ou l'épandage de fertilisants sur les pelouses, à la charge spécifique en NT (mais aussi en PT et PTD, voir **tableau L-3**) dans l'ensemble des tributaires étudiés. Le coefficient de régression négatif associé à la variable *couvvmfor* dans le modèle indique quant à lui une rétention de l'azote dans les milieux forestiers. À l'inverse, le déboisement d'un territoire entraîne le plus souvent une accélération des pertes en azote des bassins versants (e.g., Likens et al., 1970). Les effets du déboisement sur un bassin versant forestier sont multiples et ils comprennent 1) une réduction marquée de la transpiration de la végétation et par conséquent une augmentation du ruissellement de surface entraînant une érosion des sols et un lessivage accru des nutriments liés aux particules vers les milieux aquatiques récepteurs, et 2) une diminution de la prise en charge des nutriments par la végétation et de ce fait une augmentation du pool de nutriments dans les sols pouvant être remobilisés lors d'épisodes de pluie intense (Likens, 1985). Enfin, comme le montrent Dillon et al. (1991) pour la région du centre de l'Ontario, le modèle d'exportation spécifique de NT obtenu pour la région de Laurentides indique qu'il y a une augmentation de la perte en azote par les bassins versants dans lesquels l'écoulement de surface est proportionnellement plus important que l'écoulement de base.

À l'instar des résultats observés pour NT, les variations des charges spécifiques de PT sont principalement reliées aux variables caractéristiques de l'utilisation et de l'occupation du territoire (**tableau L-3**). Un modèle global incluant le pourcentage de milieux humides récents (*couvvmhumr*) (+) et le nombre de bâtiments par unité de surface (*densbat*), mais également l'aire du bassin versant (*abv*) (–) et sa pente moyenne (–) explique plus de 60% de la variabilité observée. Dans ce modèle, l'effet négatif (marginalelement significatif) de la pente suggère que les sous-bassins versants présentant des pentes douces exportent davantage de phosphore par unité de surface. Ce résultat est en désaccord avec les observations faites par Dillon et collaborateurs (1991), mais concorde avec les résultats de D'Arcy et Carignan (1997) pour des bassins versants de lacs de l'est du Bouclier canadien et avec ceux de Kortelainen et al. (2006) pour des bassins versants de ruisseaux de la forêt boréale en Finlande. L'effet de la taille du bassin versant (*abv*) semble ici un effet indirect pouvant s'expliquer par le simple fait que les bassins versants de plus grande taille ont une densité de drainage réduite ($r_s = -0,32$; $P = 0,0327$; $n = 46$). Ainsi, le temps mis par une particule (sur laquelle P peut être adsorbé) pour rejoindre un cours d'eau et être exporté du bassin versant sera plus important dans les bassins versants de grande taille. Nous ne pouvons également pas écarter la possibilité que cette relation ne soit qu'un artéfact mathématique, puisque l'aire du bassin versant entre (au dénominateur) dans le calcul de la charge spécifique de PT.

Certaines des variables contrôlant l'exportation du PTD des bassins versants par les ruisseaux sont identiques à celles qui influencent l'exportation du COD (**tableau L-3**). La litière des sols forestiers qui est le lieu de formation du COD est également le lieu de production d'autres éléments dissous, dont le phosphore organique dissous. Les coefficients d'exportation spécifique de ces deux variables sont d'ailleurs étroitement corrélés pour l'ensemble des tributaires de la région.

Enfin, l'ensemble des modèles présentés dans la **figure L-9** sont non biaisés; pour chacune des droites de régression, l'ordonnée à l'origine n'était jamais significativement différente de 0, et la pente était toujours égale à 1.

Figure L-9. Relations entre les charges spécifiques observées en carbone organique dissous (COD), azote total (NT), phosphore total (PT) et phosphore total dissous (PTD) et les valeurs prédites selon les modèles empiriques correspondants donnés par les équations figurant dans le tableau L-3.



Plusieurs méthodes peuvent être utilisées afin d'estimer les coefficients d'exportation de COD, NT, PT et PTD associés aux différentes unités du paysage. Dans une de ces approches, nous avons estimé ces coefficients d'exportation à l'aide de régressions linéaires multiples où les pertes annuelles (kg/an) des bassins versants en l'un de ces éléments étaient reliées à la superficie (S en km²) de leurs forêts, de leurs milieux humides (anciens et récents) et de leurs milieux ouverts, principales unités du paysage rencontrées dans les Laurentides. Les modèles sont de la forme suivante:

$$\text{Charges annuelles de COD, NT, PT ou PTD} = a + b_1 S_{\text{forêt}} + b_2 S_{\text{milieux humides}} + b_3 S_{\text{milieux ouverts}} \quad (\text{Éq. L-5})$$

Dans cette équation, les valeurs des coefficients de régressions (b_1 , b_2 , b_3) correspondent aux coefficients d'exportation spécifiques (en kg/km²/an) associés à chacune de ces unités du paysage. Ce modèle a été appliqué à l'ensemble de nos données pour chacun des éléments, et les résultats des analyses sont présentés dans le **tableau L-4**.

Tableau L-4. Modèles de régression multiple (données non-transformées) prédisant l'exportation annuelle de COD, NT, PT et PTD de la portion terrestre des 46 sous-bassins sélectionnés dans la région des Laurentides, en fonction de la superficie (km²) de leurs milieux ouverts (mouverts), de leurs milieux humides anciens (mhumidesa) ou récents (mhumidesr), et de leurs forêts (forêt).

Variable dépendante	Modèle	r ² ajus.	RMSE
Charge annuelle de COD	COD (kg/an) = 818,2±859,6(ns) + 24 072±8940*·mhumides + 2083±308*** forêt + 4724±2587(ns) mouverts	0,94	4642
Charge annuelle de NT	NT (kg/an) = -34,5±63,1(ns) + 2585±846** mhumidesr + 274,7±9,5*** forêt	0,96	346,4
Charge annuelle de PT	PT (kg/an) = 0,994±1,894(ns) + 174,8±25,1***·mhumidesr + 4,92±0,36***·forêt + 11,31±5,72* mouverts	0,93	10,2
Charge annuelle de PTD	PTD (kg/an) = 1,055±0,707(ns) + 23,0±7,46**·mhumidesa + 89,2±12,4*** mhumidesr + 1,39±0,24*** forêt	0,93	3,87

*** $P < 0,001$; ** $0,001 < P < 0,01$; * $P < 0,05$, ns $P > 0,05$

Dans la région des Laurentides, les sols forestiers récemment inondés (mhumidesr) semblent être l'unité du paysage qui génère le plus de NT, de PT et de PTD par unité de surface: ils produisent en effet 9 fois plus de NT, 36 fois plus de PT et 64 fois plus de PTD que des sols forestiers, pour une surface équivalente. Le modèle pour le COD suggère que le coefficient d'exportation spécifique aux milieux humides est voisin de 24 000 kg/km²/an, une valeur identique à celle rapportée dans l'étude de Dillon et Molot (1997) pour des bassins versants du centre de l'Ontario (26 100 kg/km²/an). D'après le modèle de régression obtenu pour le phosphore total, le coefficient d'exportation relatif aux milieux ouverts serait de 11,3 kg/km²/an, celui associé aux milieux humides récents serait de 175 kg/km²/an et celui associé aux forêts de 4,9 kg/km²/an. Pour les forêts et les milieux humides, ces valeurs sont tout à fait comparables à

celles habituellement rapportées dans la littérature (Dillon et Kirchner 1975; Dillon et Molot, 1997), et à celles récemment observées par Crago (2004), dans la région des Basse Laurentides. Dans tous les modèles, l'importante variabilité associée aux estimations des coefficients d'exportation relatifs aux milieux ouverts témoigne de la nature très diverse de ces milieux (clairières, zones urbaines, pentes de ski, etc.).

L'ensemble des modèles explique entre 93 et 96% de la variation totale des charges annuelles en COD, NT, PT et PTD; ces coefficients de détermination élevés reflètent essentiellement l'influence de la taille des bassins versants sur la quantité d'eau s'écoulant à leur surface et donc sur les pertes annuelles en éléments.

3.24 Budget et rétention du phosphore dans les lacs

Le budget en phosphore des lacs est établi au **tableau L-5**. Il est à noter que le Lac Tremblant, qui faisait partie à l'origine de notre groupe de lacs, n'a pas été retenu dans les analyses subséquentes puisque le nombre de ses tributaires non échantillonnés était trop important (la portion résiduelle du bassin versant « non couverte » dans notre étude correspondait à plus de 85% de la superficie totale).

Tableau L-5. Ruissellement annuel moyen au niveau des bassins versants des 13 lacs étudiés (Q), et temps de séjour de l'eau (τ), charge hydraulique (qs), charge totale en phosphore (Lp), perte en phosphore à l'exutoire (Sp), et coefficient de rétention du phosphore (Rp) dans ces mêmes lacs. Les valeurs de Q , de τ et de qs sont des moyennes à long terme calculées sur trois années hydrologiques; les valeurs de Lp et Sp sont également des moyennes à long terme.

Lac (code)	Q (mm)	τ (an)	qs (m)	Lp (kg/an)	Sp (kg/an)	Rp
de l'Achigan (AC)	619	1,10	11,40	598,9	367,5	0,386
de la Blanche (BL)	589	2,03	5,65	23,9	10,4	0,564
Cardin (CD)	571	0,11	29,83	216,6	195,7	0,097
Connelly (CO)	595	0,58	11,68	207,2	136,4	0,342
Gervais (GE)	525	5,65	4,71	43,1	17,1	0,604
Ludger (LU)	569	0,37	14,34	272,7	173,5	0,364
de la Montagne Noire (MN)	654	3,85	3,07	97,9	41,2	0,579
du Nord (DN)	557	0,72	8,97	80,6	53,0	0,343
Ouimet (OU)	487	1,79	6,04	96,7	71,7	0,259
Rougeaud (RO)	619	0,77	11,11	58,2	42,7	0,266
des Sables (SA)	623	0,78	8,56	283,2	154,6	0,454
Saint-Joseph (SJ)	644	0,33	26,41	369,8	248,4	0,328
à la Truite (UI)	617	1,85	5,10	43,0	16,2	0,624

Dans l'ensemble des lacs, la perte annuelle nette de phosphore vers les sédiments (exprimée en pourcentage des apports annuels totaux) varie entre 9,7 et 62%. Nous avons comparé les coefficients de rétention mesurés dans notre série de 13 lacs à ceux prédits par des

modèles issus de la littérature, en faisant la supposition que ces modèles décrivaient adéquatement la rétention du P dans ces lacs. Trois types de modèles de rétention ont ainsi été testés. Leur forme la plus commune est donnée par l'équation suivante :

$$R = a/(b + qs), \quad (\text{Éq. L-6})$$

où a et b sont des constantes empiriques et qs la charge hydraulique (m/an), calculée à partir de la relation

$$qs = Q/(A_0/Ad), \quad (\text{Éq. L-7})$$

où Q est le ruissellement annuel à la surface du bassin versant, A_0 est l'aire du lac et Ad l'aire du bassin versant. Quand $a = b$, cette équation se réduit à $R = V_s/(V_s + qs)$, où V_s est la vitesse de sédimentation du phosphore (m/an). Vollenweider (1975) a suggéré une valeur de $V_s = 10$ m/an. Un modèle dans lequel a et b différaient a été proposé par Nürnberg (1984). D'autres modèles (Larsen et Mercier, 1976 ; Prairie, 1989) supposent que la vitesse de sédimentation au sein d'un lac donné dépendra du temps de résidence des eaux (τ) et de la profondeur moyenne du lac. Enfin, un troisième type de modèle (Dillon et Kirchner, 1975) a été obtenu en ajustant à des coefficients de rétention mesurés une double fonction exponentielle de la charge hydraulique qs . Les équations complètes des différents modèles et leur ajustement aux données réelles sont présentés dans la **figure L-10**.

D'une manière générale, les modèles utilisant la charge hydraulique qs (R_1 , R_2 et R_3) ont tendance à largement surestimer les valeurs de rétention lacustre du P. Le modèle R_4 (Larsen et Mercier, 1976) est le modèle performant le « mieux », les valeurs théoriques calculées à l'aide de ce modèle expliquant 65% de la variation totale des taux de rétention mesurés dans l'ensemble des lacs. L'ordonnée à l'origine de cette relation n'est pas significativement différente de 0 ($p(t) = 0,43$), et la pente ne diffère pas significativement de 1 (i.e., pente égale à 1,001 avec des limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95% étant respectivement égales à 0,51 et 1,49), indiquant que le modèle ne surestime ni ne sous-estime gravement les valeurs réelles de R_p . Le coefficient de détermination de cette relation passe de 0,65 à 0,81, lorsque le lac Ouimet (OU) est exclu de l'analyse (**figure L-11**). Il est peu probable que le comportement « aberrant » du lac Ouimet puisse être uniquement attribué à un apport interne en P dû à une remobilisation du phosphore dans les sédiments causée par la réduction des oxydes de Fe et de Mn dans des conditions anoxiques ($[OD] < 1$ mg/L). En effet, 10 des 13 lacs échantillonnés dans cette partie de l'étude présentaient régulièrement des hypolimnions anoxiques à la fin de la saison estivale. En revanche, nous avons probablement sous-estimé les apports en PT de la portion résiduelle (donc L_p) du bassin versant de ce lac, car nous n'avons pas pu quantifier la contribution exacte en phosphore des deux complexes hôteliers implantés sur les rives du lac. Le modèle de rétention de Larsen et Mercier (1976) sera donc utilisé à la section suivante.

Figure L-10. Relations entre le coefficient de rétention lacustre du phosphore et (a) la charge hydraulique et (b) le temps de séjour des eaux pour les 13 lacs étudiés entre 2003 et 2006. Différents modèles de rétention issus de la littérature ont été ajustés à ces coefficients : $R_1 = 10/(10 + q_s)$ (Vollenweider, 1975) ; $R_2 = 0,426 \exp(-0,271 q_s) + 0,574 \exp(-0,00949 q_s)$ (Kirchner et Dillon, 1975) ; $R_3 = 15/(18 + q_s)$ (Nürnberg, 1984) ; $R_4 = 1/(1 + 1/\tau^{0,5})$ (Larsen et Mercier, 1976) ; $R_5 = (0,25 + 0,18 \tau)/(1 + 0,18 \tau)$ (Prairie, 1989). La signification des abréviations des noms des lacs est indiquée dans le Tableau L-4.

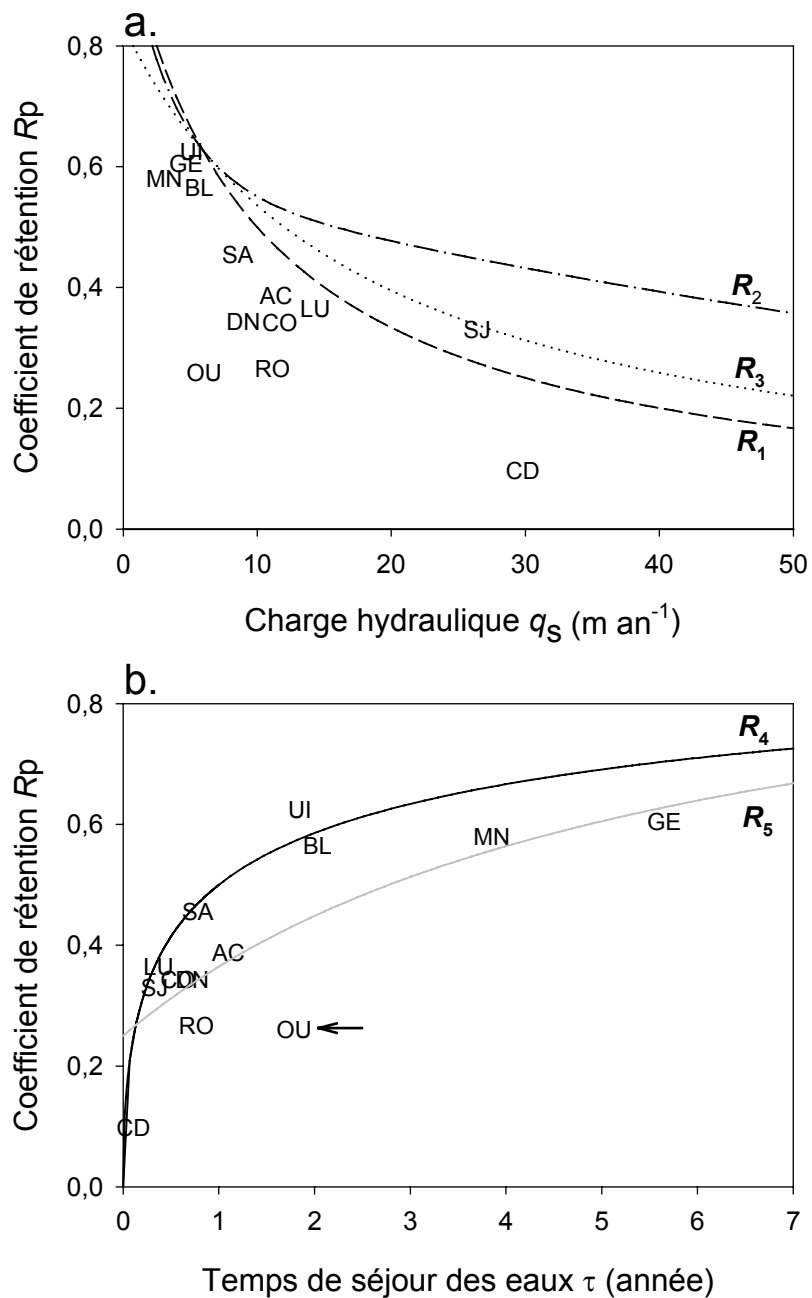
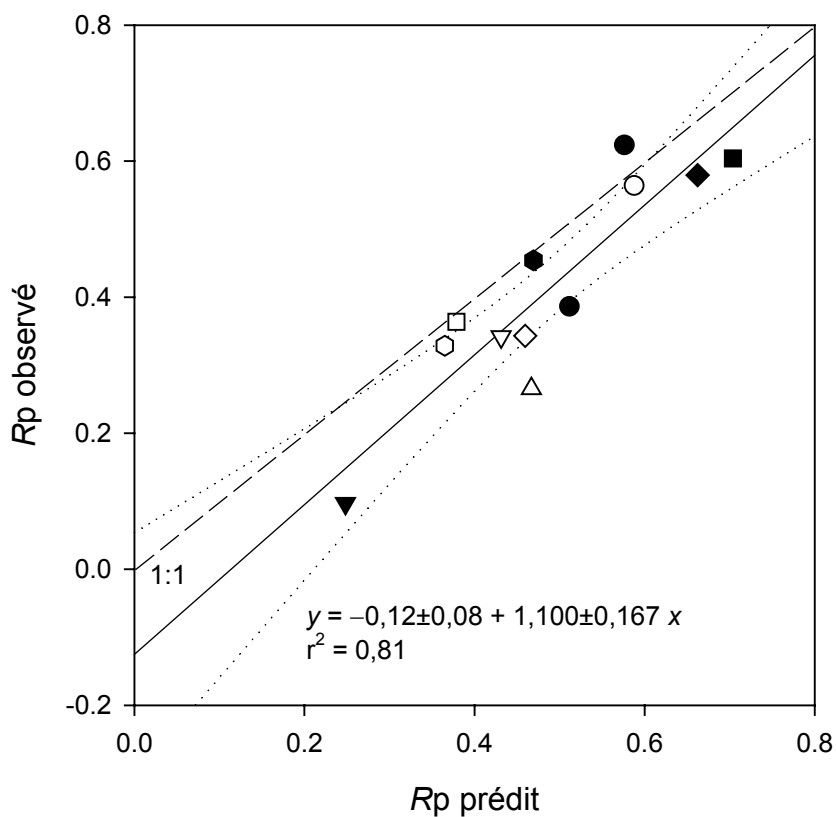


Figure L-11. Application du modèle R_4 : comparaison des valeurs de rétention du phosphore prédites par le modèle R_4 à celles mesurées dans notre groupe de lacs (moyenne des trois années hydrologiques). Le lac Ouimet a été exclu de l'analyse. La ligne en trait discontinu représente une prédiction parfaite (ligne 1:1), et la ligne en trait plein la droite de régression des valeurs observées vs. valeurs prédites, entourée de l'intervalle de confiance à 95% d'une estimation.



Le phosphore total dans les lacs des Laurentides

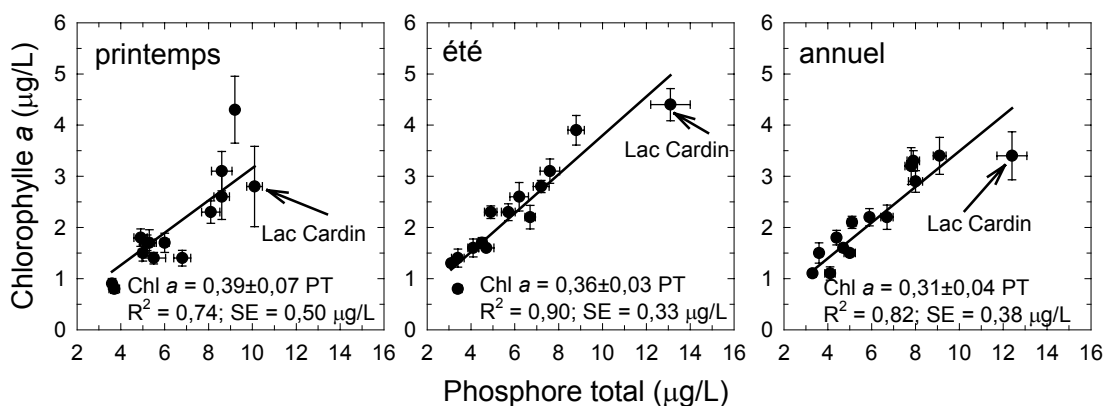
Considérations préliminaires

L'analyse de variance en mesures répétées montre que les concentrations en P total varient significativement selon la saison (printemps, été, automne). C'est pourquoi des modèles saisonniers et annuels seront présentés plus bas. Certains des modèles n'apparaissent que dans le but d'illustrer la progression d'un raisonnement, alors que d'autres pourront servir directement à la prédiction des teneurs en PT ou en COD. Ces derniers sont identifiés par le symbole « ◀ » suivi d'une brève description du type de lac auquel ils sont applicables.

Avant d'établir les relations liant la concentration en phosphore total aux propriétés des bassins versants, il convient de s'assurer que ce dernier est étroitement lié au métabolisme des lacs, notamment à la concentration en chlorophylle planctonique.

La **figure L-12** montre que tel qu'attendu, une relation étroite existe entre les concentrations moyennes (trois années) de chlorophylle *a* (Chl *a*) et de phosphore total dans l'épilimnion de ces lacs. Bien que la pente de cette relation ne change pas significativement au cours de l'année, son r^2 atteint un maximum en été. En été, aucune des autres variables de qualité des eaux mesurées au cours de l'étude (NT, NO₃-N, NH₄-N, COD, atténuation lumineuse, profondeur du disque de Secchi) n'est significativement associée à la chlorophylle *a* estivale. Cependant, pour des raisons mal comprises, les variables NT (+) NO₃-N (-) et NH₄-N (-) viennent expliquer un autre 5-10% de la variabilité de la chlorophylle printanière et annuelle.

Figure L-12. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion des quatorze lacs étudiés entre 2003 et 2005. Les barres d'erreur représentent \pm un écart-type à la moyenne des valeurs observées (printemps : n=6, été : n = 9; annuel : n = 18).



Parmi les lacs échantillonnés entre 2003 et 2005, le lac le plus coloré (Cardin) se situe systématiquement sous les droites de régression de la **figure L-12** et tend à faire passer les autres points au dessus des droites. Ceci suggère que le PT de ce lac est moins biodisponible que celui des lacs moins colorés, ou encore que la croissance algale est partiellement limitée par la disponibilité de la lumière dans l'épilimnion du lac Cardin. Au printemps et en été, l'épaisseur de l'épilimnion de ce lac se situe entre 2,0 et 2,5 m alors que son coefficient d'atténuation

lumineuse atteint $1,6 \text{ m}^{-1}$. Selon Grobbelar (1985), la croissance algale est limitée par la lumière lorsque que le rapport $Z_{\text{euphotique}}/Z_{\text{épilimnion}}$ devient inférieur à environ 0,16. Or, puisque ce rapport se situe autour de 1,1 dans le lac Cardin, la disponibilité de la lumière ne semble pas être en cause ici. Cependant, en enlevant le lac Cardin du jeu de données, les trois nouvelles droites obtenues deviennent mieux réparties au travers des nuages de points (**fig. L-13**). Contrairement à ce qui est observé en Estrie (voir section 4) où le PT et le NT sont des « prédicteurs » équivalents de la Chl *a*, dans les Laurentides, les relations entre Chl *a* et PT (**fig. L-13**) sont beaucoup plus fortes que celles entre Chl *a* et NT (**fig. L-14**).

Figure L-13. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion de treize lacs étudiés entre 2003 et 2005 (le lac Cardin a été enlevé). Les barres d'erreur représentent \pm un écart-type à la moyenne des valeurs observées (printemps : $n=6$, été : $n=9$; annuel : $n=18$).

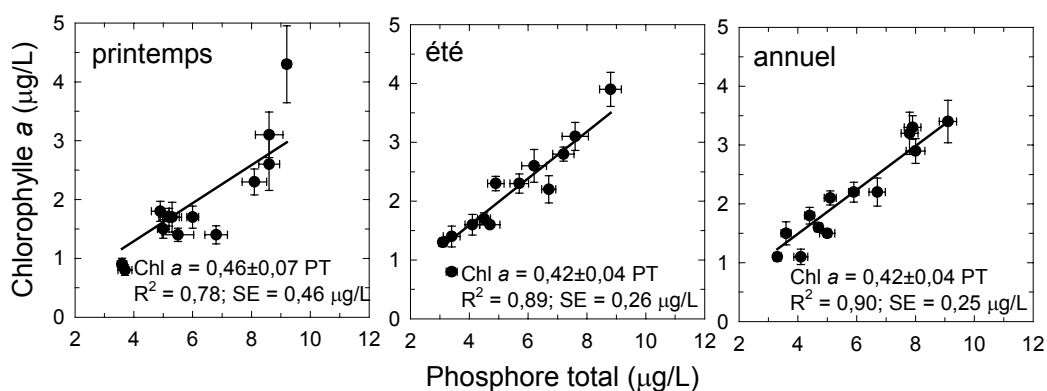
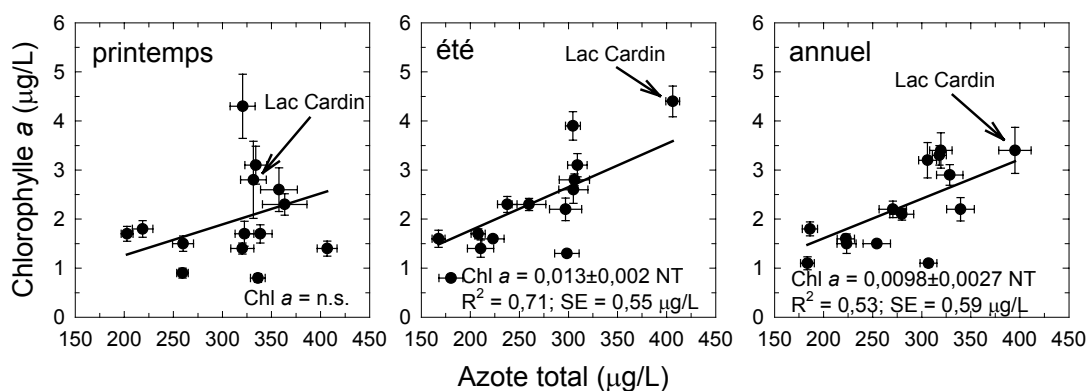


Figure L-14. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et l'azote total mesurées dans l'épilimnion des quatorze lacs étudiés entre 2003 et 2005. Les barres d'erreur représentent \pm un écart-type à la moyenne des valeurs observées (printemps : $n=6$, été : $n=9$; annuel : $n=18$).



3.251 Le phosphore total estival (21 juin au 21 septembre)

Le PT estival (moyennes pour les années 2000, 2001, 2002 et 2003, 2004 et 2005) des deux populations considérées (28 lacs, voir section 3.1) est fortement relié à cinq variables, soient le développement immobilier riverain ou inclus dans le bassin versant, l'importance des

milieux humides (m^2), l'importance des milieux ouverts, la profondeur moyenne (m) et le volume du lac (m^3) :

Équation L-8 (Figure L-15) ◀ Lacs stratifiés et non stratifiés dont le volume est connu
 $[P_{Te}] = 6,00 \pm 0,82 + 25\,495 \pm 4\,664(\text{batim}/\text{VOL}) + 25,04 \pm 4,38(\text{MHtopo}/\text{VOL}) - 23,40 \pm 7,43(\text{MOUV}_{100}/\text{VOL}) + 0,15 \pm 0,06(\text{ZMOY})$; $n = 28$, r^2 ajusté = 0,82; SE = 1,5 $\mu\text{g}/\text{L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 6,00		<0,0000	
batim/VOL	0,528	<0,0000	nb * m^{-3}
MHtopo/VOL	0,191	<0,0000	m^{-1}
MOUV ₁₀₀ /VOL	0,065	0,0045	m^{-1}
ZMOY	0,033	0,0294	m

* nombre de bâtiments dans le bassin versant

Ce modèle est peu parcimonieux car il implique cinq variables indépendantes tandis que son r^2 ajusté n'atteint que 0,82. Bien que peu important, l'effet négatif de « MOUV₁₀₀/VOL » semble contraire à logique mais pourrait servir ici d'ajustement à la variable « batim/VOL ». La majorité des variables significatives de ce modèle sont des variables composées. On remarque que le nombre de constructions humaines et la superficie occupée par les milieux humides, exprimés en fonction du volume du lac récepteur (batim/VOL, MHtopo/VOL) expliquent la plus grande partie de la variabilité du PT. Dans tous les modèles *linéaires*, aucune des variables *simples* décrivant l'usage ou la composition du territoire (batim, MOUV, MHtopo, etc...) n'est significative au seuil de 0,05. Ces dernières doivent toutes être exprimées en fonction de la taille ou du volume du lac récepteur.

Dans l'établissement de ces modèles empiriques, trois variables ont servi à caractériser les milieux humides : les milieux humides mis à jour lors du dernier inventaire de la BDTQ entre 1989 et 1992 (MHtopo), les milieux humides récemment créés par le castor (MHUMr) où subsistent encore des arbres debout, et les milieux humides « anciens » créés par le castor (MHUMa) mais où les arbres ne sont plus visibles sur les photographies aériennes. Bien que ces trois indices soient significativement corrélés, étonnamment, ce sont les milieux humides cartographiés lors du dernier inventaire BDTQ qui donnent les meilleures corrélations partielles avec le PT lacustre même s'il a été établi plus haut (section 3.23) que l'exportation de P dans les ruisseaux est plus fortement reliée à MHUMr.

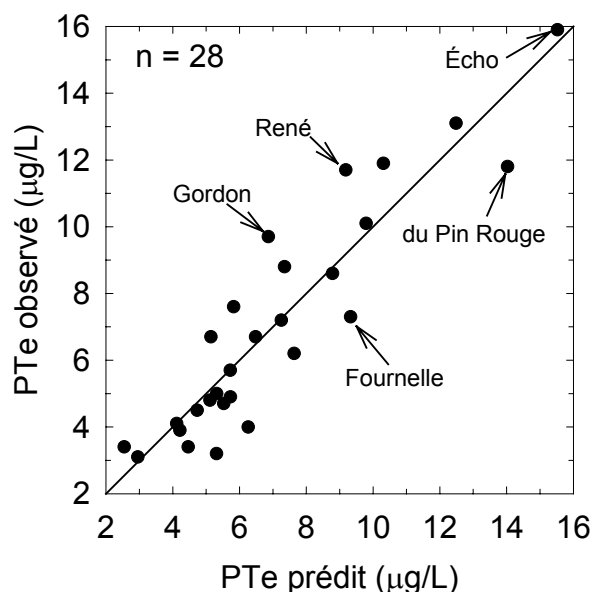


Figure L-15. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P_{Te}) par régression multiple linéaire dans les Laurentides avec $n = 28$.

La transformation logarithmique des variables simples donne :

Équation L-9 (Figure L-16)

$$\log_{10}(\text{P}_{\text{Te}}) = 0,604 \pm 0,119 - 0,364 \pm 0,067 \log_{10}(\text{ZMOY}) + 0,052 \pm 0,010 \log_{10}(\text{MHtopo}+10) - 0,249 \pm 0,049 \log_{10}(\text{AL}+\text{AAL}) + 0,142 \pm 0,038 \log_{10}(\text{batim}); n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,84; \text{SE} = 1,2 \mu\text{g/L}$$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 0,604		<0,0000	
$\log_{10}(\text{ZMOY})$	0,539	<0,0000	m
$\log_{10}(\text{MHtopo}+10)$	0,153	<0,0000	m^2
$\log_{10}(\text{AL}+\text{AAL})$	0,066	<0,0000	km^2
$\log_{10}(\text{batim})$	0,086	0,0010	nb*

* nombre de bâtiments dans le bassin versant

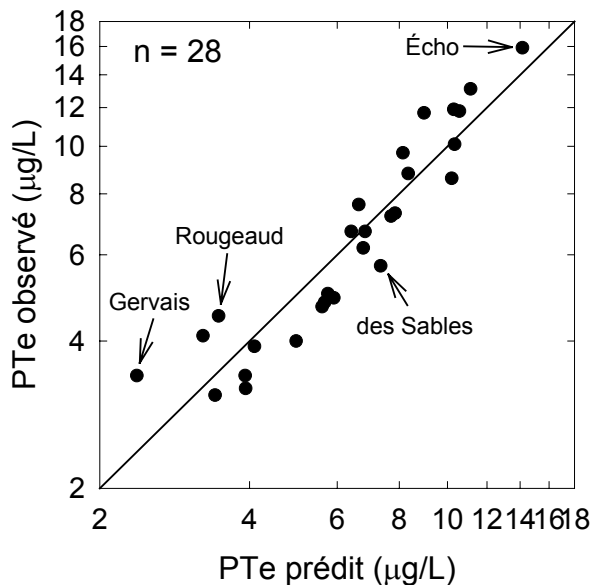


Figure L-16. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P_{Te}) par régression multiple dans les Laurentides avec n = 28, après transformation logarithmique des variables. Dans toutes les représentations des modèles logarithmiques, les valeurs observées et prédites sont exprimées en valeurs linéaires ($10^{\log(x)}$) et représentées sur des axes exponentiels (base 10).

Les variables significatives de l'équation L-9 sont semblables à celles de l'équation L-8. Cependant, la version logarithmique nous renseigne sur l'importance de chaque variable individuelle dans l'explication de la variance en P_{Te}. Ainsi, la profondeur moyenne du lac (ZMOY) occupe maintenant une place principale et l'occupation humaine (batim) n'explique plus que 8,6 % de la variabilité du P_{Te} dans notre échantillon de 28 lacs. En raison de l'autocorrélation entre certaines variables, d'autres modèles très proches de l'équation L-9 ($r^2 > 0,80$) peuvent être formulés, particulièrement en substituant « PL » à « AL+AAL », « batim₁₀₀ » à « batim » ou « VOL » à « ZMOY ». Ces modèles font tous intervenir la densité des milieux humides, le degré d'occupation humaine, et au moins une variable représentant la morphométrie du lac récepteur.

Les lacs Écho et Renaud n'ont qu'une profondeur moyenne égale ou inférieure à 2 m et très peu de leur volume est stratifié en été. En excluant ces deux lacs de l'analyse (éq. L-8), on obtient une nouvelle relation (éq. L-10) montrant que seulement trois variables, soient

l'abondance des milieux humides, le nombre de bâtiments présents dans un rayon de 100 m de la berge exprimé par unité de volume, et le ratio de drainage expliquent 85% de la variabilité en PTe :

Équation L-10 (Figure L-17)

$[P_{Te}] = 2,94 \pm 0,54 + 17,31 \pm 4,64 (MH_{topo}/VOL) + 60\,164 \pm 7\,733 (batim_{100}/VOL) + 0,16 \pm 0,06 (AD/(AL+AAL))$; $n = 26$, r^2 ajusté = 0,85; SE = 1,2 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 2,94		<0,0000	
MH _{topo} /VOL	0,468	0,0012	m ⁻¹
batim ₁₀₀ /VOL	0,351	<0,0000	nb* m ⁻³
AD/(AL+AAL)	0,034	0,0202	sans dimension

* nombre de bâtiments dans un périmètre de 100 m de la rive

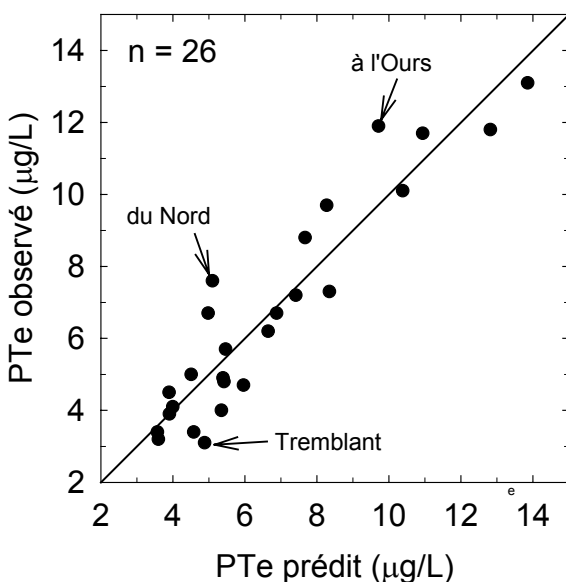


Figure L-17. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P_{Te}) par régression linéaire multiple dans les Laurentides avec $n = 26$. Les lacs peu profonds (Écho-des Quatorze Îles et Renaud) ont été exclus.

Dans cette relation (éq. L-10), la variable (batim/VOL) peut remplacer (batim₁₀₀/VOL), mais le r^2 ajusté diminue alors à 0,72. Ceci suggère qu'en été, les bâtiments situés près de la rive des lacs ont une influence plus grande sur la charge en P_{Te} que ceux localisés loin du lac. Les r^2 partiels des variables (MH_{topo}/VOL) et (batim₁₀₀/VOL) sont, respectivement, 0,47 et 0,35, ce qui suggère encore que dans les 26 lacs considérés, les milieux humides sont plus importants que la densité des bâtiments dans la génération du PT retrouvé dans les lacs. Notons enfin que les milieux agricoles n'ont pas été considérés dans ces relations puisqu'ils sont négligeables dans le secteur étudié, au contraire du contexte édaphique prévalent en Estrie (voir plus loin).

Ces modèles sont les premiers, à notre connaissance, à relier et à quantifier l'impact des habitations sur la qualité des eaux dans les lacs de villégiature. Cependant, les variables représentant la densité des habitations (batim ou batim₁₀₀) ne doivent pas être interprétées de façon trop spécifique. Par exemple, elles ne signifient pas que chaque habitation perd annuellement une petite quantité de P vers les eaux de surface via l'écoulement de ses eaux usées. Plutôt, il faut interpréter le rôle de « batim » ou « batim₁₀₀ » comme une indication qu'en

2000-2005, l'ensemble des activités humaines reliées à la présence humaine (installations septiques conformes et non-conformes, utilisation de détergents phosphatés, fertilisation de jardins et de pelouses, déforestation, construction de routes, excavation de fossés routiers, etc...) donnait lieu, *en moyenne*, à une certaine perte de P vers les eaux de surface. Les coefficients associés à ces variables sont donc appelés à changer dans le futur, dans la mesure où nos pratiques de gestion du P changeront.

En dépit de leur contribution négligeable à la superficie des bassins versants, l'importance des milieux humides confirme la valeur élevée du coefficient d'exportation en P ($180 \text{ mgP/m}^2/\text{a}$) rapporté pour les milieux humides par Crago (2004) dans les Laurentides.

Dans les cas où aucune information sur le volume ou la profondeur moyenne des lacs ne serait disponible, d'autres relations empiriques (un peu moins précises) relient le PTe aux propriétés des lacs et de leurs bassins versants. Par exemple, la relation suivante :

Équation L-11 (Figure L-18) ◀ Lacs stratifiés, profondeur moyenne ou volume inconnus
 $[PTe] = 1,95 \pm 0,78 + 3,47 \pm 1,24 (\text{MHtopo}/\text{AL}) + 0,0138 \pm 0,0026 (\text{batim}_{100}/\text{AL}) + 0,21 \pm 0,08 (\text{AD}/(\text{AL} + \text{AAL}))$; $n = 26$, r^2 ajusté = 0,73; SE = $1,6 \text{ } \mu\text{g/L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 1,95		0,0200	
MHtopo/AL	0,359	0,0106	sans dimension
batim ₁₀₀ /AL	0,297	<0,0000	nb * km ⁻²
AD/(AL+AAL)	0,068	0,0167	sans dimension

* nombre de bâtiments dans un périmètre de 100 m de la rive

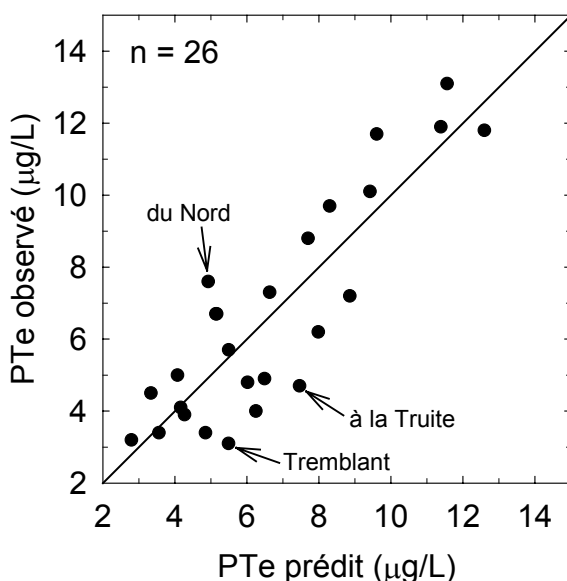


Figure L-18. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (PTe) par régression linéaire multiple dans les Laurentides avec $n = 26$, mais sans information volumétrique. Les deux lacs peu profonds (Écho-des Quatorze Îles et Renaud) ont été exclus.

Modèles mixtes du phosphore total estival

Il sera vu plus loin que dans les 28 lacs étudiés, la concentration en PT est fortement corrélée à celle du COD et que cette dernière est elle-même fortement reliée non-pas aux

variables humaines, ni aux variables indicatrices de la production biologique lacustre (chlorophylle *a*) mais plutôt aux variables liées à la génération du carbone organique dissous (COD) dans les bassins versants [milieux humides, PENTE, AD/(AL+AAL)]. Puisque dans ces lacs, la concentration en COD ne dépend pas de façon significative de l'influence humaine, et puisqu'il est difficile de mesurer correctement l'importance variable des zones génératrices de COD et de PT (retenues de castor, milieux humides divers, milieux humides cryptiques présents sous le couvert forestier), il est permis de croire que la mesure du COD lacustre rend mieux compte de la génération naturelle de PT dans les bassins versants que la mesure imprécise des sources naturelles de COD et de PT [milieux humides, PENTE, AD/(AL+AAL)]. Si cette hypothèse est vraie, l'ajout de COD comme variable indépendante dans les modèles présentés plus haut devrait 1- éliminer les variables indépendantes (MHtopo, PENTE, AD) représentant la production naturelle de PT par les milieux humides et 2-, produire des modèles empiriques du PT encore plus performants. Cette hypothèse est confirmée par les relations suivantes :

Équation L-12 (Figure L-19) ◀ Lacs stratifiés, volume et concentration en COD connus

$$P_{Te} = 0,09 \pm 0,50 + 1,20 \pm 0,13 (COD_e) + 52\,236 \pm 5\,516 (batim_{100}/VOL)$$

$$+ 1,49 \pm 0,71 (MOUV/VOL); n = 26; r^2 \text{ ajusté} = 0,93; SE = 0,8 \mu\text{g/L}$$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : n.s.		0,865	
COD _e	0,635	<0,0000	mg L ⁻¹
batim ₁₀₀ /VOL	0,281	<0,0000	nb m ⁻³
MOUV/VOL	0,005	0,045	m ⁻¹

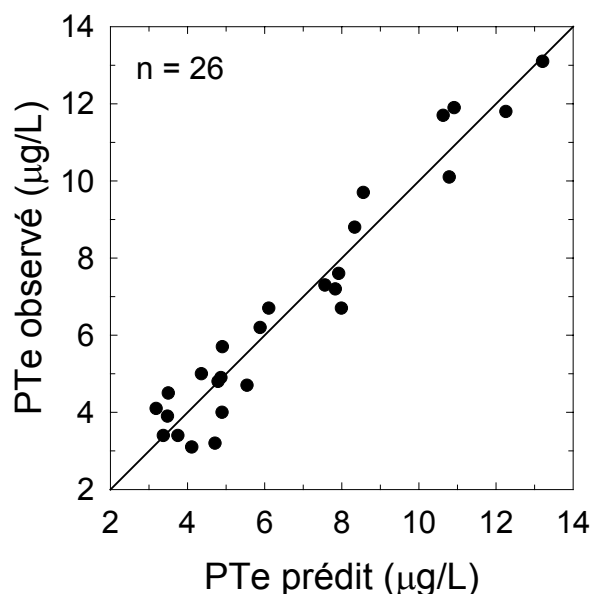


Figure L-19. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total estival (P_{Te}) par régression multiple dans les Laurentides avec $n = 26$ en incluant le COD_e comme variable représentant la génération de PT d'origine naturelle dans les bassins versants. Les lacs Écho et Renaud (non-stratifiés) ont été exclus.

L'équation L-12 (fig. L-19) est particulièrement intéressante en raison de son r^2 très élevé et du fait que sa constante soit non-significative, ce qui signifie que le modèle est complet, ou encore qu'il n'y manque probablement aucune variable importante rendant compte de la

présence et de la variabilité du PTe dans les 26 lacs. De plus, noter que selon ce modèle, l'apport de DOC issu du bassin versant compterait pour 64% du PTe mesuré dans les lacs étudiés, alors que la combinaison de « batim₁₀₀ » et de « VOL » ne représenterait que 28%. Il est important de remarquer que ce n'est pas « batim₁₀₀ » qui explique 28% de la variabilité ici, mais bien la combinaison « batim₁₀₀/VOL ». En contraste, l'influence de « MOUV/VOL » n'est que marginalement significative et cette variable pourrait être omise.

En forme logarithmique (variables simples), l'équation L-12 devient :

Équation L-13 (non illustrée)

$$\log_{10}(\text{PTe}) = 1,267 \pm 0,163 + 0,750 \pm 0,093 \log_{10}(\text{CODe}) - 0,052 \pm 0,010 \log_{10}(\text{VOL}) + 0,204 \pm 0,032 \log_{10}(\text{batim}_{100}); n = 26; r^2 = 0,88; SE = 1,2 \mu\text{g/L}$$

	r ² partiel ajusté	p	Unité
Constante : 1,267		<0,0000	
log ₁₀ (CODe)	0,599	<0,0000	mg L ⁻¹
log ₁₀ (VOL)	0,080	<0,0000	m ³
log ₁₀ (batim ₁₀₀)	0,202	<0,0000	nb*

* nombre de bâtiments dans un périmètre de 100 m de la rive

Cette relation montre encore que « CODe » tient le rôle principal dans la détermination du phosphore total estival, suivi de « batim₁₀₀ » et de « VOL ».

Le phosphore total printanier (1^{er} mai au 21 juin)

Dans les 28 lacs, en moyenne, la concentration en PT est environ 10% plus élevée au printemps qu'en été (**Annexe L-1**). Cependant, cette tendance n'est pas générale. Dans certains lacs très influencés par l'homme et par les retenues de castor, le PT tend plutôt à augmenter durant l'été. Les régressions multiples décrivant le mieux la concentration moyenne annuelle du PT printanier (PTp) sont légèrement différentes de celles décrivant le PT estival (PTe). Ici, les variables représentatives de l'activité humaine sont inexistantes ou moins importantes qu'en été. Ceci est attendu car au printemps, la totalité ou une bonne partie de l'eau du lac vient d'être remplacée par la fonte printanière provenant surtout des portions peu habitées des bassins versants. Lorsque l'ensemble des lacs est considéré, on a :

Équation L-14 (Figure L-20)

$PTp = 15,0 \pm 1,7 - 0,178 \pm 0,066 (ZMOY) + 21,0 \pm 5,1 (MHtopo/VOL) - 0,018 \pm 0,005 (ALTBV)$
 $n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,64; SE = 1,8 \mu\text{g/L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 15,0		<0,0000	
ZMOY	0,309	0,0131	m
MHtopo/VOL	0,151	0,0004	m ⁻¹
ALTBV	0,179	0,0012	m

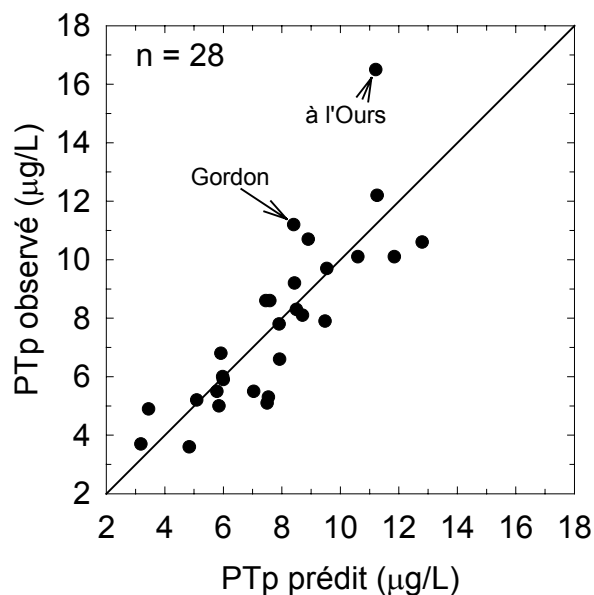


Figure L-20. Valeurs estimées et prédites du phosphore total printanier (PTp) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant tous les lacs.

Dans ce modèle peu performant, le lac à l'Ours représente le point le plus éloigné de la droite 1:1; c'est aussi le lac pour lequel les milieux humides et retenues de castor sont les plus importantes. En enlevant ce point de la régression, on obtient maintenant :

Équation L-15 (non illustrée)

$PTp = 9,46 \pm 1,37 + 13\,584 \pm 3\,188 (\text{batim/VOL}) - 0,455 \pm 0,165 (\text{PENTE})$
 $n = 27; r^2 \text{ ajusté} = 0,61; SE = 1,5 \mu\text{g/L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 9,46		<0,0000	
batim/VOL	0,501	0,0003	nb m ⁻³
PENTE	0,105	0,0108	degré

Cependant, le modèle (éq. L-15) n'est guère plus performant que le précédent et on obtient alors une relation différente où différentes variables telles la densité de bâtiments et la pente moyenne du bassin versant (indicatrice de milieux humides et de saturation des sols en eau) deviennent significatives. Ce n'est qu'en introduisant la variable CODp, tout comme dans la régression éq. L-12, qu'un modèle plus stable est obtenu :

Équation L-16 (Figure L-21)

PTp = 5,71±1,98 + 1,41±0,24 (CODp) + 10 216±3 289 (batim/VOL) – 0,011±0,004 (ALTBV)
n = 28; r^2 ajusté = 0,72; SE = 1,6 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 5,71		0,0041	
CODp	0,470	<0,0000	mg L ⁻¹
batim/VOL	0,196	0,0048	nb m ⁻³
ALTBV	0,053	0,0245	m

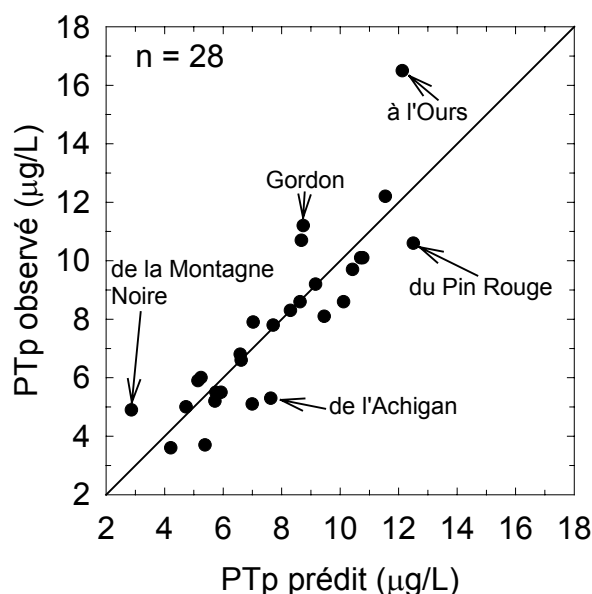


Figure L-21. Valeurs estimées et prédites du phosphore total printanier (PTp) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD printanier.

Toutefois, l'ordonnée à l'origine de l'équation L-16 (5,7 µg/L) est significativement différente de 0, ce qui implique qu'il y manque un terme rendant compte d'une partie du PTp mesuré dans ces lacs. Alors que la variable « batim₁₀₀ » jouait un rôle plus important que celui de « batim » dans certains modèles de prédiction du PT estival, cette situation est maintenant inversée dans tous les modèles du PT printanier. Cependant, un remplacement forcé de « batim » par «

batim100 » dans les équations L-14 à L-16 n'entraîne qu'une légère diminution du r^2 (0,02 à 0,04). Noter le coefficient plus faible accordé (10 216) à « batim/VOL » dans l'équation L-16 qu'à « batim₁₀₀/VOL » (52 236, éq. L-12) dans le modèle estival. Cette différence reflète surtout le fait que pour nos 28 lacs, le nombre d'habitations incluses dans le bassin versant dépasse par un facteur de 4,2 le nombre d'habitations incluses dans un périmètre de 100 mètres de la rive.

En excluant le lac à l'Ours de l'analyse (non illustré), on obtient un modèle semblable au précédent mais dont l'incertitude des prédictions (SE) est moins élevée et où la variable « batim/VOL » explique maintenant la majeure partie de la variance :

Équation L-17 (non illustrée) ◀ Lacs dont le volume et la concentration en CODp sont connus

PTp = 6,61±1,51 + 0,97±0,21 (CODp) + 11 757±2 516 (batim/VOL) – 0,0097±0,0033 (ALTBV)
n = 27; r^2 ajusté = 0,77; SE = 1,2 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 6,61		0,0002	
batim/VOL	0,501	0,0001	nb m ⁻³
CODp	0,191	0,0001	mg L ⁻¹
ALTBV	0,074	0,0075	m

Dans sa forme logarithmique (base 10), les mêmes variables sont encore sélectionnées et le modèle précédent devient :

Équation L-18 (Figure L-22)

\log_{10} (PTp) = 2,49±0,35 + 0,436±0,096 \log_{10} (CODp) – 0,146±0,025 \log_{10} (VOL) + 0,106±0,023 \log_{10} (batim) – 0,449±0,149 \log_{10} (ALTBV)
n = 27; r^2 ajusté = 0,82; SE = 1,1 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 2,42		<0,0000	
\log_{10} (CODp)	0,360	0,0002	mg L ⁻¹
\log_{10} (VOL)	0,218	<0,0000	m ³
\log_{10} (batim)	0,182	0,0002	nb
\log_{10} (ALTBV)	0,062	0,0064	m

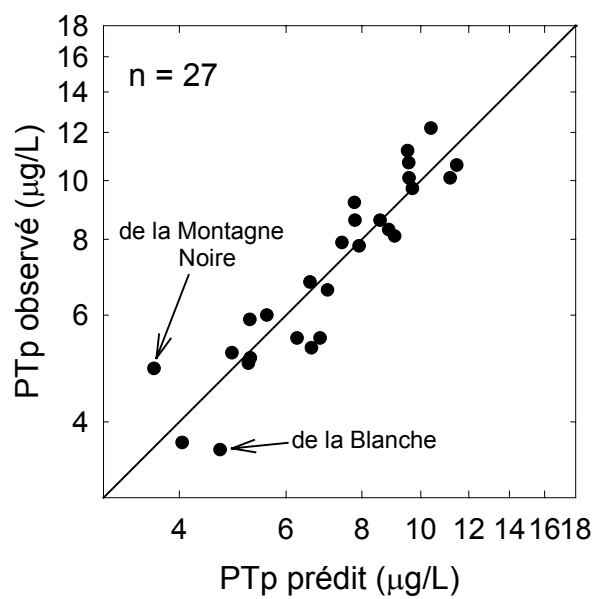


Figure L-22. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total printanier ($\text{Log}_{10}\text{PTp}$) par régression multiple dans les Laurentides avec $n = 27$.

3.253 Le phosphore total annuel (1^{er} mai au 15 novembre)

Les régressions multiples décrivant le mieux la concentration moyenne annuelle en PT sont :

Équation L-19 (Figure L-23) ◀ Tous les lacs dont le volume est connu

$$PTa = 14,05 \pm 1,72 + 27,47 \pm 5,15 (MH_{topo}/VOL) - 0,227 \pm 0,067 (ZMOY) - 0,0153 \pm 0,0048 (ALTBV)$$

$$n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,71; SE = 1,8 \mu\text{g/L}$$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 14,05		<0,0000	
MH _{topo} /VOL	0,389	<0,0000	m ⁻¹
ZMOY	0,215	0,0025	m
ALTBV	0,104	0,0043	m

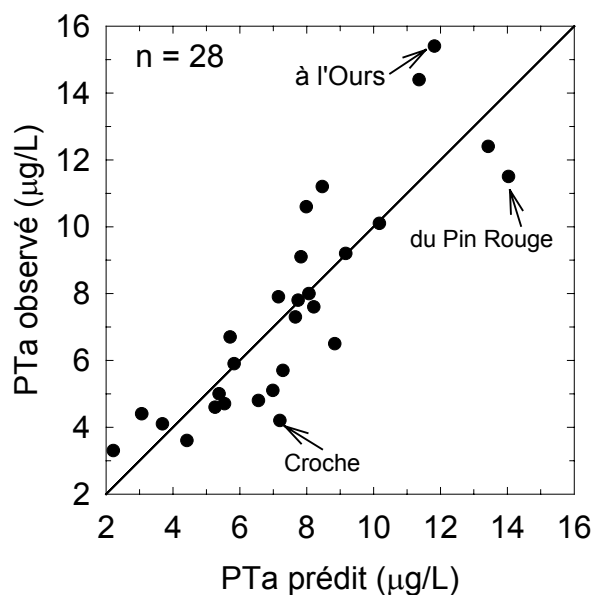


Figure L-23. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (PTa) selon un modèle de régression linéaire appliqué aux 28 lacs.

Le modèle représenté par l'équation L-19 et la figure L-23 est décevant en raison de son ordonnée à l'origine (14,05) élevée et de son faible r^2 . En enlevant le point le plus éloigné de la droite 1:1 de cette série (le lac à l'Ours, caractérisé par la surabondance de ses milieux humides divers), on obtient la relation suivante :

Équation L-20 (Figure L-24)

$$PTa = 10,43 \pm 1,72 + 10\,387\,3\,814 (\text{batim}/VOL) + 18,37 \pm 4,76 (MH_{topo}/VOL) - 0,158 \pm 0,062 (ZMOY) - 0,0093 \pm 0,0043 (ALTBV)$$

$$n = 27; r^2 \text{ ajusté} = 0,77; SE = 1,4 \mu\text{g/L}$$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 10,43		<0,0000	
batim/VOL	0,569	0,0124	nb m ⁻³
MHtopo/VOL	0,105	0,0009	m ⁻¹
ZMOY	0,057	0,0191	m
ALTBV	0,038	0,0402	m

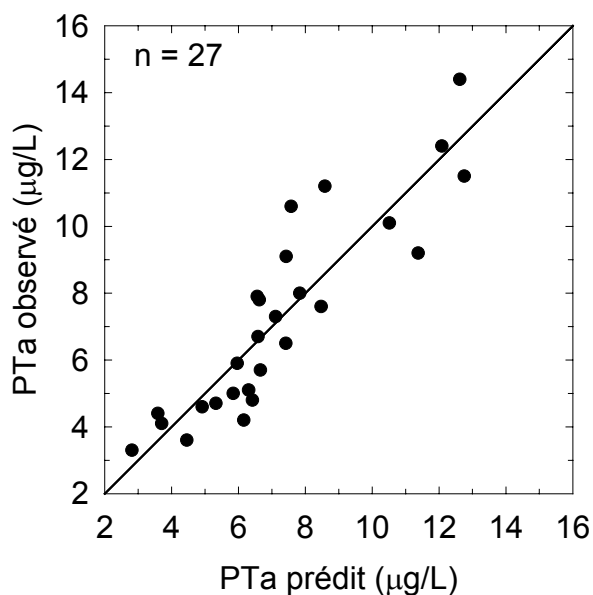


Figure L-24. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (PTa) selon un modèle de régression linéaire duquel une valeur aberrante (le lac à l'Ours) a été enlevée.

Sous une forme logarithmique (base 10), le modèle donné par l'équation Eq. L-19 devient :

Équation L-21 (Figure L-25)

$$\text{Log}_{10}(\text{PTa}) = 0,636 \pm 0,111 - 0,286 \pm 0,063 \text{Log}_{10}(\text{ZMOY}) + 0,054 \pm 0,009 \text{Log}_{10}(\text{MHtopo}+10) - 0,260 \pm 0,046 \text{Log}_{10}(\text{AL}+\text{AAL}) + 0,113 \pm 0,035 \text{Log}_{10}(\text{batim})$$

N = 28; r^2 ajusté = 0,84; SE = 1,2 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 0,636		<0,0000	
Log ₁₀ (ZMOY)	0,517	0,0001	m
Log ₁₀ (MHtopo+10)	0,120	<0,0000	m ²
Log ₁₀ (AL+AAL)	0,136	<0,0000	km
Log ₁₀ (batim)	0,064	0,0038	nb m ⁻³

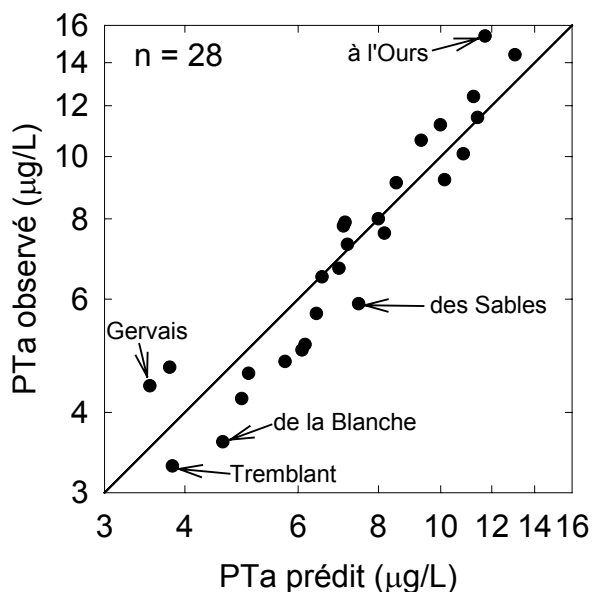


Figure L-25. Valeurs moyennes observées et prédites du phosphore total annuel moyen ($\text{Log}_{10}\text{PTa}$) par régression multiple dans les Laurentides avec $n = 28$ et la variable $\text{log}_{10}(\text{PL})$ supprimée.

En ajoutant la moyenne annuelle du carbone organique dissous dans la liste des variables indépendantes, on obtient un modèle linéaire plus simple avec $n = 28$:

Équation L-22 (Figure L-26) ◀ Tous les lacs où le volume et le COD sont connus

$$\text{PTa} = 0,47 \pm 0,81 + 1,43 \pm 0,20 (\text{CODa}) + 16\,488 \pm 2\,947 (\text{batim}/\text{VOL})$$

$n = 28$; r^2 ajusté = 0,80; SE = 1,5 $\mu\text{g}/\text{L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : n.s.		n.s.	
CODa	0,561	<0,0000	mg L^{-1}
batim/VOL	0,236	<0,0000	nb m^{-3}

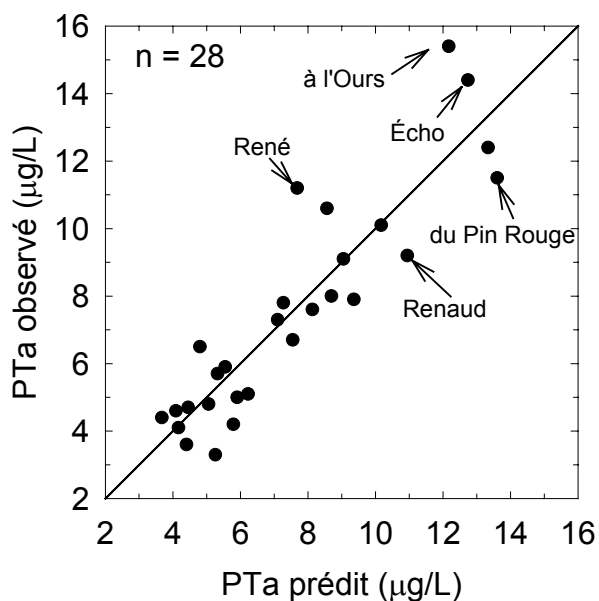


Figure L-26. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (PTa) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen.

Ainsi, de toutes les variables indépendantes mesurées, il ne subsiste que CODa et batim/VOL à ce modèle. Remarquer aussi que batim/VOL a préséance sur batim₁₀₀/VOL dans le choix des variables et que l'ordonnée à l'origine n'est plus significativement différente de zéro (une caractéristique recherchée).

En enlevant les deux lacs souvent problématiques, en raison de leur faible profondeur moyenne (Écho et Renaud), on obtient :

Équation L-23 (Figure L-27)

$$PTa = 0,06 \pm 0,66 + 1,51 \pm 0,16 (CODa) + 43\,941 \pm 7\,913 (\text{batim}_{100}/VOL)$$

$n = 26$; r^2 ajusté = 0,85; SE = 1,2 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : n.s.		n.s.	
CODa	0,671	<0,0000	nb m ⁻³
Batim ₁₀₀ /VOL	0,182	<0,0000	mg L ⁻¹

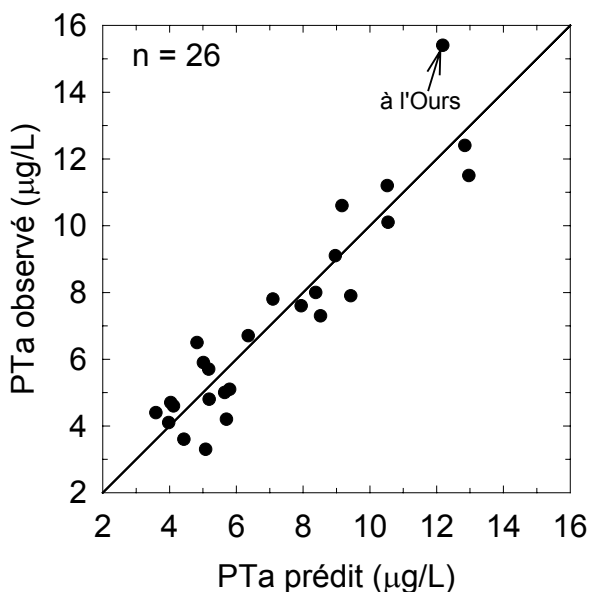


Figure L-27. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (PTa) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen, mais excluant deux petits lacs peu profonds (Écho et Renaud).

Finalement, en enlevant un troisième lac souvent problématique (le lac à l'Ours), on a :

Équation L-24 (Figure L-28) ◀ Lacs stratifiés où le volume et le COD sont connus

$$PTa = 0,86 \pm 0,55 + 1,23 \pm 0,14 (CODa) + 47\,562 \pm 6\,180 (\text{batim}_{100}/VOL)$$

$n = 25$; r^2 ajusté = 0,88; SE = 0,9 µg/L

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : n.s.		n.s.	
CODa	0,583	<0,0000	mg L ⁻¹
batim ₁₀₀ /VOL	0,299	<0,0000	nb m ⁻³

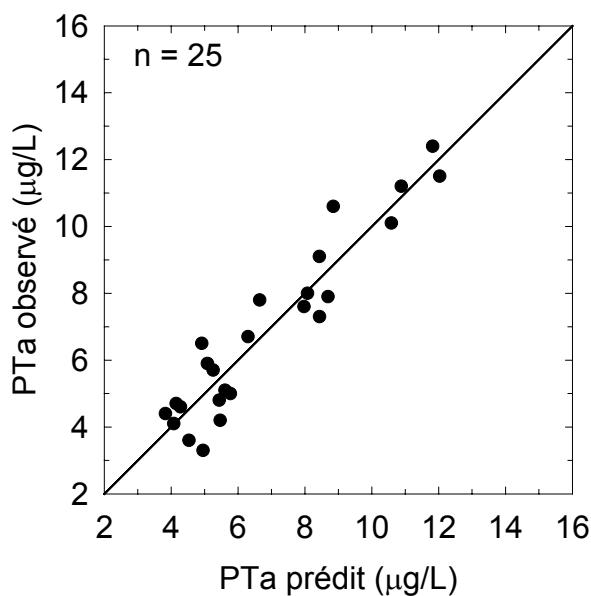


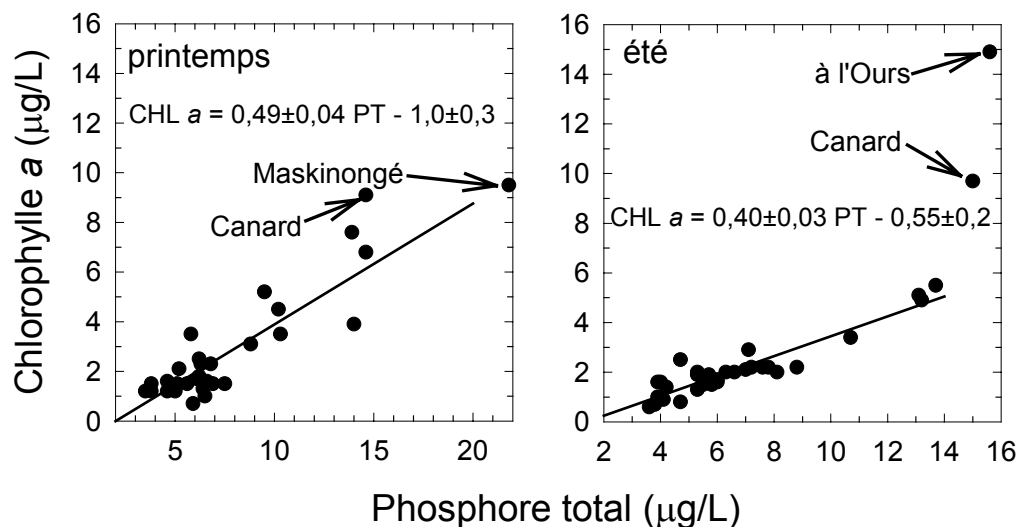
Figure L-28. Valeurs estimées et prédites du phosphore total annuel (PTa) selon un modèle de régression multiple linéaire incluant le COD annuel moyen, mais excluant trois lacs atypiques (à l'Ours, Écho et Renaud).

L'équation L-24 et la figure L-28 montrent que l'exclusion des trois lacs atypiques change peu de choses aux variables significatives de la relation initiale (éq. L-22). Noter cependant que la variable batim/VOL est maintenant remplacée par $\text{batim}_{100}/\text{VOL}$.

3.254 Résultats préliminaires de 2006 et validation des modèles empiriques

Afin de valider les travaux de la section précédente, l'épilimnion de 32 nouveaux lacs du même secteur a été échantillonné (4 échantillons) à quatre reprises entre le 5 mai et le 31 août 2006. Deux lacs supplémentaires déjà visités entre 2000 et 2002 (à l'Ours et du Pin Rouge) ont été ajoutés à cette liste et échantillonnés à trois reprises durant l'été 2006 afin de rendre comparables les étendues de variabilité en PT des populations mesurées en 2000-2005 et en 2006. Ces résultats sont présentés à l'**Annexe L-2**. Les pentes des relations entre la chlorophylle *a* et le phosphore total ne sont pas significativement différentes entre les saisons et les deux populations de lacs (**figures L-13** et **L-29**). Noter que les lacs Canard (non stratifié) et à l'Ours ont été exclus de ces analyses; en effet, la présence d'un bloom de cyanobactéries en 2006 a été confirmée par le MDDEP dans le lac à l'Ours et est fortement soupçonnée dans le lac Canard. Puisque les cyanobactéries sont généralement moins comestibles que les autres groupes d'algues, elles tendent à s'accumuler dans l'épilimnion ou à la surface et il est probable qu'elles n'obéissent pas aux relations usuelles liant la chlorophylle au phosphore total dans les lacs.

Figure L-29. Relations entre les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et en phosphore total mesurées dans l'épilimnion de 34 lacs étudiés en 2006. Les concentrations ont été mesurées une fois au printemps et trois fois en été (21 juin au 31 août, **Annexe L-2**). Les lacs Canard et à l'Ours ont été omis des calculs (voir le texte).



La relation significative (**figure L-30**) entre les valeurs de PTe observées en 2006 et prédites par l'**équation L-12** développée pour les lacs étudiés en 2000-2005 est encourageante. Toutefois, la **figure L-30** doit être considérée comme préliminaire pour trois raisons : **1-** Les concentrations en PTe n'ont été mesurées qu'en 2006, alors que celles qui ont servi à produire la **l'équation L-12** sont des moyennes établies sur trois années. **2-** Durant l'été 2006, les précipitations ont été deux fois plus abondantes qu'en

2000-2005 et les apports en P ont donc pu être plus importants. **3-** La mise à jour des descripteurs de la BDTQ (1:20000) date de 1989 à 1992; certaines variables telles « batim₁₀₀ » et « MOUV » ne seront actualisées que durant l'été 2007.

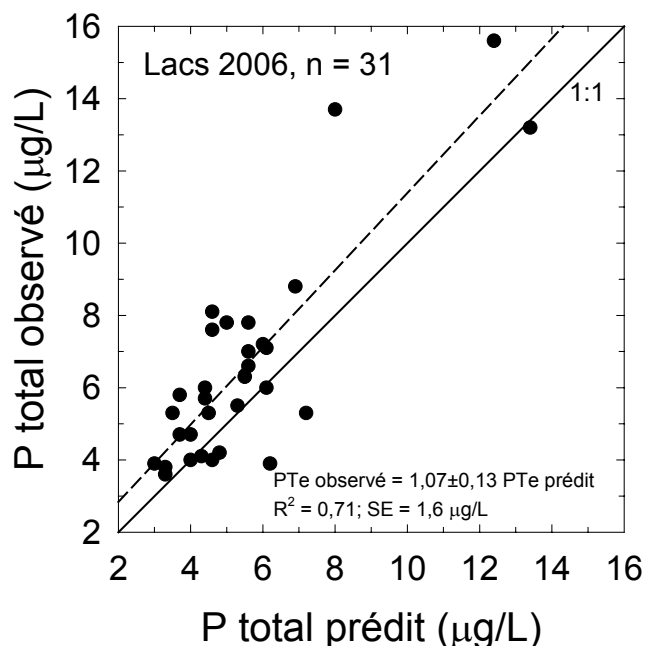


Figure L-30. Relation (tirets) entre le PT estival mesuré en 2006 dans 31 lacs des Laurentides et le PT estival estimé par la relation L-12.

Noter que trois lacs ont été exclus de cette relation; ce sont les lacs Canard (non stratifié), aux Quenouilles (non stratifié sur 80% de sa surface) et Maskinongé (agriculture importante dans son bassin versant).

3.255 Résumé et conséquences des modèles empiriques du phosphore total (PT) dans les lacs des Laurentides

Tel qu'attendu, la concentration moyenne en chlorophylle *a* est étroitement reliée à celle du phosphore total dans l'épilimnion des lacs des Laurentides. Toutefois, cette relation est plus serrée en été qu'au printemps. Dans un lac très coloré (Cardin), les résultats suggèrent que le phosphore total serait légèrement moins biodisponible dans les lacs très colorés recevant des apports importants en P issu des milieux humides et des retenues de castor.

Dans les Laurentides, où les activités agricoles sont généralement négligeables, le phosphore total est significativement relié à seulement trois types de variables, soient la superficie en milieux humides (MHtopo) dans le bassin versant, surtout constitués de retenues de castor, une variable représentant le degré d'occupation humaine (batim, batim₁₀₀, MOUV), et une troisième variable représentant la taille du lac récepteur (VOL, AL). Dans les modèles de régression *linéaire*, l'importance des milieux humides et des habitations n'est révélée que lorsque ces indicateurs sont exprimés en fonction de la taille du lac récepteur (batim/VOL, MHtopo/VOL).

L'emploi des variables morphométriques indicatrices de milieux humides et de saturation hydrique du terrain (MHtopo, AD/AL+AAL, PENTE) et des variables indicatrices du degré d'occupation humaine donne de bons modèles empiriques de prédiction du phosphore total (r^2 de 0,61 à 0,85, SE de 1,2 à 1,8 $\mu\text{g/L}$) selon le modèle et la saison. Cependant, l'ajout du COD comme variable indépendante remplace tous les indicateurs de milieux humides et de saturation hydrique des sols; de plus, ces modèles sont plus précis ($r^2 = 0,76$ à $0,93$; SE = 0,8 à 1,6 $\mu\text{g/L}$) et leur ordonnée à l'origine n'est plus significativement différente de zéro, sauf au printemps.

En examinant les r^2 ajustés partiels des variables linéaires ou logarithmiques, les variables indicatrices de milieux humides et de saturation hydrique (tels MHtopo, MHtopo/VOL ou COD) tiennent un rôle généralement plus important que les variables indicatrices du degré d'occupation humaine (batim, batim₁₀₀) dans le contrôle du PT. En été, « batim₁₀₀/VOL » est supérieur à « batim/VOL » et le contraire est vrai au printemps. En d'autres termes, l'influence des habitations semble se rapprocher du lac en période d'étiage estival, ou encore en période d'occupation maximale de la ceinture riveraine.

Le comportement des lacs peu profonds (z moyen < 2 m) où les macrophytes sont très abondants (Écho, Renaud) ainsi que celui du lac à l'Ours diffère de celui des 25 autres lacs étudiés entre 2000 et 2005. Selon les saisons, la concentration mesurée en PT est généralement supérieure (2-6 $\mu\text{g/L}$) à la concentration prédite au lac Écho/Quatorze-Îles. Le seul lac artificiel (Renaud) inclus dans l'étude était couvert de macrophytes en 2000-2002 et montrait des concentrations en PT généralement inférieures (2-4 $\mu\text{g/L}$) aux valeurs prédites. Au lac à l'Ours, la proportion du bassin versant occupé par les milieux humides est très élevée. Ainsi, l'élimination d'un ou des trois lacs dans les régressions produit souvent des modèles expliquant une plus grande partie de la variabilité en PT. Les modèles issus de cette étude devraient donc être appliqués avec prudence aux lacs possédant des caractéristiques atypiques semblables à celles de ces trois lacs (voir annexe L-1).

Dans les lacs des Laurentides non sujets à d'autres influences telles l'agriculture ou la foresterie intensive, les variables explicatives importantes du PT sont l'importance des milieux humides et des retenues de castor (MHtopo ou COD), la densité des constructions (batim ou batim₁₀₀) et le volume du lac récepteur (VOL). Dans une perspective de gestion de la qualité de l'eau, seules les variables indicatrices du degré d'occupation humaine pourraient éventuellement être modulées afin de contrôler la concentration en PT. Cependant, la présence de « batim » ou « batim₁₀₀ » dans ces modèles ne signifie pas nécessairement que le nombre d'habitations entourant un lac doit obligatoirement être limité à une certaine valeur précise afin de préserver la qualité de l'eau. L'importance de ces variables signifie plutôt qu'en moyenne, certains comportements humains *actuels* nuisent au maintien de la qualité des eaux. Les comportements humains les plus dommageables sont probablement les suivants :

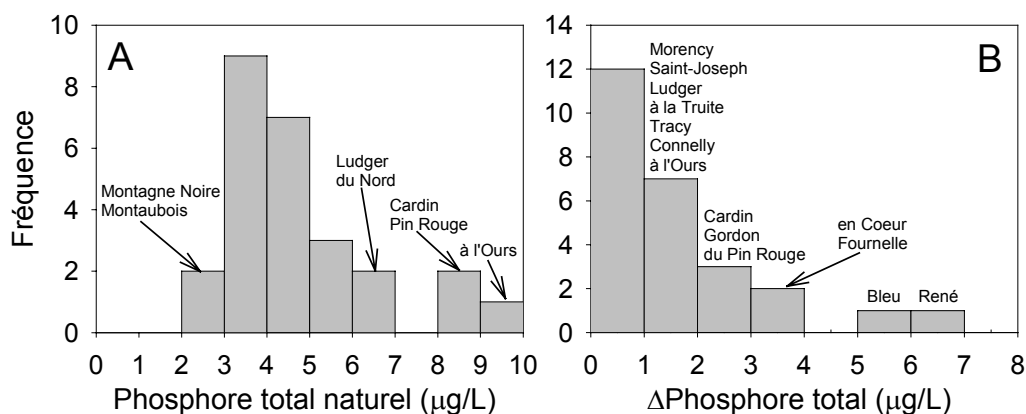
- L'utilisation de détergents phosphatés (à lave-vaisselle) devenue très répandue.
- L'utilisation d'engrais phosphatés dans les jardins et sur les pelouses.
- Le maintien de milieux ouverts excessifs (exportateurs reconnus de phosphore) tels les pelouses.
- Les installations septiques non conformes et/ou ayant une faible capacité de rétention du P.
- La surexploitation immobilière des ceintures littorales.

Cependant, en l'absence de mesures précises visant à diminuer l'émission de P par l'homme dans l'environnement, l'impact de l'occupation humaine sur les lacs des Laurentides devrait provisoirement être estimé selon les modèles présentés plus haut. Ces modèles permettent, pour la première fois, d'estimer la l'influence actuelle de l'occupation humaine sur les concentrations en PT dans les lacs des Laurentides. Ils permettent aussi d'estimer la concentration naturelle en PT, c'est à dire la concentration attendue en l'absence des perturbations humaines dans le bassin versant. Les modèles illustrés ci-dessus peuvent donc être utilisés afin d'estimer le nombre d'habitations maximal tolérable pour un lac donné dont on projetterait le développement.

À titre d'exemple, nous avons utilisé l'**équation L-12 (figure L-19)** afin d'estimer la concentration naturelle en PT estival et l'effet de l'occupation humaine dans les 26 lacs stratifiés visités entre 2000 et 2005. Selon la **figure L-31**, bien que la concentration naturelle en PT ne devrait pas dépasser 6 µg/L dans la majorité des lacs des Laurentides, certains se situent nettement au dessus de cette valeur en raison de l'abondance des milieux humides dans leurs bassins versants. La **figure L-31** montre aussi que l'homme n'a eu qu'une influence mineure dans la majorité des lacs, mais que certains autres, surtout les plus petits, sont particulièrement sensibles au développement excessif.

Le MDDEP (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau) a défini certains seuils de concentration en PT qui ne devraient pas être dépassés dans les lacs de villégiature. Ainsi, pour les lacs oligotrophes (PT inférieur ou égal à 10 µg/L) la présence de l'homme ne devrait pas causer une augmentation en PT supérieure à 50% de la différence entre le seuil de 10 µg/L et la concentration naturelle en PT. Cependant, nous remettons en question l'utilité des seuils de concentration proposés par le MDDEP et par de nombreux autres organismes publics. En premier lieu, l'application d'un seuil fixe de 10 µg/L pose un problème de gestion évident dans les lacs dont la concentration naturelle en PT est elle-même voisine de 10 µg/L. En second lieu, puisque le P limite la production biologique dans les lacs, toute augmentation en PT se traduira par une augmentation proportionnelle des propriétés indésirables telles la concentration en chlorophylle planctonique et le déficit hypolimnétique en oxygène. Nous préconisons plutôt une approche alternative selon laquelle l'augmentation tolérable en PT serait définie en proportion (5%, 10%) de la concentration naturelle.

Figure L-31. Concentrations naturelles en phosphore total estival (A) et accroissements de concentrations occasionnés par l'homme (B) dans les 26 lacs stratifiés suivis entre 2000 et 2005 telles qu'estimés selon l'équation L-12.



La principale faiblesse des modèles présentés ci-dessus consiste en l'impossibilité d'y incorporer d'autres sources de P non considérées lors de leur développement (piscicultures, stations d'épuration des eaux usées). C'est pourquoi des modèles explicites de type entrée-sortie sont présentés à la **section 3.27**.

3.26 Le carbone organique dissous

Plusieurs raisons permettent de supposer que le C organique dissous mesuré dans les lacs des Laurentides provient surtout du bassin versant :

- 1- Les concentrations observées dans les lacs sont semblables à celles mesurées dans leurs tributaires (voir **section 3.22**).
- 2- Les concentrations mesurées dans l'épilimnion sont saisonnièrement stables ($\pm 10\%$) et semblables à celles mesurées dans l'hypolimnion, ce qui suggère que le métabolisme autotrophe ne joue qu'un rôle mineur dans l'accumulation de COD épilimnétique.
- 3- La teinte colorée du COD, suggère qu'il est composé, au moins en partie, de substances humiques générés dans le bassin versant.
- 4- Les concentrations de COD mesurées dans l'épilimnion sont beaucoup plus grandes que les concentrations en COP planctonique, ce qui suggère que le COP planctonique n'est pas une source importante de COD.

Les modèles empiriques présentés plus bas pour les périodes estivale, annuelle et printanière confirment l'existence de relations significatives entre la concentration en COD lacustre et certaines propriétés des bassins versants indicatrices du degré de saturation hydrique des sols : abondance des milieux humides, indice topographique de saturation des sols [$\ln(\alpha/\tan\beta)$, Beven et al. 1995], ratio de drainage et pente moyenne du bassin versant. Cependant, plusieurs de ces indicateurs étant fortement autocorrélés, les modèles produits sont généralement instables, c'est à dire que l'omission d'un ou de quelques lacs produit des modèles équivalents où une variable a été remplacée par une

autre variable autocorrélée. À titre d'exemple, quelques modèles sont présentés ci-dessous.

Le carbone organique dissous estival

Quatre variables, soient l'abondance des milieux humides, le volume ou la surface du lac, la pente moyenne de l'aire drainée et le temps de séjour de l'eau expliquent la concentration en carbone organique dissous dans les 28 lacs considérés. Noter les coefficients positifs devant « MHtopo/VOL », « MHUM/VOL », et négatifs devant « tres1 » et « PENTE ». Ces effets sont attendus d'après notre compréhension du comportement de l'eau et du carbone organique dissous dans les milieux humides, les lacs et les sols forestiers (D'Arcy et Carignan 1997, Creed et al. 2003). En effet, plus les milieux humides de tous genre sont abondants, et plus la pente moyenne d'un bassin versant forestier est douce, plus ce dernier est susceptible d'exporter du COD.

Équation L-25

$$\text{CODE} = 4,95 \pm 0,55 + 14,8 \pm 2,1 (\text{MHtopo}/\text{VOL}) - 0,234 \pm 0,097 (\text{tres1}) - 0,166 \pm 0,073 (\text{PENTE})$$

$$n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,77; \text{SE} = 0,71 \text{ mg/L}$$

	r ² partiel ajusté	p	Unité
Constante : 4,95		<0,0000	
MHtopo/VOL	0,670	<0,0000	m ⁻¹
tres1	0,064	0,024	an ⁻¹
PENTE	0,038	0,032	degré

Équation L-26

$$\text{CODE} = 4,89 \pm 0,56 + 16,0 \pm 1,9 (\text{MHUM}/\text{VOL}) - 0,226 \pm 0,073 (\text{PENTE})$$

$$n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,76; \text{SE} = 0,73 \text{ mg/L}$$

	r ² partiel ajusté	p	Unité
Constante : 4,89		<0,0000	
MHUM/VOL	0,677	<0,0000	m ⁻¹
PENTE	0,080	0,0048	degré

Équation L-27

$$\text{Log}_{10} (\text{CODE}) = 0,377 \pm 0,035 - 0,117 \pm 0,041 \text{Log}_{10} (\text{tres1}) + 0,056 \pm 0,010 \text{Log}_{10} (\text{MHtopo}+10) - 0,139 \pm 0,033 \text{Log}_{10} (\text{AL}+\text{AAL})$$

$$n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,77; \text{SE} = 0,73 \text{ mg/L}$$

	r ² partiel ajusté	p	Unité
Constante : 0,377		<0,0000	
tres1	0,517	<0,0000	an ⁻¹
MHtopo+10	0,085	0,0087	m ²
AL+AAL	0,166	0,0003	km ²

Équation L-28

$COD_p = 4,71 \pm 0,48 + 2,52 \pm 0,39 (MH_{topo}/AL) - 0,192 \pm 0,064 (PENTE) - 0,185 \pm 0,086 (tres1)$

$n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,75; SE = 0,63 \text{ mg/L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 4,71		<0,0000	
MH _{topo} /AL	0,600	<0,0000	Sans dimension
PENTE	0,111	0,0063	degré
tres1	0,037	0,0409	an ⁻¹

Équation L-29

$COD_a = 4,82 \pm 0,50 + 10,26 \pm 2,67 (MH_{topo}/VOL) - 0,191 \pm 0,089 (tres1) - 0,186 \pm 0,067 (PENTE)$

$+ 2,17 \pm 0,94 (MHUM/AL+AAL); n = 28; r^2 \text{ ajusté} = 0,81; SE = 0,64 \text{ mg/L}$

	r^2 partiel ajusté	p	Unité
Constante : 4,82		<0,0000	
MH _{topo} /VOL	0,675	0,0008	Sans dimension
tres1	0,060	0,0430	an ⁻¹
PENTE	0,036	0,0109	degré
MHUM/(AL+AAL)	0,035	0,0306	Sans dimension

Le temps de séjour de l'eau (tres1) dans les lacs entre de façon significative dans plusieurs de ces modèles. Parmi les variables significatives, « tres1 » est la seule qui soit indépendante de la génération du COD dans le bassin versant; sa présence indique une certaine dégradation (photolytique et/ou bactérienne) du COD allochtone dans les lacs où l'eau séjourne longtemps. Cependant, « tres1 » n'explique qu'une faible proportion (3-6 %) de la variance du COD dans ces lacs. Noter que la variable « PENTE » est également la principale variable modèles expliquant l'exportation de COD par les tributaires des Laurentides (voir **tableau L-3**).

3.27 Ajustement du modèle explicite d'eutrophisation aux lacs des Laurentides

Dans les Laurentides, l'exportation de P par les tributaires a précédemment été définie en fonction des superficies de forêt, de milieux humides et de milieux ouverts (voir **section 3.23, tableau L-4**) :

$$L_{PT} (\text{kg a}^{-1}) = 174,8 \pm 25,1 MHUM_r + 4,92 \pm 0,36 MFOR + 11,3 \pm 5,7 MOUV \quad (\text{Éq. L-30})$$

$n = 46; r^2 = 0,93; SE = 10,2 \text{ kgP a}^{-1}$

Les coefficients de l'**équation L-30** correspondent aux charges spécifiques en PT issues de trois types de milieux (forêt, milieux humides récents et milieux ouverts) communs dans les Laurentides. L'**équation L-30** ne tient cependant pas compte de la charge en P

issue des habitations qui bordent habituellement les lacs. Cette quantité a déjà été estimée à 0,064 kgP/ personne/an par Crago (2004) suite à un suivi annuel des charges en PT en amont et en aval d'une petite rivière bordée par 141 résidences permanentes et 17 résidences saisonnières à Saint-Hippolyte. Le nombre de résidences a ensuite été transformé en nombre d'occupants en supposant que chaque résidence était occupée, en moyenne, par 2,3 personnes en 2001 et que le taux d'occupation était de 365 j/a pour les résidences permanentes et de 128 j/a pour les 17 résidences saisonnières.

Le **tableau L-6** compare les coefficients d'exportation utilisés par Dillon et al. (1994) à ceux rapportés dans les deux volets (Laurentides et Estrie) de la présente étude. Alors que les coefficients attribués aux forêts et aux milieux ouverts sont très semblables, ceux attribués aux milieux humides et aux humains sont radicalement différents. Dans les Laurentides et en Estrie, même si les superficies occupées par les milieux humides sont relativement petites (de l'ordre de 2% du bassin versant, en moyenne) ces derniers jouent un rôle très important dans l'exportation de P. Ces grandes différences expliquent essentiellement l'absence de relation significative entre les valeurs observées et prédites de la **figure L-1**.

Suite à un suivi quotidien, pendant une année complète (2004-2005), du débit et du PT à l'entrée de la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Saint-Adolphe d'Howard, Lamoureux (2006) a estimé à 0,86 kg personne⁻¹ a⁻¹ la quantité de P produite par les humains occupant les résidences raccordées au réseau collecteur. Cette valeur ressemble à celle utilisée par Dillon et al. (1994) pour l'émission de P par les humains non raccordés à un réseau collecteur mais diffère par un facteur d'environ 14 de celle (0,064 kg personne⁻¹ a⁻¹) mesurée dans les Laurentides par Crago (2004). En appliquant leur modèle aux lacs de l'Ontario, Dillon et al. ont supposé que la majeure partie du P contenu dans les excréments humains et les eaux usées domestiques parvenait aux eaux de surface. En réalité, plusieurs mécanismes dont la vidange des installations septiques et l'adsorption du P sur les oxydes de fer (très abondants dans les podzols laurentidiens) font que seulement une faible proportion du P issu des eaux usées domestiques atteint les eaux de surface.

Tableau L-6. Coefficients d'exportation de PT utilisés par Dillon (1994) au sud de l'Ontario et mesurés dans les Laurentides et en Estrie.

Source	Unité	Dillon et al. (1994)	Cette étude (Laurentides) Carignan et Perceval	Cette étude (Estrie) Prairie et Parkes
Atmosphère	kgP km ⁻² an ⁻¹	15	6,0±3,0*	
Forêt	kgP km ⁻² an ⁻¹	5,5	4,9±0,4	5,0±1,9
Milieux humides	kgP km ⁻² an ⁻¹	20	175±25**	207±30
Milieux ouverts	kgP km ⁻² an ⁻¹	9,8	11,3±5,7	
Humains	kgP pers ⁻¹ an ⁻¹	0,8	0,064***	

* Carignan (Station de biologie des Laurentides, non publié)

** Milieux humides récents seulement

*** Tiré de Crago (2004)

Nous avons utilisé l'**équation L-1** avec les valeurs de L adaptées aux Laurentides et le modèle de rétention lacustre proposé par Larsen et Mercier (1976) – le mieux adapté aux lacs des Laurentides (voir section 3.23) – afin d'estimer le P total de 26 lacs suivis entre 2000 et 2005 (les lacs Renaud et Écho ont été omis). Une fois développée, l'**équation L-1** devient :

$$[P] = [(L_{MFOR} + L_{Mhumides} + L_{MOUV} + L_{ATM} + L_{HUMAINS})] (1-R_p)/Q \quad (\text{Éq. L-31})$$

où :

$$R_p = 1/(1 + 1/\tau^{0,5}) \quad (\text{Larsen et Mercier 1976; } \tau = \text{tresl} = \text{ temps de séjour})$$

et $Q = 0.63 \text{ m an}^{-1}$.

Trois hypothèses ont été retenues afin de calculer la contribution des milieux humides à la charge totale en P. Nous avons supposé que la superficie totale des milieux humides correspondait soit à celle définie par la BDTQ (A), soit aux milieux humides récents (B) ou totaux (C) identifiés sur les photographies aériennes acquises en 2002-2004. Noter aussi que dans le calcul de l'**équation L-31**, l'exportation de P par les diverses sources n'a pas été distribuée dans les sous-bassins versants des lacs d'ordre hydrologique supérieur à 1; en d'autres termes, la rétention de P dans les petits lacs situés en amont du lac-cible n'a pas été prise en considération.

L'examen des résultats (**figure L-32**) révèle que les pentes et les ordonnées à l'origine des relations entre le P estimé selon l'**équation L-31** et le P observé ne sont pas significativement différentes entre les lacs de 1^{er} ordre et les lacs d'ordre 2-4. Les deux types de lacs ont donc été groupés dans les analyses subséquentes. Des relations très significatives, dont le r^2 varie de 0,42 à 0,70, sont observées entre les concentrations en P prédites par l'**équation L-31** et les valeurs observées. Les scénarios A et C donnent cependant les meilleurs résultats, avec des r^2 de 0,70 (SE = 1,8 µg/L) et 0,68 (SE = 1,9 µg/L), respectivement. L'absence d'un effet significatif de l'ordre hydrologique et la faiblesse relative des r^2 ne devraient pas étonner le lecteur étant donnée l'incertitude des coefficients de l'**équation L-31** et la grande variabilité des modes dans le type d'aménagement humain prévalent d'un lac à l'autre selon l'époque de développement de la ceinture littorale.

Dans l'**équation L-31**, l'optimisation des coefficients d'exportation par les milieux humides et par les humains (régression non-linéaire, méthode itérative de Marquardt) indique qu'un r^2 à peine supérieur (0,72; SE = 1,6 µg/L) est obtenu en attribuant des coefficients de 125 kgP/km²/an et de 0,045 kgP/pers/an à l'ensemble des milieux humides (anciens+récents) et aux humains (**fig. L-33**). Cependant, puisque les deux types de milieux humides sont généralement présents dans les bassins versants, et en l'absence d'étude spécifique permettant de discriminer l'exportation de P par les milieux humides récents et anciens, nous préconisons l'emploi d'un coefficient unique (125 kgP/km²/an) pour les deux types de milieux (**fig. L-33**) dans l'**équation L-31**.

Figure L-32. Concentrations prédites (éq. L-31) et observées en P total estival dans 13 lacs des Laurentides d'ordre 1 (●) et 13 lacs d'ordre supérieur à 1 (○) avec un coefficient d'exportation dû aux humains de 0,064 kg/personne/an et un coefficient d'exportation des milieux humides de 175 kg/km²/an. A : milieux humides définis selon la cartographie BTDQ 1:20000; B : milieux humides récents selon les photographies aériennes 2002-2004; C : milieux humides anciens et récents selon les photographies aériennes 2002-2004.

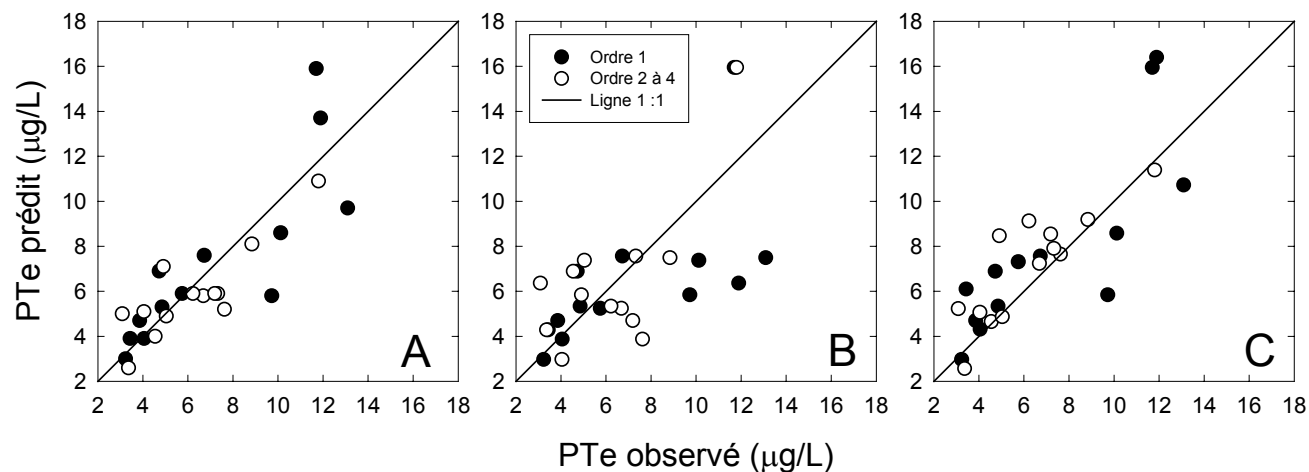
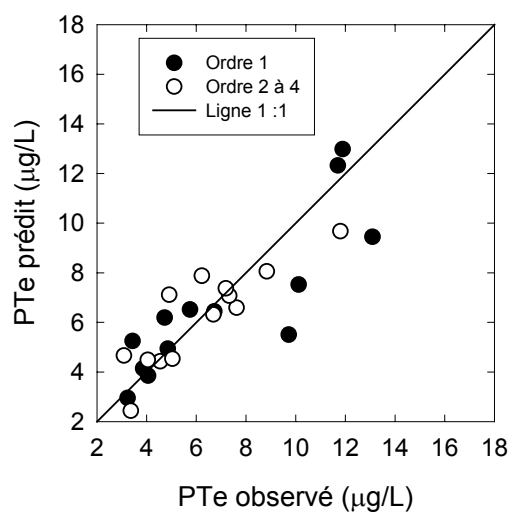


Figure L-33. Concentrations prédites (éq. L-31) et observées en P total estival dans 13 lacs des Laurentides d'ordre 1 (●) et 13 lacs d'ordre supérieur à 1 (○) avec un coefficient d'exportation dû aux humains de 0,045 kg/personne/an et un coefficient d'exportation des milieux humides de 125 kg/km²/an ajustés par régression non-linéaire.



Avantages et désavantages du modèle explicite

Les prédictions de l'**équation L-31** sont moins justes ($SE = 1,6$ à $1,9 \mu\text{g/L}$; $n = 26$) selon l'hypothèse retenue pour $L_{Mhumides}$ et $L_{humains}$ que celles des modèles purement empiriques ($SE = 0,8 \mu\text{g/L}$; $n = 26$; **éq. L-12**). Le formalisme de l'**équation L-31** permet cependant d'examiner l'effet d'un ajout ou d'une soustraction à la charge totale en P sur la concentration résultante en P. Ainsi, l'effet d'un effluent de pisciculture, d'une station d'épuration ou de la construction de résidences supplémentaires peut être anticipé en modifiant ou en ajoutant des charges supplémentaires à l'**équation L-31**. À titre d'exemple, le cas du lac Maskinongé est fourni au paragraphe suivant.

Application : le cas du lac Maskinongé

Le lac Maskinongé fait partie de la population de lacs des Laurentides suivis en 2006 (**Annexe L-2**). Cependant, contrairement aux autres lacs de cette population, une fraction importante (environ 27 %) de son bassin versant est consacrée à l'agriculture (fourrage et pâturage). En conséquence, les concentrations en PT mesurées au printemps ($21,8 \mu\text{g/L}$) et en été ($13,1 \mu\text{g/L}$) dans ce lac sont nettement supérieures à celles observées dans la majorité des autres lacs des Laurentides. L'utilisation de l'**équation L-31** afin de prédire la concentration en PT dans le lac Maskinongé avec $L_{Mhumides} = 125 \text{ kgP/km}^2/\text{an}$, $L_{HUMAINS} = 0,045 \text{ kgP/pers/an}$, et $L_{MOUV} = 11,5 \text{ kgP/km}^2/\text{an}$ donne une concentration prédite ($6,4 \mu\text{g/L}$) correspondant à un lac oligotrophe et très inférieure aux concentrations observées.

Ce piètre résultat est attendu puisque nos travaux dans les Laurentides n'ont pas permis d'estimer les apports en P issus des pratiques agricoles. Cependant, en remplaçant dans l'**équation L-31** la valeur de L_{MOUV} de $11,5 \text{ kgP/km}^2/\text{an}$ par la valeur de $52 \text{ kgP/km}^2/\text{an}$ rapportée en Estrie pour les pâturages par Prairie et Parkes (ce rapport), la concentration prédite passe à $16 \mu\text{g/L}$ et se rapproche ainsi des valeurs mesurées. Seules des observations supplémentaires effectuées dans d'autres lacs des Basses- et des Hautes-Laurentides affectés par des pratiques agricoles non-durables permettraient de confirmer ce résultat encourageant.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES, Laurentides

- Bayley, S.E., D.W. Schindler, K.G. Beaty, B.R. Parker et M.P. Stainton. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 584-596.
- Beaulac, M.N. et K.H. Reckhow. 1982. An Examination of Land Use - Nutrient Export Relationships. *Water Resources Bulletin* Vol 18, No 6, p 1013-1024.
- Beven, K. J., Lamb, R., Quinn, P. F., Romanowicz, R. et Freer, J. 1995. TOPMODEL, dans V. P. Singh (Ed). *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, 1995, 627-668.
- Boers, P.C.M., W. Van Raaphorst et D.T. Van der Molen. 1998. Phosphorus retention in sediments. *Wat. Sci. Tech.* 37: 31-39.
- Burnham, K.P. et D.R. Anderson. 1998. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag.
- Canfield, D.E. et R.W. Bachmann. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:414-423.
- Chambers P.A., M. Guy, E.S. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove, et N.Foster. 2001. *Nutrients and their impact on the Canadian environment*. Agriculture and Agri-Food Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada and Natural Resources Canada. 241 p.
- Clement, A. L. Somlyódy, et L. Koncsos. 1998. Modeling the phosphorus retention of the Kis-Balaton upper reservoir. *Wat. Sci. Tech.* 37:113-120.
- Clesceri, N.L., S.J. Curran et R.I. Sedlak. 1986. Nutrient loads to Wisconsin lakes: part 1. Nitrogen and phosphorus export coefficients. *Water Res. Bull.* 22: 983-990.
- Crago, C. 2004. Coefficients d'exportation de phosphore, carbone organique dissous et matières en suspension associés à la forêt, aux résidences et aux milieux humides dans les Laurentides. Mémoire de maîtrise (M.Sc.), Université de Montréal.
- Creed, I.F., S.E. Sanford, F.D. Beall, L.A. Molot and P.J. Dillon. 2003. Cryptic wetlands: integrating hidden wetlands in regression models of the export of dissolved organic carbon from forested landscapes. *Hydrol. Process.* 17: 3629-3648.
- Christ, M.J. et M.B. David. 1996. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a spodosol. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1191-1199.
- de Montigny, C. et Prairie, Y. T., 1993. The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. *Hydrobiologia* 253: 141-150.
- D'Arcy, P., et R. Carignan. 1997. Influence of watershed topography on water quality in the Shield lakes of southeastern Québec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2215-2227.
- Devito, K.J., P.J. Dillon et B.D. Lazerte. 1989. Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. *Biogeochemistry* 8: 185-204.
- Devito, K.J. et P.J. Dillon. 1993. Importance of runoff and winter anoxia to the P and N dynamics of a beaver pond. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2222-2234.
- Dillon, P.J. et F.H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1519-1531.
- Dillon, P.J. et W.B. Kirchner. 1975. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research* 9: 135-148.

- Dillon, P.J., W.A. Scheider, R.A. Reid et D.S. Jeffries. 1994. Lakeshore capacity study: Part I-Test of effects of shoreline development on the trophic status of lakes. *Lake and Reserv. Manage.* 8: 121-129.
- Dillon, P.J. et L.A. Molot. 1997. Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. *Water Resour. Res.* 33: 2591-2600.
- Dillon, P.J., L.A. Molot et W.A. Scheider. 1991. Phosphorus and nitrogen export from forested stream catchments in central Ontario. *J. Environ. Qual.* 20: 857-864.
- Efron, B. et R.J. Tibshirani. 1993. *An introduction to the bootstrap.* Chapman & Hall.
- Frost, P.C., J.H. Larson, C.A. Johnston, K.C. Young, P.A. Maurice, G.A. Lamberti et S.D. Bridgman. 2006. Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physicochemistry in a Lake Superior river watershed. *Aquat. Sci.* 68: 40-51.
- Grobbelaar, J. U. 1985. Phytoplankton productivity in turbid waters. *J. Plankton Res.* 7(5): 653-663.
- Hinton, M.J., S.L. Schiff et M.C. English. 1997. The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry* 36: 147-165.
- Hornberger, G.M, K.E. Bencala et D.M. McKnight. 1994. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry* 25: 147-165.
- Joffre, R et G.I. Ågren. 2001. From plant to soil: litter production and decomposition. Dans, *Terrestrial global productivity*, éd. Roy, J., B. Saugier et H.A. Mooney, Academic Press, pp. 83-99.
- Kirchner, W.B. et P.J. Dillon. 1975. A empirical method for estimating the retention of phosphorus in lakes. *Wat. Resour. Res.* 11:182-183.
- Kortelainen, P., T. Mattsson, L. Finér, M. Ahtiainen, S. Saukkonen et T. Sallantaus. 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquat. Sci.* 68: 453-468.
- Larsen, D.P. et H.T. Mercier. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 1742-1750.
- Lamoureux, C. 2006. Impact de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard sur le lac Ste-Marie, dans les Laurentides. M. Sc., Université de Montréal.
- Legendre, P. et L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*, 2nd edition. Elsevier.
- Lepistö, A., L. Andersson, B. Arheimer et K. Sunblad. 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. *Water Air Soil Pollut.* 84: 81-102.
- Lewis, W.M., J.F. Saunders, D.W. Crumpacker et C.M. Bredecke. 1984. *Eutrophication and Land Use: Lake Dillon, Colorado.* Springer Verlag.
- Likens, G.E. 1985. An experimental approach for the study of ecosystems. *J. of Ecology* 73: 381-396.
- Likens, G.E., F.H. Bormann, N.M. Johnson, D.W. Fisher et R.S. Pierce. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.* 40: 23-47.
- McDowell, W.H. et G.E. Likens. 1988. Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecol. Monogr.* 58: 77-195.

- Mulholland, P.J. 1997. Dissolved organic matter concentration and flux in streams. *J. North Am. Benth. Soc.* 16: 131-141.
- Naiman, R.J. 1982. Characteristics of sediment and organic carbon export from pristine Boreal forest watersheds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1699-1718.
- Naiman, R.J., C.A. Johnston et J.C. Kelley. 1988. Alteration of North American streams by beavers. *Bioscience* 38: 753-761.
- Naiman, R.J., G. Pinay, C.A. Johnston et J. Pastor. 1994. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology* 75: 905-921.
- Nurnberg, G.K. 1984. The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* 29:111-124.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14: 14-36.
- Pellerin, B.A., W.M. Wollheim, C.S. Hopkinson, W.H. McDowell, M.R. Williams, C.H. Vörösmarty et M.L. Daley. 2004. Role of wetlands and developed land use on dissolved organic nitrogen concentrations and DON/TDN in northeastern U.S. rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 49: 910-918.
- Prairie, Y.T. 1988. A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models. *Arch. Hydrobiol.*
- Prairie, Y.T. 1989. Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. *Aquat. Sci.* 51: 192-205
- Prairie, Y.T. et J. Kalff. 1986. Effect of Catchment Size on Phosphorus Export. *Water Resources Bulletin* Vol. 22, No.3, p 465-470
- Prairie, Y.T., C. de Montigny, et P.A. del Giorgio. 2002. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (In press).
- Quinn, P., K.J. Beven et R. Lamb 1995. The $\ln(a/\tan B)$ index: how to calculate it and how to use it within the TOPMODEL framework. *Hydrol. Process.* 9:161-182.
- Rasmussen, J.B., L. Godbout et M. Schallenberg. 1989. The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1336-1343.
- Reckhow, K.H., et S.C. Chapra. 1983. Engineering approaches for lake management. Vols. 1 and 2. Butterworth Publishers.
- Rigler, F.H. 1973. The phosphorus cycle in lakes. Appendix to Ruttner's *Fundamentals of Limnology*. 3rd edition.
- Sartory, D.P. et J.U. Grobelaar. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Schindler, D.W., S.E. Bayley, P.J. Curtis, B.R. Parker, M.P. Stainton et C.A. Kelly. 1992. Natural and man-caused factors affecting the abundance and cycling of dissolved organic substances in Precambrian Shield lakes. *Hydrobiologia* 229: 1-21.
- Sokal, R.R. et F.J. Rohlf. 1995. *Biometry*. Freeman.
- Vollenweider, R.A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle des Stoffbilanz von Seen. *Arch. Hydrobiol.* 66:1-36
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*, 3rd edition. Academic Press.

ANNEXE L-1. Variables considérées dans les modèles de régression multiple de COD et PT dans les lacs des Laurentides (définition des variables à la page 79)

Lac	Observation années	Latitude dd.mmm	Longitude dd.mmm	AB km ²	AD km ²	AL km ²	AAL km ²	PL km
Achigan, de l'	2000-2005	45.942	-73.971	97.68	88.05	5.31	4.32	22.63
Blanche, de la	2003-2005	46.087	-74.459	3.95	3.42	0.41	0.12	3.82
Bleu	2000-2002	45.886	-73.983	3.43	2.91	0.23	0.29	2.85
Cardin	2003-2005	46.140	-74.240	32.23	30.90	0.62	0.71	11.79
Cœur	2000-2002	45.968	-74.011	1.64	1.19	0.45	0.00	7.40
Connelly	2000-2005	45.894	-73.967	24.36	22.68	1.24	0.44	7.28
Cornu	2000-2002	45.881	-74.000	1.10	0.87	0.22	0.00	3.50
Croche	2000-2002	45.992	-74.006	1.07	0.89	0.18	0.00	4.31
Écho (Quatorze Îles)	2000-2002	45.886	-74.023	11.97	9.90	1.62	0.45	11.64
Fournelle	2000-2002	45.915	-74.042	3.97	3.66	0.20	0.12	3.10
Gervais	2003-2005	46.274	-74.686	8.65	6.36	0.97	1.33	7.08
Gordon	2000-2002	45.909	-74.050	0.99	0.93	0.06	0.00	1.34
Ludger	2003-2005	46.130	-74.261	39.86	36.90	1.58	1.38	15.94
Montagne Noire, de la	2003-2005	46.201	-74.270	13.16	10.26	2.80	0.10	11.38
Montaubois	2000-2002	45.922	-74.072	0.51	0.30	0.17	0.05	2.20
Morency	2000-2002	45.928	-74.036	2.33	2.07	0.26	0.00	2.99
Nord, du	2003-2005	46.056	-74.029	13.95	11.89	0.87	1.19	6.39
Ouimet	2003-2005	46.170	-74.590	19.34	17.45	1.56	0.33	8.42
Ours	2000-2002	45.959	-74.057	3.15	2.93	0.15	0.07	1.99
Pin Rouge, du	2000-2002	45.961	-74.041	7.06	6.60	0.15	0.30	2.17
Renaud	2000-2002	45.895	-74.051	2.14	1.87	0.27	0.00	3.63
René	2000-2002	45.883	-74.037	0.19	0.12	0.07	0.00	1.21
Rougeaud	2003-2005	46.093	-74.413	12.12	9.83	0.67	1.61	5.94
Sables, des	2003-2005	46.040	-74.301	40.61	36.35	2.96	1.30	22.31
Saint-Joseph	2003-2005	45.974	-74.340	60.22	55.34	1.47	3.41	14.02
Tracy	2000-2002	45.927	-74.066	0.89	0.59	0.08	0.21	1.38
Tremblant	2003-2005	46.237	-74.627	228.97	208.88	9.56	10.54	35.06
Truite, à la	2003-2005	46.029	-74.254	4.24	3.72	0.51	0.00	3.54
	moyenne	46.006	-74.174	22.85	20.60	1.24	1.01	8.05
	médiane	45.965	-74.054	5.65	5.04	0.48	0.25	5.12
	minimum	45.881	-74.686	0.19	0.12	0.06	0.00	1.21
	maximum	46.274	-73.967	228.97	208.88	9.56	10.54	35.06

ANNEXE L-1 suite.

Lac	AltL	AltBV	Zmoy	Zmax	VOL	tres1	tres2	PENTE	MHtopo	MHUMa
	m	m	m	m	m ³	a ⁻¹	a ⁻¹	degré	km ²	km ²
Achigan, de l'	209	338	12.5	26.4	66,059,845	1.07	1.28	6.51	2.244	2.818
Blanche, de la	396	464	11.2	26.0	4,589,796	1.85	1.91	11.25	0.000	0.061
Bleu	203	237	4.2	10.7	989,449	0.44	0.60	4.36	0.025	0.025
Cardin	376	451	3.1	18.6	1,922,564	0.09	0.10	6.99	0.488	0.493
Cœur	354	370	3.3	8.5	1,471,910	1.42	1.64	5.75	0.000	0.000
Connelly	191	282	7.7	20.8	9,513,064	0.62	0.79	6.47	0.024	0.037
Cornu	232	252	6.0	15.3	1,353,316	1.92	2.65	5.62	0.000	0.000
Croche	362	378	4.8	12.9	863,590	1.28	1.47	5.33	0.000	0.000
Écho (Quatorze Îles)	231	281	1.6	9.1	2,657,770	0.35	0.45	5.89	0.190	0.156
Fournelle	280	341	2.8	8.3	541,788	0.22	0.26	7.82	0.000	0.006
Gervais	258	316	24.4	60.0	23,524,346	4.32	5.26	12.04	0.000	0.000
Gordon	285	326	4.8	14.1	285,830	0.46	0.56	6.75	0.000	0.000
Ludger	376	444	5.3	16.7	8,322,682	0.33	0.35	6.71	0.532	0.617
Montagne Noire, de la	456	525	13.1	33.8	36,641,230	4.42	4.29	9.27	0.000	0.065
Montaubois	355	375	13.5	32.6	2,247,438	6.97	7.82	5.88	0.000	0.000
Morency	267	314	8.7	20.3	2,244,758	1.53	1.88	8.79	0.000	0.000
Nord, du	335	378	6.4	20.6	5,514,047	0.63	0.71	4.70	0.064	0.283
Ouimet	234	285	10.3	23.3	16,009,827	1.31	1.66	7.18	0.227	0.432
Ours	319	347	6.8	16.7	989,693	0.50	0.62	6.65	0.166	0.195
Pin Rouge, du	323	367	4.7	14.0	726,636	0.16	0.19	5.33	0.176	0.176
Renaud	252	287	2.2	4.2	605,635	0.45	0.57	6.04	0.000	0.000
René	290	304	4.2	14.0	289,000	2.47	3.05	5.88	0.000	0.000
Rougeaud	389	440	7.9	22.3	5,326,919	0.70	0.74	9.88	0.000	0.049
Sables, des	379	458	6.7	21.9	19,880,103	0.78	0.81	9.05	0.204	0.573
Saint-Joseph	368	451	8.6	30.9	12,589,112	0.33	0.35	8.73	0.229	1.307
Tracy	349	370	8.1	22.9	673,925	1.21	1.36	5.61	0.000	0.000
Tremblant	229	452	23.4	92.8	223,846,219	1.55	1.63	9.53	3.163	3.596
Truite, à la	385	430	9.3	22.5	4,782,572	1.79	1.92	7.49	0.000	0.000
moyenne	310	367	8.1	22.9	16,230,824	1.40	1.60	7.20	0.28	0.39
médiane	321	368	6.8	20.4	2,452,604	0.93	1.05	6.68	0.00	0.04
minimum	191	237	1.6	4.2	285,830	0.09	0.10	4.36	0.00	0.00
maximum	456	525	24.4	92.8	223,846,219	6.97	7.82	12.04	3.16	3.60

ANNEXE L-1 suite.

Lac	MHUMr km ²	MFOR km ²	MOUV km ²	FOR ₁₀₀ km ²	MOUV ₁₀₀ km ²	Batim nb	Batim ₁₀₀ nb
Achigan, de l'	0.376	80.52	4.381	1.412	0.543	2402	449
Blanche, de la	0.012	3.29	0.047	0.336	0.037	57	46
Bleu	0.000	2.68	0.326	0.175	0.099	188	88
Cardin	0.146	27.51	2.753	0.477	0.293	314	90
Cœur	0.000	1.15	0.045	0.530	0.040	93	86
Connelly	0.401	20.74	1.499	0.397	0.257	1107	361
Cornu	0.000	0.81	0.089	0.323	0.029	24	19
Croche	0.000	0.66	0.000	0.372	0.000	1	1
Écho (Quatorze Îles)	0.135	8.58	1.037	0.641	0.141	961	195
Fournelle	0.037	3.59	0.024	0.302	0.008	87	32
Gervais	0.000	6.33	0.032	0.614	0.010	162	72
Gordon	0.000	0.90	0.027	0.124	0.009	23	12
Ludger	0.162	32.27	3.853	0.612	0.509	643	227
Montagne Noire, de la	0.000	9.42	0.772	0.685	0.369	429	299
Montaubois	0.000	0.49	0.001	0.203	0.006	25	22
Morency	0.000	1.81	0.261	0.219	0.085	114	45
Nord, du	0.000	11.31	0.296	0.422	0.147	241	95
Ouimet	0.005	14.76	2.256	0.529	0.156	343	86
Ours	0.024	2.57	0.139	0.143	0.043	83	28
Pin Rouge, du	0.018	6.07	0.334	0.153	0.073	143	41
Renaud	0.016	1.25	0.380	0.147	0.172	232	143
René	0.000	0.15	0.002	0.090	0.003	47	47
Rougeaud	0.000	9.16	0.623	0.423	0.162	129	24
Sables, des	0.012	31.04	4.698	0.856	1.005	1288	327
Saint-Joseph	0.021	51.21	2.801	0.550	0.513	1687	332
Tracy	0.000	0.64	0.010	0.123	0.009	47	23
Tremblant	0.068	202.74	2.648	2.676	0.211	806	162
Truite, à la	0.000	2.59	1.134	0.107	0.263	412	148
moyenne		19.08	1.09	0.49	0.19	432	125
médiane		4.83	0.33	0.38	0.12	175	86
minimum		0.15	0.00	0.09	0.00	1	1
maximum		202.74	4.70	2.68	1.01	2402	449

ANNEXE L-1 suite.

Lac	PTa µgP l ⁻¹	PTp µgP l ⁻¹	PTe µgP l ⁻¹	NTa µgN l ⁻¹	NTp µgN l ⁻¹	NTe µgN l ⁻¹	NO ₃ a µgN l ⁻¹	NO ₃ p µgN l ⁻¹	NO ₃ e µgN l ⁻¹
Achigan, de l'	5.1	5.3	4.9	280	322	260	61	134	22
Blanche, de la	3.6	3.6	3.4	223	259	210	53	112	34
Bleu	10.1	10.1	10.1				50	101	n.d
Cardin	12.4	10.1	13.1	395	332	406	40	77	17
Cœur	7.3	7.8	6.7				26	52	n.d
Connelly	8.0	8.1	7.2	329	363	306	52	143	6
Cornu	6.5	7.9	5.0				58	117	n.d
Croche	4.2	5.1	3.2				36	67	5
Écho (Quatorze Îles)	14.4	12.2	15.9				45	89	n.d
Fournelle	7.6	8.3	7.3				23	45	1
Gervais	4.1	5.2	3.4	184	203	180	9	27	1
Gordon	10.6	11.2	9.7				40	80	n.d
Ludger	9.1	8.6	8.8	320	358	305	47	129	2
Montagne Noire, de la	4.4	4.9	4.1	186	219	168	18	55	1
Montaubois	4.6	5.9	3.9				13	26	n.d
Morency	5.7	6.6	4.8				50	100	1
Nord, du	7.9	8.6	7.6	318	334	309	20	58	1
Ouimet	7.8	9.2	6.7	306	321	297	10	30	n.d
Ours	15.4	16.5	11.9				52	103	1
Pin Rouge, du	11.5	10.6	11.8				86	153	18
Renaud	9.2	9.7	8.6				174	338	10
René	11.2	10.7	11.7				74	138	10
Rougeaud	4.7	5.0	4.5	223	260	208	25	78	2
Sables, des	5.9	6.0	5.7	271	339	238	46	132	5
Saint-Joseph	6.7	6.8	6.2	340	407	305	85	170	44
Tracy	4.8	5.5	4.0				32	65	n.d
Tremblant	3.3	3.7	3.1	307	336	298	124	169	103
Truite, à la	5.0	5.5	4.7	254	320	223	53	129	19
moyenne	7.5	7.8	7.1	281	312	265	50	104	11
médiane	7.0	7.9	6.5	293	327	278	47	101	1
minimum	3.3	3.6	3.1	184	203	168	9	26	n.d
maximum	15.4	16.5	15.9	395	407	406	174	338	103

Note : n.d = non détectable au seuil de 1 µg/L

ANNEXE L-1 suite.

Lac	NH ₄ a	NH ₄ p	NH ₄ e	CODa	CODp	CODe	CHLAa	CHLAp		CHLAE
	µgN l ⁻¹	µgN l ⁻¹	µgN l ⁻¹	mgC l ⁻¹	mgC l ⁻¹	mgC l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	
Achigan, de l'	8	7	7	3.6	3.6	3.6	2.1	1.7	2.3	
Blanche, de la	10	11	9	2.6	2.3	2.6	1.5	0.9	1.4	
Bleu				4.0	3.6	4.1				
Cardin	15	7	15	7.1	5.7	7.1	3.4	2.8	4.4	
Cœur				3.9	3.7	4.0				
Connelly	12	10	8	4.4	3.9	4.6	2.9	2.3	2.8	
Cornu				2.7	2.6	2.8				
Croche				3.7	3.7	3.8				
Écho (Quatorze Îles)				4.4	3.6	4.7				
Fournelle				3.5	3.2	3.6				
Gervais	7	4	9	2.5	2.3	2.6	1.1	1.7	0.8	
Gordon				4.6	3.9	4.8				
Ludger	9	9	8	5.1	4.8	5.1	3.4	2.6	3.9	
Montagne Noire, de la	7	9	6	2.1	1.8	2.2	1.8	1.8	1.6	
Montaubois				2.4	2.3	2.4				
Morency				2.8	2.6	2.9				
Nord, du	8	8	8	5.7	5.6	5.7	3.3	3.1	3.1	
Quimet	5	3	7	4.5	4.4	4.6	3.2	4.3	2.2	
Ours				7.2	6.5	7.6				
Pin Rouge, du				6.9	6.1	7.1				
Renaud				2.9	2.7	3.2				
René				3.2	3.2	3.2				
Rougeaud	9	14	7	2.5	2.4	2.5	1.6	1.5	1.7	
Sables, des	9	11	7	2.8	2.6	3.0	2.2	1.7	2.3	
Saint-Joseph	13	10	11	3.4	3.0	3.4	2.2	1.4	2.6	
Tracy				2.4	2.4	2.5				
Tremblant	13	9	16	3.3	3.1	3.3	1.1	0.8	1.3	
Truite, à la	9	7	8	2.8	2.6	2.9	1.5	1.4	1.6	
moyenne	9	9	9	3.8	3.5	3.9	2.2	2.0	2.3	
médiane	9	9	8	3.4	3.2	3.5	2.1	1.7	2.2	
minimum	5	3	6	2.1	1.8	2.2	1.1	0.8	0.8	
maximum	15	14	16	7.2	6.5	7.6	3.4	4.3	4.4	

ANNEXE L-1 suite.

Lac	SECCa m	SECCp m	SECCe m	k _{PARa} m ⁻¹	k _{PARp} m ⁻¹	k _{PARe} m ⁻¹
Achigan, de l'	5.07	5.04	5.23	0.59	0.62	0.56
Blanche, de la	7.52	6.90	8.43	0.39	0.39	0.35
Bleu	3.33	3.13	3.43			
Cardin	1.99	2.06	2.11	1.55	1.32	1.64
Cœur	4.08	4.06	4.00			
Connelly	3.92	3.69	4.20	0.71	0.74	0.66
Cornu	5.64	5.70	5.69			
Croche	5.40	5.31	5.47			
Écho (Quatorze Îles)	3.30	4.01	2.88			
Fournelle	4.24	3.82	4.46			
Gervais	8.63	7.10	8.83	0.28	0.30	0.28
Gordon	3.28	2.92	3.59			
Ludger	3.09	2.91	3.44	1.14	1.20	1.15
Montagne Noire, de la	6.98	6.46	7.37	0.35	0.35	0.33
Montaubois	8.13	5.78	9.26			
Morency	5.49	5.23	6.08			
Nord, du	3.94	3.57	4.19	0.89	0.99	0.82
Ouimet	3.78	2.75	4.59	0.67	0.74	0.59
Ours	2.34	2.38	2.47			
Pin Rouge, du	2.55	2.61	2.45			
Renaud						
René	4.74	4.11	4.96			
Rougeaud	6.41	6.23	6.68	0.40	0.42	0.38
Sables, des	5.24	4.94	5.50	0.51	0.54	0.46
Saint-Joseph	4.51	4.27	4.83	0.67	0.69	0.58
Tracy	7.15	7.71	6.89			
Tremblant	6.77	7.30	6.29	0.46	0.49	0.44
Truite, à la	6.24	5.01	6.64	0.44	0.53	0.38
moyenne	4.95	4.63	5.18	0.65	0.66	0.62
médiane	4.74	4.27	4.96	0.55	0.58	0.51
minimum	1.99	2.06	2.11	0.28	0.30	0.28
maximum	8.63	7.71	9.26	1.55	1.32	1.64

ANNEXE L-1 suite. Définition des variables.

Propriétés des lacs et de leurs bassins versants

AB :	Superficie du bassin versant incluant les lacs (km ²)
AD :	Superficie drainée (BV – lacs, km ²)
AL :	Superficie du lac (km ²)
AAL :	Superficie des autres lacs dans le bassin versant (km ²)
PL :	Périmètre du lac (km)
AltL :	Élévation du lac (m)
AltBV :	Élévation moyenne du bassin versant (m)
Zmoy :	Profondeur moyenne
Zmax :	Profondeur maximale (m)
VOL :	Volume du lac (m ³)
tres1 :	Temps de séjour de l'eau dans le lac, calculé selon une valeur régionale d'écoulement (année)
tres2 :	Temps de séjour de l'eau dans le lac, calculé selon l'écoulement local tel que mesuré entre 2003 et 2006 (année)
PENTE :	Pente moyenne de la superficie drainée mesurée selon un modèle d'élévation numérique (MEN) produit d'après la topographie numérique 1:20000 de la BDTQ (degré)
MHtopo :	Superficie des milieux humides dans le bassin versant incluant les étangs de castor, telle que définie par le dernier inventaire de la BDTQ (1989-1992), (m ² ou km ²)
MHUMr :	Superficie des milieux humides créés par le castor et dans lesquels subsistent des arbres debout, établie selon les photographies aériennes de 2002 et 2004 (m ² ou km ²)
MHUMa :	Superficie des milieux humides anciens (qui ne montrent pas ou ne montrent plus de trace de forêt inondée) dans le bassin versant, établie selon les photographies aériennes de 2002 et 2004 (m ² ou km ²)
MFOR :	Superficie des milieux forestiers dans le bassin versant (km ²)
MFOR ₁₀₀ :	Superficie des milieux forestiers dans le bassin versant dans un périmètre de 100 m du lac (km ²)
MOUV :	Superficie des milieux ouverts dans le bassin versant (km ²)
MOUV ₁₀₀ :	Superficie des milieux ouverts dans le bassin versant dans un périmètre de 100 m du lac (km ²)
batim :	Nombre de bâtiments (chalets + résidences) dans le bassin versant, corrigé selon les photographies aériennes de 2002 et 2004
batim ₁₀₀ :	Nombre de bâtiments (chalets + résidences) dans un périmètre de 100 m du lac, corrigé selon les photographies aériennes de 2002 et 2004

Qualité des eaux (moyennes de trois années)

PTa :	Moyenne annuelle (mai à novembre) du P total épilimnétique (µg L ⁻¹)
PTp :	Moyenne printanière du P total épilimnétique (1 ^{er} mai au 21 juin, µg L ⁻¹)
PTe :	Moyenne estivale du P total épilimnétique (21 juin au 21 septembre, µg L ⁻¹)

NTa :	Moyenne annuelle (mai à novembre) du N total épilimnétique ($\mu\text{g L}^{-1}$)
NTp :	Moyenne printanière du N total épilimnétique (1 ^{er} mai au 21 juin, $\mu\text{g L}^{-1}$)
NTa :	Moyenne estivale du N total épilimnétique (21 juin au 21 septembre, $\mu\text{g L}^{-1}$)
NO ₃ a :	Moyenne annuelle (mai à novembre) du nitrate épilimnétique ($\mu\text{g L}^{-1}$)
NO ₃ p :	Moyenne printanière du nitrate épilimnétique (1 ^{er} mai au 21 juin, $\mu\text{g L}^{-1}$)
NO ₃ e :	Moyenne estivale du nitrate épilimnétique (21 juin au 21 septembre, $\mu\text{g L}^{-1}$)
NH ₄ a :	Moyenne annuelle (mai à novembre) de l'ammonium épilimnétique ($\mu\text{g L}^{-1}$)
NH ₄ p :	Moyenne printanière de l'ammonium épilimnétique (1 ^{er} mai au 21 juin, $\mu\text{g L}^{-1}$)
NH ₄ e :	Moyenne estivale de l'ammonium épilimnétique (21 juin au 21 septembre, $\mu\text{g L}^{-1}$)
CODa :	Moyenne annuelle (mai à novembre) du carbone organique dissous épilimnétique (mg L^{-1})
CODp :	Moyenne printanière du carbone organique dissous épilimnétique (mg L^{-1})
CODE :	Moyenne estivale du carbone organique dissous épilimnétique (mg L^{-1})
SECCa :	Moyenne annuelle (mai à novembre) de la profondeur du disque de Secchi (m)
SECCp :	Moyenne printanière de la profondeur du disque de Secchi (m)
SECCe :	Moyenne estivale de la profondeur du disque de Secchi (m)
k _{PARa} :	Moyenne annuelle (mai à novembre) du coefficient d'atténuation lumineuse (400-700 nm)
k _{PARp} :	Moyenne printanière du coefficient d'atténuation lumineuse (400-700 nm)
k _{PARe} :	Moyenne estivale du coefficient d'atténuation lumineuse (400-700 nm)

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple de PT issus des lacs étudiés en 2000-2005 (définition des variables à la page 79)

Lac	Observation années	Latitude dd.mmm	Longitude dd.mmm	AB km ²	AD km ²	AL km ²	AAL km ²	PL km
Ashton	2006	46.065	73.971	3.26	2.74	0.512	0.009	4.50
Becc-Scie, des	2006	45.850	74.217	2.54	1.99	0.502	0.050	4.92
Bélaïr	2006	46.022	74.148	2.09	1.92	0.092	0.074	1.56
Bellevue	2006	45.972	74.067	0.50	0.41	0.088	0.000	1.26
Bibite	2006	46.231	74.654	2.50	2.00	0.502	0.000	5.45
Caché	2006	46.356	74.658	93.03	85.66	2.837	4.532	18.56
Canard	2006	45.843	74.119	0.97	0.78	0.187	0.000	2.77
Charlesbois	2006	46.084	74.055	3.57	2.97	0.524	0.079	5.80
Clair, La Macaza	2006	46.344	74.712	7.43	6.85	0.344	0.230	3.38
Clair, Ste-Marguerite	2006	46.092	74.061	1.98	1.57	0.336	0.075	3.61
Cordon, du	2006	46.049	74.476	5.90	5.32	0.444	0.136	5.21
Creux	2006	46.200	74.236	1.74	1.52	0.218	0.006	2.74
Desmarais	2006	46.181	74.647	4.06	3.02	0.860	0.180	6.63
Dufresne	2006	46.205	74.226	4.34	3.20	0.913	0.224	8.44
Duhamel	2006	46.142	74.640	2.67	2.15	0.514	0.001	4.61
Fortier	2006	46.108	74.626	1.26	0.98	0.285	0.000	3.21
Gauthier	2006	46.174	74.522	1.56	1.11	0.444	0.000	3.47
Gélinas	2006	46.169	74.635	6.73	5.31	0.380	1.040	3.18
Guindon	2006	45.868	74.115	0.79	0.62	0.171	0.000	1.84
Îles, des	2006	46.101	74.030	23.34	17.31	4.783	1.242	26.50
Joly	2006	46.287	74.705	4.52	3.24	1.175	0.109	12.87
Lasalle	2006	46.033	74.148	3.23	2.80	0.271	0.159	3.87
Marois	2006	45.851	74.132	8.53	6.81	0.945	0.773	7.10
Maskinongé	2006	46.090	74.598	7.47	6.48	0.978	0.017	4.39
Mercier	2006	46.199	74.643	11.97	10.53	1.204	0.232	7.37
Mitchell	2006	46.319	74.715	7.91	6.90	0.445	0.560	4.66
Orignal, de l'	2006	46.214	74.322	7.67	6.60	0.917	0.151	5.54
Ours, à l'	2006	45.959	74.057	3.15	2.94	0.146	0.069	2.00
Pilon	2006	45.998	74.021	1.61	1.31	0.301	0.000	5.40
Pin Rouge, du	2006	45.961	74.041	7.08	6.62	0.154	0.306	2.17
Quenouilles, aux	2006	46.165	74.376	16.08	13.12	2.557	0.407	15.86
Sauvage	2006	46.050	74.522	2.83	2.27	0.559	0.000	3.43
Supérieur	2006	46.212	74.475	7.88	6.17	1.677	0.036	8.11
Verdure	2006	46.021	74.473	1.55	1.19	0.316	0.036	2.77
moyenne		46.100	74.354	7.70	8.70	0.78	0.32	5.98
médiane		46.097	74.349	3.42	2.95	0.47	0.07	4.55
minimum		45.843	73.971	0.50	0.41	0.09	0.00	1.26
maximum		46.356	74.715	93.03	88.28	4.78	4.53	26.50

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple de PT issus des lacs étudiés en 2000-2005. Les valeurs en caractères gras ont été estimées d'après les cartes topographiques numériques mises à jour en 1995 et doivent être confirmées par une inspection du terrain prévue en 2007.

Lac	AltL	AltBV	Zmoy	Zmax	VOL	tres1	tres2	PENTE	MHBV	MHUM
	m	m	m	m	m ³	a ⁻¹	a ⁻¹	degré	km ²	km ²
Ashton	362	391	5.6	16.1	2,876,180	1.40		4.65	0.000	
Becs-Scie, des	322	349	6.2	17.0	3,084,355	1.92		6.56	0.031	
Bélaïr	354	399	6.7	16.2	619,017	0.47		7.29	0.000	
Bellevue	315	337	4.9	9.5	432,916	1.37		5.04	0.000	
Bibite	284	327	15.9	42.1	7,985,582	5.06		11.50	0.000	
Caché	316	477	9.8	26.8	28,575,005	0.49		8.09	1.445	
Canard	297	310	2.0	3.5	368,521	0.60		2.58	0.000	
Charlebois	373	397	5.3	18.9	2,781,239	1.24		5.93	0.035	
Clair, La Macaza	293	381	10.7	25.8	3,724,093	0.80		10.93	0.098	
Clair, Sainte-Marguerite	368	401	9.3	24.6	3,127,155	2.50		7.76	0.000	
Cordon, du	361	429	10.1	32.3	4,341,974	1.17		10.57	0.021	
Creux	476	521	7.6	18.1	1,663,454	1.51		9.40	0.000	
Desmarais	269	324	16.0	33.0	14,067,145	5.50		9.98	0.000	
Dufresne	468	503	5.4	14.8	4,943,050	1.81		8.08	0.000	
Duhamel	248	301	11.7	29.1	6,040,943	3.60		12.19	0.000	
Fortier	261	299	14.6	30.0	4,168,641	5.24		9.96	0.000	
Gauthier	325	356	5.2	15.0	2,243,538	2.29		8.66	0.000	
Gélinas	268	334	10.5	21.0	3,676,937	0.87		10.09	0.000	
Guindon	315	340	7.0	16.0	1,194,491	2.41		5.52	0.000	
Îles, des	365	407	12.0	39.0	55,561,916	3.78		5.98	0.118	
Joly	261	312	18.1	55.1	21,312,958	7.48		11.58	0.000	
La Salle	379	412	4.8	14.8	1,311,719	0.64		7.90	0.014	
Marois	293	329	8.4	23.6	10,805,114	2.01		4.60	0.019	
Maskinongé	203	261	3.6	9.0	3,445,925	0.73		8.36	0.000	
Mercier	228	306	11.6	36.6	14,452,325	1.92		9.44	0.157	
Mitchell	275	379	13.0	29.3	5,805,528	1.17		11.34	0.000	
Orignal, de l'	494	557	2.3	7.6	2,148,231	0.44		7.41	0.000	
Ours, à l'	319	347	6.8	16.7	989,693	0.50		6.65	0.166	
Pilon	366	384	5.2	14.6	1,568,546	1.55		4.81	0.000	
Pin Rouge, du	323	367	4.7	14.0	726,636	0.16		5.33	0.176	
Quenouille	398	438	3.5	18.3	8,653,532	0.85		7.22	0.144	
Sauvage	321	385	7.9	12.1	4,453,734	2.50		9.43	0.000	
Supérieur	338	375	8.4	22.0	14,062,195	2.83		9.18	0.000	
Verdure	304	383	7.9	17.1	2,501,196	2.57		10.03	0.000	
moyenne	328	377	8.3	21.8	7,168,044	2.04	#####	8.06	0.07	#DIV/0!
médiane	320	377	7.8	18.2	3,561,431	1.53	#####	8.08	0.00	#####
minimum	203	261	2.0	3.5	368,521	0.16	0.00	2.58	0.00	0.00
maximum	494	557	18.1	55.1	55,561,916	7.48	0.00	12.19	1.45	0.00

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés dans les Laurentides en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple développés pour les lacs étudiés en 2000-2005. Les valeurs en caractères gras ont été estimées d'après les cartes topographiques numériques mises à jour en 1995 et doivent être confirmées par une inspection du terrain prévue en 2007.

Lac	MFOR km ²	MOUV km ²	FOR ₁₀₀ km ²	MOUV ₁₀₀ km ²	Batim nb	Batim ₁₀₀ nb
Ashton	2.59	0.14	0.38	0.02	64	34
Becs-Scie, des	1.92	0.04	0.48	0.01	236	122
Bélaïr	1.81	0.11	0.15	0.01	29	6
Bellevue	0.34	0.08	0.09	0.03	30	23
Bibite	2.00	0.00	0.53	0.00	56	55
Caché	84.00	0.32	1.38	0.14	131	129
Canard	0.77	0.01	0.23	0.01	18	12
Charlebois	2.67	0.21	0.48	0.09	142	57
Clair, La Macaza	6.72	0.03	0.29	0.02	57	56
Clair, Sainte-Marguerite	1.52	0.05	0.34	0.03	87	65
Cordon, du	5.25	0.01	0.44	0.01	1	1
Creux	1.39	0.13	0.20	0.05	67	52
Desmarais	3.00	0.02	0.65	0.02	15	14
Dufresne	2.98	0.22	0.58	0.08	200	129
Duhamel	1.67	0.48	0.29	0.16	200	129
Fortier	0.98	0.00	0.33	0.00	19	19
Gauthier	0.98	0.13	0.22	0.11	88	71
Gélinas	5.19	0.12	0.27	0.05	83	60
Guindon	0.56	0.05	0.16	0.03	174	64
Îles, des	15.88	1.25	1.68	0.50	821	339
Joly	3.22	0.02	0.93	0.02	96	93
La Salle	2.68	0.11	0.37	0.03	11	2
Marois	6.44	0.35	0.61	0.01	839	135
Maskinongé	4.41	2.06	0.31	0.13	134	79
Mercier	9.47	0.89	0.52	0.24	509	125
Mitchell	6.87	0.04	0.43	0.02	26	26
Orignal, de l'	6.17	0.38	0.26	0.21	88	62
Ours, à l'	2.56	0.21	0.14	0.05	83	28
Pilon	1.28	0.02	0.44	0.03	73	72
Pin Rouge, du	6.06	0.35	0.15	0.07	143	41
Quenouille	11.44	1.54	1.05	0.42	328	218
Sauvage	2.17	0.10	0.25	0.09	62	62
Supérieur	5.53	0.64	0.45	0.28	190	121
Verdure	1.12	0.08	0.19	0.06	40	35
moyenne	6.22	0.30	0.45	0.09	151	75
médiane	2.67	0.11	0.36	0.04	85	61
minimum	0.34	0.00	0.09	0.00	1	1
maximum	84.00	2.06	1.68	0.50	839	339

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple de PT issus de l'Annexe L-1, générés dans les lacs des Laurentides.

Lac	PTa µgP l ⁻¹	PTp µgP l ⁻¹	PTe µgP l ⁻¹	NTa µgN l ⁻¹	NTp µgN l ⁻¹	NTe µgN l ⁻¹	NO ₃ a µgN l ⁻¹	NO ₃ p µgN l ⁻¹	NO ₃ e µgN l ⁻¹
Ashton		6.8	7.8		286	241		54	7
Becs-Scie, des		9.5	6.6		312	247		64	0
Bélaïr			6.3			206			1
Bellevue		14.0	8.8		350	279		23	0
Bibite		6.2	4.0		184	184		2	1
Caché		6.3	7.1		281	253		80	6
Canard		14.6	15.0		323	401		0	1
Charlebois		7.5	8.1		273	226		62	8
Clair, La Macaza		6.1	7.2		323	287		102	21
Clair, Sainte-Marguerite		5.2	5.8		211	176		25	4
Cordon, du		10.2	7.8		341	278		91	1
Creux		6.6	6.0		300	231		107	16
Desmarais		6.4	3.9		165	167		0	0
Dufresne		6.2	7.0		277	224		74	3
Duhamel		4.6	4.1		208	176		17	0
Fortier		3.8	3.8		185	151		32	0
Gauthier		5.9	5.5		232	213		24	1
Gélinas		5.0	4.7		198	178		0	0
Guindon		6.9	5.3		518	404		253	104
Îles, des		3.5	4.7		257	196		76	11
Joly		3.8	3.6		179	162		8	1
La Salle		5.1	6.0		264	206		97	1
Marois		8.8	5.7		341	278		98	20
Maskinongé		21.8	13.1		454	447		0	0
Mercier		5.8	4.2		259	225		58	2
Mitchell		5.6	5.3		221	211		33	7
Orignal, de l'		14.6	13.7		373	330		109	1
Ours, à l'			15.6			671			2
Pilon		6.5	3.9		276	207		99	9
Pin Rouge, du			13.2			435			10
Quenouille		13.9	10.7		287	278		0	0
Sauvage		4.6	4.0		260	206		66	8
Supérieur		10.3	7.6		221	233		3	0
Verdure		5.0	5.3		267	214		74	3
moyenne	#DIV/0!	7.8	7.1	#DIV/0!	278	259	#DIV/0!	56	11
médiane	#####	6.3	6.0	#####	273	225	#####	58	1
minimum	0.0	3.5	3.6	0	165	151	0	0	n.d
maximum	0.0	21.8	15.6	0	518	671	0	253	103

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple de PT issus de l'Annexe L-1. générés dans les lacs des Laurentides.

Lac	NH ₄ a µgN l ⁻¹	NH ₄ p µgN l ⁻¹	NH ₄ e µgN l ⁻¹	CODa mgC l ⁻¹	CODp mgC l ⁻¹	CODe mgC l ⁻¹	CHLAa µg l ⁻¹	CHLAp µg l ⁻¹	CHLAE µg l ⁻¹
Ashton					3.8	4.1		2.3	2.2
Becs-Scie, des					2.7	2.9		5.2	2.0
Bélair						3.9			2.0
Bellevue					3.0	3.2		3.9	2.2
Bibite					2.6	3.0		2.5	1.0
Caché					4.2	4.8		2.3	2.9
Canard					3.2	4.3		9.1	9.7
Charlebois					2.4	2.9		1.5	2.0
Clair, La Macaza					3.5	4.3		1.7	2.2
Clair, Sainte-Marguerite					1.9	2.2		2.1	1.5
Cordon, du					3.3	4.1		4.5	
Creux					2.7	3.6		1.6	1.7
Desmarais					2.2	2.4		1.3	1.0
Dufresne					2.7	3.5		1.8	2.1
Duhamel					2.2	2.6		1.6	0.9
Fortier					2.2	2.5		1.2	0.7
Gauthier					2.4	3.0		0.7	1.5
Gélinas					2.1	2.5		1.2	0.8
Guindon					3.5	3.6		1.5	1.9
Îles, des					2.4	2.8		1.2	2.5
Joly					2.3	2.5		1.5	0.6
La Salle					3.0	3.5		1.5	1.6
Marois					2.7	3.1		3.1	1.9
Maskinongé					4.3	4.3		9.5	5.1
Mercier					2.9	3.6		3.5	1.4
Mitchell					3.1	3.6		1.5	1.3
Orignal, de l'					3.6	5.2		6.8	5.5
Ours, à l'						8.8			14.9
Pilon					2.9	3.2		1.0	1.6
Pin Rouge, du						8.1			4.9
Quenouille					2.8	3.5		7.6	3.4
Sauvage					3.1	3.2		1.2	1.6
Supérieur					2.9	3.4		3.5	2.2
Verdure					2.2	2.3		1.3	2.0
moyenne	#DIV/0!	#DIV/0!	#####	#####	2.9	3.7	#DIV/0!	2.9	2.7
médiane	#####	#####	#####	#####	2.8	3.5	#####	1.7	2.0
minimum	0	0	0	0.0	1.9	2.2	0.0	0.7	0.6
maximum	0	0	0	0.0	4.3	8.8	0.0	9.5	14.9

ANNEXE L-2. Propriétés des 34 lacs supplémentaires échantillonnés en 2006 et utilisés pour la validation des modèles de régression multiple de PT issus de l'Annexe L-1. générés dans les lacs des Laurentides.

Lac	SECCa	SECCp	SECCe	k _{PARa}	k _{PARp}	k _{PARe}
	m	m	m	m ⁻¹	m ⁻¹	m ⁻¹
Ashton		4.19	4.31		0.69	0.72
Becs-Scie, des		4.03	4.86		0.53	0.50
Bélaïr			4.10			0.73
Bellevue		2.77	3.71		0.59	0.54
Bibite		5.39	7.73		0.40	0.40
Caché		4.25	3.76		0.75	0.79
Canard		2.00	1.58		1.15	1.23
Charlebois		4.38	4.96		0.57	0.54
Clair, La Macaza		3.32	4.34		0.69	0.70
Clair, Sainte-Marguerite		6.00	7.46		0.43	0.36
Cordon, du		3.00	4.31		0.64	0.77
Creux		4.92	4.18		0.57	0.69
Desmarais		4.52	7.64		0.43	0.36
Dufresne		4.56	4.92		0.50	0.50
Duhamel		11.62	8.32		0.27	0.29
Fortier		8.01	7.75		0.38	0.32
Gauthier		7.63	5.18		0.39	0.48
Gélinas		7.79	6.91		0.36	0.39
Guindon		5.96	5.98		0.40	0.46
Îles, des		5.31	5.87		0.50	0.46
Joly		7.80	8.57		0.33	0.31
La Salle		4.70	4.94		0.58	0.63
Marois		4.12	5.61		0.56	0.47
Maskinongé		2.32	3.08		0.88	0.73
Mercier		4.48	6.29		0.57	0.44
Mitchell		5.74	6.22		0.48	0.49
Orignal, de l'		2.04	1.97		1.14	1.18
Ours, à l'			1.44			2.12
Pilon		5.55	5.61		0.48	0.53
Pin Rouge, du			1.65			1.53
Quenouille		2.99	3.75		0.74	0.64
Sauvage		4.77	5.66		0.50	0.50
Supérieur		4.31	4.24		0.56	0.55
Verdure		6.22	5.45		0.37	0.41
moyenne	#DIV/0!	4.99	5.07	#####	0.56	0.64
médiane	#####	4.56	4.95	#####	0.53	0.51
minimum	0.00	2.00	1.44	0.00	0.27	0.29
maximum	0.00	11.62	8.57	0.00	1.15	2.12

Volet Estrie

Yves Prairie, Ph.D. et Alice Parkes, M.Sc.

4. Préambule

L'objectif premier de ce projet de recherche CRSNG-PARDE est le développement d'outils de gestion simples permettant d'évaluer la capacité de support des lacs en regard de l'eutrophisation. L'eutrophisation est le terme employé pour décrire l'état de fertilisation (naturelle ou anthropique) des plans d'eau par les nutriments et, par association, les conséquences écologiques qu'elles génèrent et qui sont souvent considérées négatives. La diminution de la transparence de l'eau, des teneurs en oxygène dissous des eaux profondes, l'augmentation du risque d'apparition de bloom de cyanobactéries (parfois toxiques) et l'envahissement des berges par les plantes aquatiques en sont des exemples. Bien que le processus d'eutrophisation soit général et dans ce sens universel, les conditions environnementales naturelles favorisant l'eutrophisation peuvent varier d'une région à l'autre. Dans ce contexte, le projet CRSNG-PARDE a ciblé deux des principales régions limnologiques du sud du Québec : les Laurentides et l'Estrie.

La région de l'Estrie diffère considérablement des Laurentides préalablement traitées. Tout d'abord, la région

sied sur une géologie sédimentaire composée principalement de schistes mais parsemée par endroits de roches intrusives (Fig. E-1). Cette différence de géologie a des conséquences directes sur la chimie des plans d'eau estriens : ils ont des pH plus élevés (pH : 7.2 – 8.5) avec des alcalinités (capacité à neutraliser des apports acides) correspondantes (200-1200 $\mu\text{eq L}^{-1}$). La physiographie de cette région a aussi beaucoup moins de relief que dans les

Laurentides. Un échantillon d'une quarantaine de bassins versants dans chacune des 2 régions illustre bien comment la pente moyenne est environ la moitié de celle des lacs laurentidiens (Fig. E-2). Ici

aussi, ces différences auront des conséquences limnologiques importantes comme des apports en carbone organique dissous plus élevés pour les lacs de l'Estrie, conséquences qui pourraient elles-mêmes moduler la réponse des lacs à l'eutrophisation. C'est pour ces raisons que la portion estrienne du projet fait l'objet d'une section séparée.

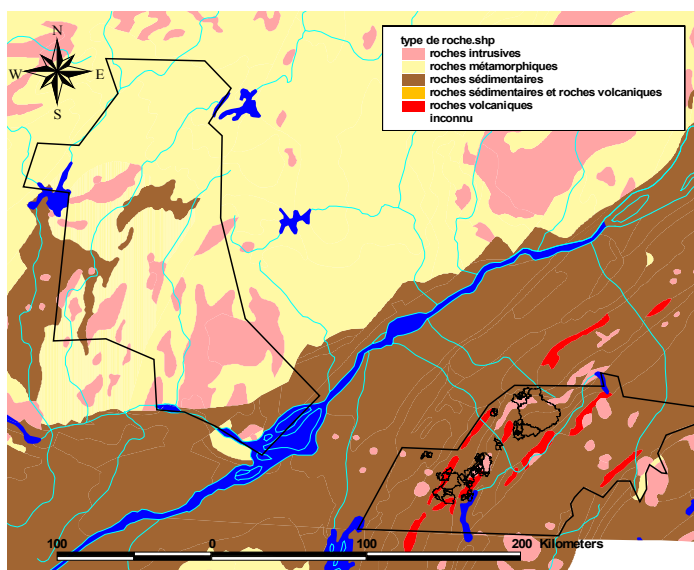


Figure E-1 La géologie de l'Estrie est dominée par les roches sédimentaires intercalée avec les roches volcaniques et intrusives. Par contre, la géologie des Laurentides est pour la plupart un mélange des roches métamorphiques et intrusives.

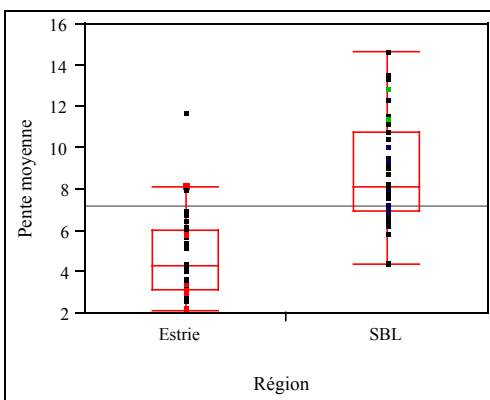


Figure E-2 Comparaison de la pente moyenne des bassins versants provenant de l'estrie (gauche) et des Laurentides (droite)

Introduction pour la région de l'Estrie

Comme dans la plupart des régions tempérées, le principal facteur limitant la croissance des algues (plantes microscopiques en suspension) dans les lacs de l'Estrie est le phosphore. Plusieurs études ont déjà montré l'étroite relation entre la biomasse phytoplanctonique (telle que mesurée par la chlorophylle) et les teneurs en phosphore total pour cette région (ex. : Prairie et Soucisse, 1999). De plus, les rapports azote:phosphore de ces lacs (moyenne=65, étendue=18 -160 mole:mole) sont en général bien supérieurs à 16 (mole par mole), seuil au delà duquel le phosphore est considéré limitant. Pour cette raison, les modèles d'eutrophisation développés ici mettront l'emphase sur leur capacité à prédire les teneurs moyennes en phosphore. Les sources externes du phosphore les plus importantes sont les tributaires. Ils reçoivent leur phosphore du milieu terrestre donc les attributs du terrain autour d'un ruisseau exerceront une influence sur la teneur en phosphore dans le ruisseau. Nous voudrions savoir comment les changements proposés au bassin versant affecteront la teneur en phosphore dans les ruisseaux et par la suite, la qualité d'eau dans les lacs qui reçoivent l'eau de ces ruisseaux.

En comparaison avec d'autres régions du Québec, les activités agricoles d'intensité diverse sont répandues dans cette région, particulièrement en comparaison avec les Laurentides. Pour cette raison, la gamme de degrés d'eutrophisation sera beaucoup plus importante dans cette région.

4.1 Méthodes

4.11 Approches de modélisation des teneurs en phosphore des lacs

L'objectif principal étant le développement de modèles, spécifiques à nos régions, permettant de prédire les teneurs en phosphore total des plans d'eau sur la base des activités existantes (et/ou projetées) sur leur bassin versant ainsi que les caractéristiques naturelles de ces derniers, nous avons exploré trois approches de modélisation

différentes : 1) approche par bilan de masse, 2) l'approche empirique directe et 3) une approche combinée qui a l'avantage de préserver les notions de charge en phosphore mais sans les contraintes des suppositions implicites à l'approche par bilan de masse.

4.111 Approche par bilan de masse

Cette approche est constituée de deux étapes distinctes qui découlent du modèle général suivant. Étant donné que l'élément phosphore ne possède pas de phase gazeuse significative, tout changement de concentration en phosphore dans un lac doit suivre l'équation de conservation de masse suivante :

$$\frac{Vd[P]_{LAC}}{dt} = \sum P_{ENTRANT} - P_{SORTANT} - P_{SÉD} \quad (1)$$

où V représente le volume du lac, $[P]_{LAC}$ la concentration en phosphore total dans le lac, $\sum P_{entrant}$ la somme des apports en phosphore (masse temps⁻¹), $P_{sortant}$ les pertes en phosphore par l'exutoire (masse temps⁻¹) et P_{sed} la perte par sédimentation nette (masse temps⁻¹). Cette équation stipule que tout changement temporel de masse de phosphore dans le lac est égal à la somme des apports moins ce qui en sort (par l'exutoire) et ce qui est perdue par sédimentation (nette). À l'équilibre (c'est-à-dire lorsque $Vd[P]_{LAC}/dt=0$), cette équation peut être manipulée et réarrangée pour donner :

$$[P]_{LAC} = \frac{L(1 - R_p)}{Q} \quad (2)$$

où $L = \sum P_{entrant}$, Q est le volume d'eau transitant par le lac par unité de temps, et R_p est le coefficient de rétention du phosphore qui représente la fraction des apports qui sont sédimentés, c'est-à-dire

$$R_p = \frac{\sum P_{ENTRANT} - P_{SORTANT}}{\sum P_{ENTRANT}} \quad (3)$$

Ce modèle fait 3 suppositions importantes concernant le fonctionnement du lac : 1) le lac est en équilibre avec ses apports, 2) le lac est considéré comme un réacteur homogène et continuellement mélangé, et 3) la concentration moyenne en phosphore du lac est la même que la concentration à son exutoire. Or, tout modèle utilisant cette approche ne peut être performant que dans la mesure où ces suppositions sont raisonnablement réalistes. Les détails de cette approche sont traités en profondeur dans Reckhow et Chapra (1983). L'utilité de ce modèle et des autres variantes existants dans la littérature (voir Prairie 1989) réside dans la possibilité d'estimer les deux variables L et R_p à partir de variables simples à mesurer. Dans le contexte de la présente étude, les variables L et

Rp seront mesurées dans un grand nombre de lacs et tributaires et nous développerons des modèles empiriques permettant de les prédire le plus adéquatement possible.

4.112 Approche empirique directe

Dans cette seconde approche, nous tenterons de décrire, à l'aide de régressions simple et multiple les concentrations en phosphore des lacs en fonction de plusieurs variables descriptives des lacs et de leur bassin versant. Les modèles seront de forme :

$$[P]_{LAC} = f(X_1, X_2, X_3, \dots), \quad (4)$$

où les X_i sont les variables indépendantes. Les variables indépendantes considérées dans cette étude sont décrites au tableau 1.

L'avantage principal de cette approche est qu'elle ne requiert qu'une seule étape de modélisation (minimisant donc l'erreur de propagation) et qu'elle ne fait aucune supposition formelle concernant le comportement des lacs (état d'équilibre, mélange continu, ...). Cependant, cette approche ne permet de prédire l'effet d'une modification du paysage seulement que dans la mesure où ce descripteur du paysage est inclus dans le modèle. En particulier, cette approche permet difficilement de prédire l'impact d'un apport supplémentaire de phosphore provenant, par exemple, d'une pisciculture ou d'une station de traitement des eaux.

4.113 Approche combinée

Cette approche est fondamentalement identique à la précédente sauf qu'une des variables indépendantes (X_1) est fixée comme étant la charge en phosphore estimée par modélisation empirique de L (voir approche 1). Les autres variables indépendantes potentielles sont les mêmes du tableau 1 qui décrivent les attributs généraux des lacs et de leurs bassins versants. Cette approche, de forme

$$[P]_{LAC} = f(L_{\text{estimé}}, X_2, X_3, \dots), \quad (5)$$

possède le net avantage de permettre de prédire l'impact anticipé d'un apport supplémentaire hypothétique de, par exemple, 200 kg P an⁻¹ et ce, sans se soumettre aux contraintes de la modélisation par bilan de masse au sens strict.

4.12 Lieu d'étude et description des sites

Nous avons étudié la région de l'Estrie (Fig. E-3) entre Granby et Sherbrooke (axe Ouest-Est) et entre Asbestos et Magog (axe Nord-Sud). Ce polygone d'une surface de 14,000 km² renferme plusieurs centaines de plans d'eau d'une taille d'au moins 1 ha. Un peu plus de la moitié (57%) du territoire est boisé, composé de forêts feuillues,

résineuses et mélangées et seulement 1.6% est recouverte de terres humides. L'autre moitié de la région est déboisée essentiellement à des fins agricoles (40%), de développement urbain (1.7%) ou les mines (0.1%). L'activité agricole de cette région est de type pâturage et n'est pas constituée de grandes cultures intensives. La géologie dans l'ouest de cette région est dominée par les roches sédimentaires avec quelques zones des roches ignées intrusives. Plus à l'Est, la géologie devient complexe, composée d'un mélange des roches sédimentaires, métamorphiques et, par endroits, ignées.

Nous avons sélectionné 21 lacs représentant la gamme complète de degrés d'eutrophisation retrouvée en Estrie : du lac ultra-oligotrophe Bowker au lac hyper-eutrophe Tomcod. Ces lacs sont circonscrits à la Fig. E-3 et l'Annexe E-1 rapporte les caractéristiques générales de ces lacs. Compte tenu qu'une de nos approches requiert le calcul de bilans de masse, nous avons sélectionné les principaux tributaires alimentant chacun de ces lacs ainsi que leur exutoire. Au total, 83 tributaires ont été échantillonnés, drainant des bassins versants ayant des superficies variant de 0.13 à 519 km² (médiane et moyenne: 5.8 et 26.8 km² respectivement). L'utilisation du territoire sur ces bassins versants est variable mais ces superficies sont essentiellement recouvertes soit de forêts ou de pâturages. Deux bassins sélectionnés ciblent des milieux humides et deux autres contiennent de petites parcelles minières. Les caractéristiques générales de ces bassins versants sont rapportées à l'Annexe E-2.

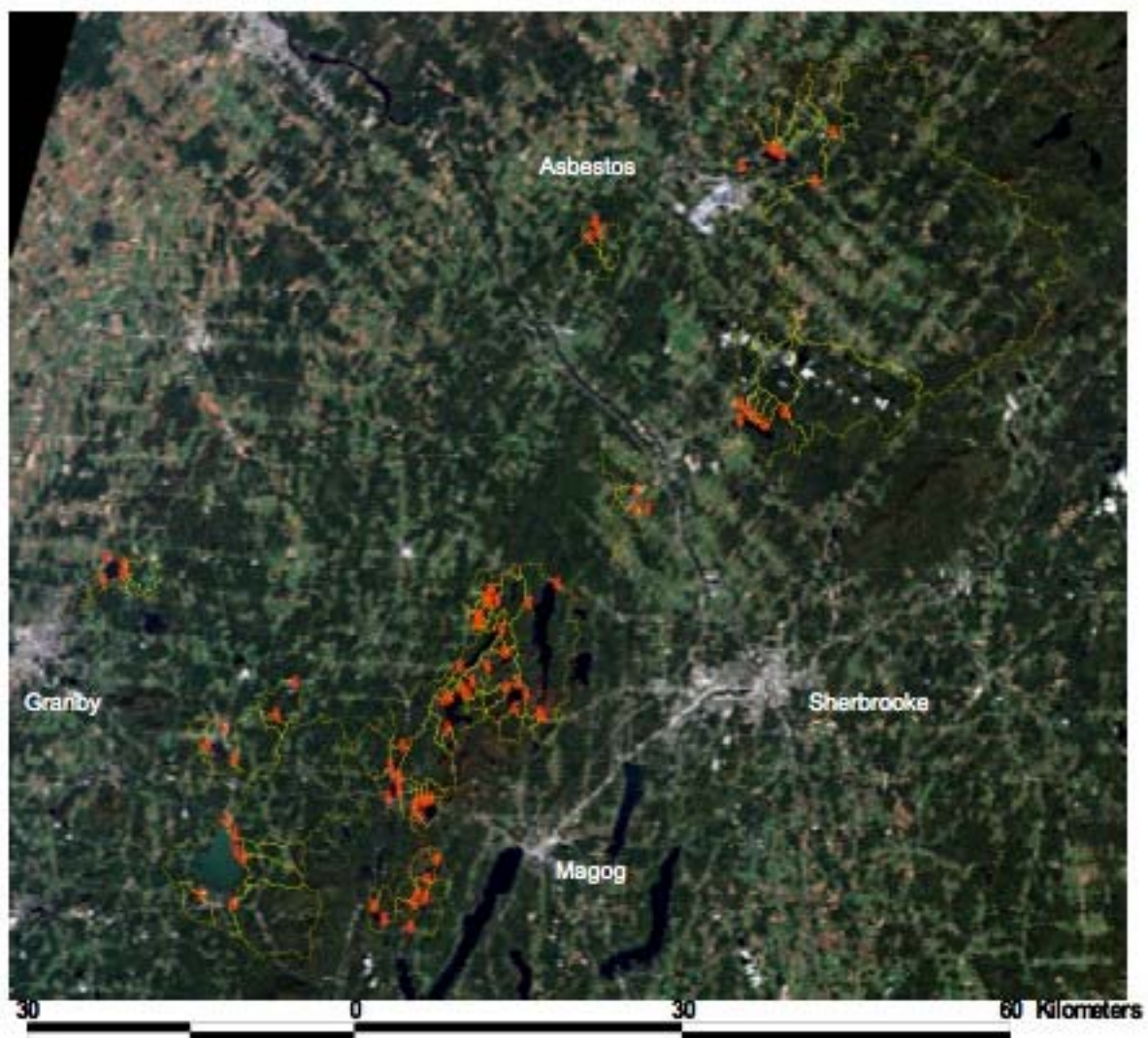


Figure E-3 Délimitation des bassins versants correspondant aux points d'échantillonnage (rouge) superposés à une image satellitaire de la région.

4.13 Échantillonnage

4.131 Tributaires

L'estimation des apports en phosphore transportés par les tributaires de chaque repose sur l'estimation du produit des concentrations par le débit. La modélisation hydrologique nécessaire sera décrite dans la section suivante. Les prélèvements chimiques des ruisseaux a débuté dès que la neige a commencé à fondre au mois de mars, pendant que les lacs étaient encore gelés, et elle s'est poursuivie jusqu'à la fin de novembre de chaque année. Pendant cette période, les ruisseaux ont été échantillonnés 4 à 6 fois. Bien que l'emphase ait été mise dans ce rapport sur le comportement du phosphore, plusieurs autres composés ont été mesuré. La liste complète des composés analysés se retrouve à l'Annexe E-3. Nous avons prélevé des échantillons d'eau non-filtré pour faire les analyses de phosphore total, azote total, fer total, nitrate et alcalinité et nous avons filtré de l'eau (avec un filtre de 0.45 µm) pour les analyses de phosphore dissous, azote dissous, fer dissous, carbone organique dissous, carbone inorganique dissous et couleur. À chaque ruisseau, pour chaque analyse, nous avons rempli 2 flacons qui ont été nettoyés à l'acide hydrochlorique à 10%. Pour toutes les analyses, nous avons rincé les flacons 3 fois avec l'eau du ruisseau avant de les remplir, mais pour les analyses de l'eau filtrée, nous avons rincé les flacons une fois de plus avec l'eau du ruisseau filtrée. Nous avons mesuré le pH et la température *in situ* au centre du ruisseau (pH-mètre de WTW). Le débit instantané a aussi été mesuré à chaque visite des tributaires en 2004 et 2005. Au total, plus de 600 mesures de débit instantané ont été réalisées et calculées comme le produit de la surface transversale et de la vélocité à l'aide d'un FlowTracker (Sontek), vélocimètre à technologie Doppler, déterminées à différents points (nombre variant selon la distance) entre les deux rives de chaque tributaire.

4.132 Lacs

Nous avons échantillonné les lacs 3 à 5 fois entre mai et novembre. Au point le plus profond de chaque lac, nous avons mesuré à chaque visite des profils verticaux (résolution minimale de 1m) d'oxygène dissous et de température à l'aide d'une sonde 600XLM (YSI avec lecteur 650MDS) préalablement calibrée dans une chambre d'air saturé. Le pH *in situ* à la surface (WTW) a aussi été mesuré ainsi que la transparence de l'eau (profondeur de Secchi). Les profils verticaux nous ont permis de quantifier la profondeur de la thermocline pour ainsi guider notre échantillonnage de l'épi- et de l'hypolimnion. Deux échantillons ont été prélevés pour chacune des strates soit comme un échantillon intégrant la colonne d'eau (épilimnion) ou un échantillon composite de 2 profondeurs dans l'hypolimnion (bouteille Van Dorn). Les bouteilles d'eau ont été transportées au laboratoire ou l'eau a été distribué parmi les fioles analytiques. Les analyses chimiques sont les mêmes que pour l'échantillonnage des tributaires auquel des mesures de chlorophylle *a* ont été ajoutées comme mesure de la biomasse phytoplanctonique.

En 2003, nous avons fait un échantillonnage préliminaire de 9 sur les 21 lacs et leurs 33 tributaires. En 2004 et 2005 nous avons effectué l'échantillonnage sur tous les 21 lacs et

les 83 ruisseaux. Quatre des 21 lacs ont plus qu'une fosse et, au total, 26 points d'échantillonnage ont été réalisés sur les 21 lacs.

4.14 Méthodes analytiques

Pour doser le phosphore, l'oxydant persulfate de potassium a été ajouté à l'eau et suite à 20 min dans l'autoclave à 120°C, toutes les formes de phosphore ont été oxydées en orthophosphate (PO₄). Ces phosphates réagissent avec du molybdate d'ammonium, tartrate de potassium antimoine, acide sulfurique et acide ascorbique pour former un composé bleuté, détectable par absorption spectrophotométrique à 890 nm.

Le protocole d'oxydation est le même pour convertir l'azote en nitrate (NO₃), mais ensuite le nitrate est réduit en nitrite (NO₂) par le cadmium. Le nitrite est diazoté avec l'addition de sulfamide et ensuite couplé avec le N-(1-naphtyl) ethylenediamine dihydrochloride. La solution qui en résulte est de couleur fuchsia dont l'absorbance est mesurée à 540nm. L'ajout des réactifs et la lecture de l'absorption sont automatisés (FlowSolution IV d'Alpkem).

L'analyse du carbone inorganique dissous est effectuée par le dosage du dioxyde de carbone généré par une acidification de l'échantillon. Après cette acidification initiale, l'échantillon est oxydé à température élevée avec du persulfate de sodium pour convertir la carbone organique dissous en dioxyde de carbone. Ces deux analyses sont automatisées avec l'appareil TOC1010 de IOAnalytical.

La couleur de l'eau a été mesurée par l'absorption spectrophotométrique à 440 nm.

L'alcalinité a été déterminée par titration acidimétrique Gran d'un d'échantillon de 100 mL avec de l'acide hydrochlorique (0.01 N).

Le dosage du fer a été fait par l'absorption atomique (906AA et GF3000 Avanta de GBC).

Pour doser la chlorophylle-*a*, nous avons filtré 0.1 à 1.8 L d'eau sur un filtre GF/F (Whatman). Le filtre a été mis en éthanol (90%) à 78 °C pendant 5 min, puis à 4 °C pendant 24 hr pour extraire la chlorophylle-*a*. L'extrait a été filtré (filtre de membrane 0.45 µm) pour réduire la turbidité avant de déterminer son absorbance à 665nm. Nous avons corrigé pour la turbidité restant en soustrayant l'absorption à 750 nm. Nous avons acidifié l'extrait et remesuré son absorption à 665nm pour enlever l'absorption due au phéophytine (un pigment nonfonctionnel).

4.15 Modélisation hydrologique

Bien que nous ayons mesuré les débits instantanés à chaque visite sur le terrain des tributaires (environ 600 visites), l'estimation de la charge doit tenir compte des variations à court terme des débits observés dans les cours d'eau, suite à des événements de pluie par exemple. Pour réaliser cette interpolation temporelle, nous avons utilisé les données provenant des stations hydrométriques avoisinantes de Waterloo et de Trois-Lacs (correspondant aux deux sous-régions de l'Estrie que nous avons étudiées) fournies par le Centre d'expertise hydrique du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

4.151 Ruissellement spécifique uniforme

Dans un première étape, ces débits journaliers ont été transformés en ruissellements spécifiques quotidiens ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{j}^{-1}$) qui ont ensuite été appliqués à nos 83 sous-bassins versants dont les surfaces ont été calculées par SIG (Système d'information Géographique) en utilisant les modèles d'élévation numérique (BNDT 1:50,000, GEOBASE) du Ministère des Ressources Naturelles du Canada. Toutes les manipulations et calculs géographiques ont été réalisés sur ArcGIS 9.0 (ESRI). Cette méthode, bien que la plus simple, suppose un ruissellement spécifique uniforme à l'intérieur d'une même sous-région. Nous avons tout d'abord vérifié si cette hypothèse était réaliste en mettant en relation les débits instantanés mesurés en fonction des débits estimés en appliquant un ruissellement quotidien uniforme pour toute la région étudiée. L'analyse de cette relation (Fig. E-4) montre qu'en moyenne, il n'y a aucun biais systématique puisque les deux paramètres de cette fonction de puissance ne diffèrent pas significativement de la valeur d'unité (1) :

$$Q_{\text{mesuré}} = 0.95 \cdot Q_{\text{calculé}}^{0.97}, \quad r^2=0.74, \quad n=610 \quad (6)$$

De plus, il est important de noter que l'essentiel du bruit de cette relation se situe dans les très faibles débits, qui ont une influence négligeable sur les charges calculées. Cependant, une analyse des rapports de ruissellements observés sur ruissellements ainsi estimés a révélé que l'application du ruissellement quotidien uniforme sous-estime significativement le débit dans 7 des 83 tributaires. Ainsi, cette méthode, bien que non-biaisée significativement de façon globale peut engendrer des biais dans les charges apportées par certains sous-bassins versants et ce modèle a donc été

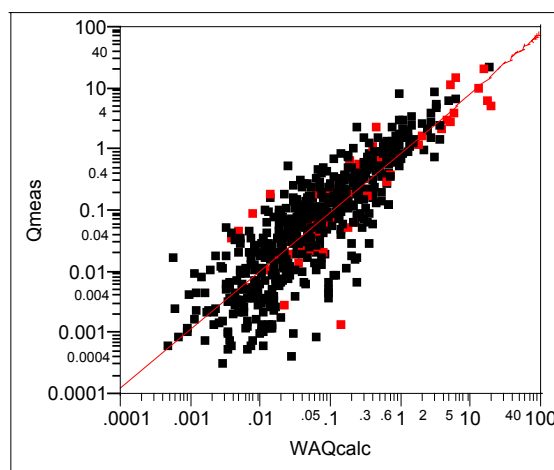


Figure E-4 Relation entre le débit mesuré et estimé (ruissellement uniforme).

abandonné dans les calculs finaux des charges.

4.152 Ruissellement spécifique variable

Suite à cette constatation, nous avons développé plusieurs modèles hydrologiques afin de tenir compte de plusieurs facteurs susceptibles d'influencer l'écoulement spécifique de chaque bassin. Parmi ceux-ci, l'élévation et la superficie du bassin versant sont les deux seules variables qui se sont avérées utiles pour fins de prédiction. Exprimé en termes de ruissellement spécifique (mm d^{-1}), plus de 50% de la variabilité inter-site et inter-date dans le ruissellement spécifique est expliquée par une combinaison de ces 2 variables et du ruissellement spécifique de la station jaugée en permanence (station Trois-Lacs, TR). Ce modèle se quantifie comme suit :

$$\log_{10} \text{RuiSpec} = 0.8925 * \log_{10} \text{RuiSpecTR} (\text{mm/d}) + 0.001881 * \text{Elev} (\text{m}) + 0.14979 * \log_{10} (\text{Abassin}) - 0.629386$$

$$r^2=0.51, p<0.0001, n =612$$

où Abassin correspond à la surface des bassins versant (km^2) et Elev est l'élévation moyenne du bassin versant au dessus du niveau de la mer (m). Chacune des variables du modèle est hautement significative. La valeur estimée des paramètres montre que les bassins versants élevés ainsi que les plus grands bassins versants ont tendance à avoir un écoulement spécifique plus élevé que la station jaugée de référence TR. La figure E-5a illustre le diagramme de dispersion entre ruissellement spécifique observé et estimé par ce modèle. Lorsque ce modèle est déconvolué pour estimer le débit instantané ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) d'un point d'échantillonnage drainant une superficie donnée, ce modèle offre une très bonne performance prédictive et explique environ 82 % de la variabilité des débits instantanés mesurés lors de nos différentes campagnes d'échantillonnage (Fig. E-5b).

À titre d'exemple, la Figure E-6 illustre l'évolution du débit quotidien modélisé (en supposant un ruissellement uniforme) durant la période 2004-2005 superposée aux mesures ponctuelles.

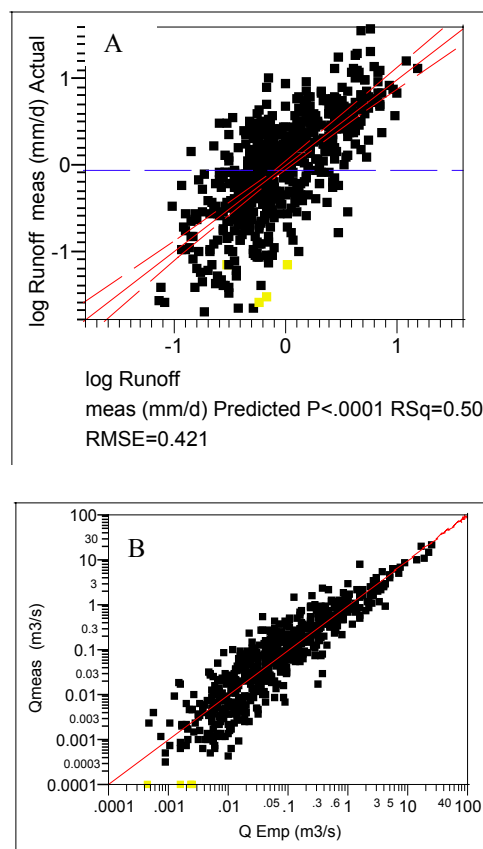


Figure E-5 A) relation entre ruissellement spécifique observé et estimé et B) relation correspondante sur les débits quotidiens.

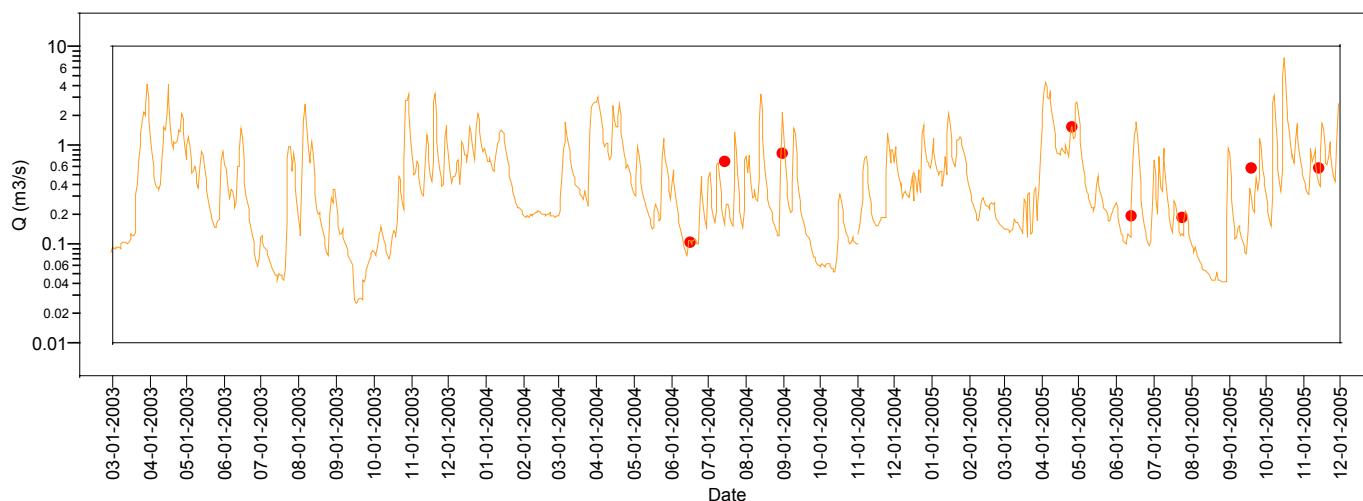


Figure E-6. Le débit de la sortie du lac Stukely (site 1), mesuré par nous pendant l'échantillonnage (points rouges), et estimé par notre modèle hydrologique empirique pour chaque jour (ligne orange).

4.16 Estimation des coefficients d'exportation

À partir de la modélisation hydrologique décrite ci-haut, nous avons généré des débits quotidiens pour chacun des tributaires. Nous avons ensuite estimé les concentrations pour chaque jour par interpolation linéaire entre les jours d'échantillonnage. Le produit du débit et de la concentration est la charge quotidienne, dont on peut en faire la somme pour estimer les charges totales pendant la période d'échantillonnage. Puisque qu'il n'y a pas eu d'échantillonnage pendant les mois d'hiver, nous avons calculé les charges annuelles pour chacun des bassins versants en multipliant la charge estimée durant la période mars-novembre par le rapport du débit annuel sur le débit de la période d'échantillonnage :

$$P_{\text{annuel}} (\text{kg PT a}^{-1}) = \frac{Q (\text{m}^3 \text{ a}^{-1})}{Q (\text{m}^3 \text{ période}^{-1})} \times P_{\text{échant}} (\text{kg PT période}^{-1}) \quad (8)$$

Cette méthode suppose nécessairement que les concentrations pondérées pour les débits ne sont pas significativement différentes en hiver que durant la période échantillonnée. Cependant, les patrons de ruissellement observés pour cette région durant les années 2003-2005 démontrent que l'essentiel de l'écoulement est capturé durant les périodes de mars à novembre (Fig. E-7).

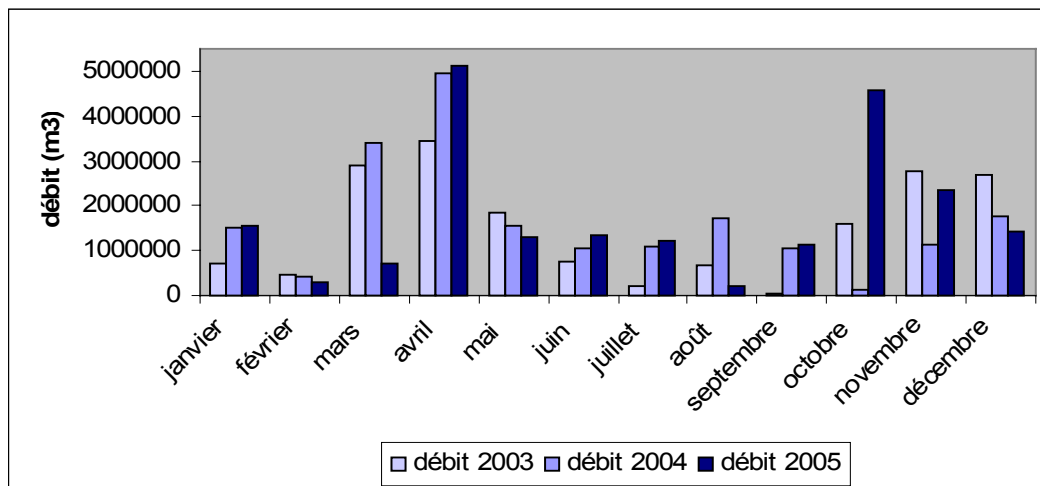


Figure E-7 Débit mensuel à la sortie du lac Waterloo pour les années 2003, 2004 et 2005

La charge annuelle ainsi calculée est ensuite rapportée par unité de surface du bassin versant correspondant, ce qui représente le coefficient d'exportation ($\text{mg P m}^{-2} \text{ an}^{-1}$).

4.17 Charge en phosphore des lacs étudiés

La charge annuelle totale en phosphore des lacs étudiés a été estimée comme la somme des charges annuelles provenant des tributaires s'y drainant. Cependant, dans le cas de certains lacs, une portion de leur bassin versant n'est pas drainée par de l'écoulement de surface mais plutôt par écoulement souterrain dont les apports correspondants sont difficiles à mesurer. Dans ces cas, nous avons utilisé des coefficients d'exportation appropriés à ces parcelles du territoire non-drainée par écoulement de surface pour estimer la charge associée.

4.18 Coefficient de rétention du phosphore

La rétention du phosphore par un lac, R_p , est calculé comme la masse du phosphore qui arrive dans le lac, $\sum P_{\text{entrant}}$, moins la masse du phosphore qui sort du lac, P_{sortant} , par rapport à la masse du phosphore qui arrive dans le lac (formule 3). $\sum P_{\text{entrant}}$ est la somme des apports annuels de tous les ruisseaux qui alimentent le lac.

$$R_p = \frac{\sum P_{\text{ENTRANT}} - P_{\text{SORTANT}}}{\sum P_{\text{ENTRANT}}} \quad (9)$$

R_p représente donc la fraction des apports annuels en phosphore qui sont piégés dans les sédiments.

4.2 Résultats et Discussion

4.21 L'exportation du phosphore des bassins versants

Les coefficients d'exportation annuelle de phosphore total des 83 bassins versants sont très variables d'un bassin à l'autre bien que fort semblables entre les années 2003 et 2004 (Annexe E-3). La gamme de coefficients observés (entre 3 et 78 kg PT km⁻² a⁻¹) correspond largement aux valeurs publiées dans la littérature (e.g. Dillon et Kirchner 1974, Beaulac et Reckhow 1980, Lamontagne et al. 2000) pour des utilisations de territoire allant de forêts pures à l'agriculture. Bien qu'il y ait eu différences d'exportation entre les années étudiées, aucune de celle-ci ne s'est avérée significative ($p > 0.05$). La Fig. E-8 montre les relations entre les coefficients d'exportation du phosphore des différents bassins versants étudiés pour chacune des années.

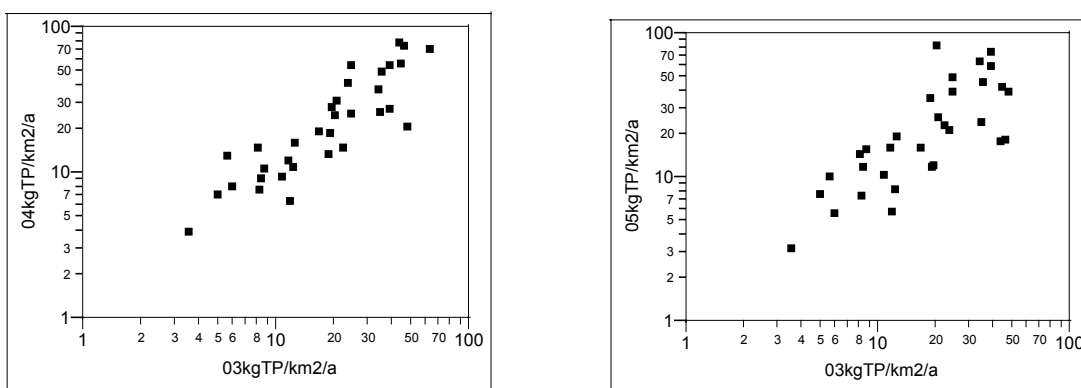


Figure E-8 Comparaison des coefficients d'exportation de phosphore des différents sous-bassins-versants entre les années.

D'ailleurs, la répartition spatiale des coefficients d'exportation associés aux bassins versants correspond aussi à l'utilisation du territoire avec les plus faibles coefficients dans les bassins versants entourant le parc du Mont Orford et les plus élevés dans la région des Trois-Lacs (voir Fig. E-1 de l'Annexe E-1). Bien que l'emphase soit ici sur la prédiction des charges de phosphore, nous avons également calculé les coefficients pour le carbone inorganique dissous, carbone organique dissous, azote total et le fer total. L'exportation de certains de ces éléments est étroitement liée à celle du phosphore (ex. l'azote) mais les relations sont beaucoup plus diffuses avec le fer ou le carbone (Fig. E-9).

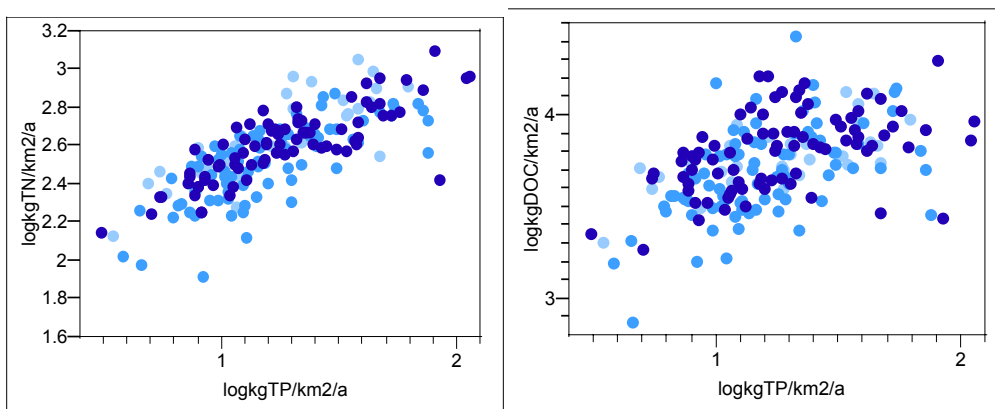


Figure E-9 Corrélations entre les coefficients d'exportation du phosphore, d'azote et de carbone organique.

Nous avons exploré plusieurs approches pour estimer les coefficients d'exportation de P associés à différentes utilisations du territoire. En première approche, nous avons estimé ces coefficients d'exportation par régression multiple où les apports annuels d'un bassin versant (en kg P an^{-1}) sont mis en fonction de la superficie (S , en km^2) de ce bassin versant recouvert de forêt, de pâturage et de terres humides sous la forme :

$$P_{\text{apports}} (\text{kg} \cdot \text{an}^{-1}) = \alpha + \beta_1 \cdot S_{\text{forêt}} + \beta_2 \cdot S_{\text{pâturage}} + \beta_3 \cdot S_{\text{terreshumides}} \quad (10)$$

Les paramètres β estimés par régression multiple correspondent directement aux coefficients d'exportation (en $\text{kg P km}^{-2} \text{an}^{-1}$, ou $\text{mg P m}^{-2} \text{an}^{-1}$) associés à chacune de ces utilisations des terres. Nous avons appliqué ce modèle sur l'ensemble des données annuelles (en traitant donc chaque année comme indépendante) et avons obtenu les coefficients d'exportations suivants :

Coefficients d'exportation de P ($\text{kg P km}^{-2} \text{an}^{-1}$)

Forêts	5.0 ± 1.9	**
Pâturages	51.8 ± 4.2	***
Milieus humides	207 ± 30	***

Ce modèle ($n=142$) explique 85% de la variabilité des apports annuels, l'ordonnée à l'origine du modèle n'est pas significativement différente de zéro ($p > 0.05$) et les coefficients estimés sont tous hautement significatifs (** $p < 0.01$, *** $p < 0.0001$). Il faut noter cependant que le r^2 élevé reflète ici essentiellement l'influence dominante de la taille du bassin versant sur les apports hydrologiques et par conséquent sur les apports annuels de phosphore. Néanmoins, les coefficients obtenus demeurent tout aussi valides et représentent les apports attendus sans tenir des attributs du paysage qui peuvent être corrélés avec la présence de forêts, pâturages ou milieux humides (par exemple, la pente

du bassin versant).

Pour fins de comparaison et afin d'atténuer le bruit causé par les variations inter-annuelles des coefficients d'exportation d'un même site, la même analyse a été répétée sur les valeurs moyennes de chaque bassin versant. Ce modèle (n=60) explique maintenant 93% de la variabilité inter-site et les coefficients d'exportation estimés demeurent semblables :

Tableau E-1. Estimations des coefficients d'exportation pour différentes utilisation des terres en Estrie.

Coefficients d'exportation de P (kg P km ⁻² an ⁻¹)	
Forêts	4.8±2.2 **
Pâturages	51.8±4.4 ***
Milieus humides	214±32 ***

L'ajustement de ce modèle est illustré à la Fig. E-10.

Pour les forêts et pâturages, ces coefficients sont d'ailleurs très semblables à ceux rapportés dans la littérature (Dillon et Kirchner 1975, Beaulac et Reckhow 1980, Prairie et Kalff 1986). Les résultats élevés concernant les milieux humides (environ 50 fois plus élevée que la forêt) confirment également leur importance quantitative dans les apports de phosphore même si ils occupent une petite proportion du territoire. Une surface de milieux humides génère près de 50 fois plus de phosphore qu'une surface forestière équivalente. Crago (2004) a aussi montré que, pour des milieux inondés des Laurentides, l'exportation de phosphore atteignait 180±20 kg P km⁻² an⁻¹.

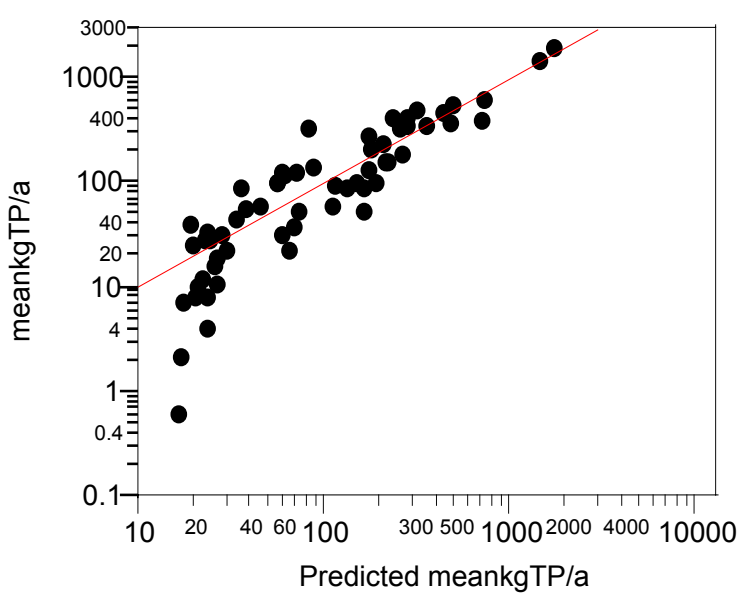


Figure E-10 Comparaisons de l'exportation annuelle de phosphore mesurée et estimée.

L'importance des différentes utilisations des terres peut aussi être visualisée par diagrammes de dispersion des coefficients en fonction de la proportion du bassin versant recouverte de forêt ou pâturages. Quand nous considérons toutes les années ensemble

(2003-2005), l'exportation annuelle en phosphore total a montré une corrélation positive mais faible avec la proportion du bassin versant recouverte de terres agricoles ($r = 0.35$, $p < 0.0001$) et une corrélation négative à la fois avec la proportion du bassin versant boisé ($r = 0.34$, $p = 0.0001$) et avec la pente moyenne du bassin ($r = 0.42$, $p < 0.0001$) (Fig. E-11). Puisqu'il s'agit de proportions, ces trois variables sont fortement corrélées entre elles (où il y a du pâturage, il n'y a pas de forêt et où la pente est forte, il n'y a pas de pâturage, etc.), rendant difficile le développement de modèle de régression multiple permettant de prédire les coefficients d'exportation du phosphore. Par cette méthode, nous n'avons pu détecter ni quantifier d'effets des milieux humides ni du nombre d'habitations dans le bassin versant (exprimé en nombre et en densité) sur l'exportation du phosphore. Cela n'implique pas qu'ils n'ont pas d'effet significatif sur le transport de phosphore mais plutôt que l'important signal de l'agriculture vient vraisemblablement masquer leur influence.

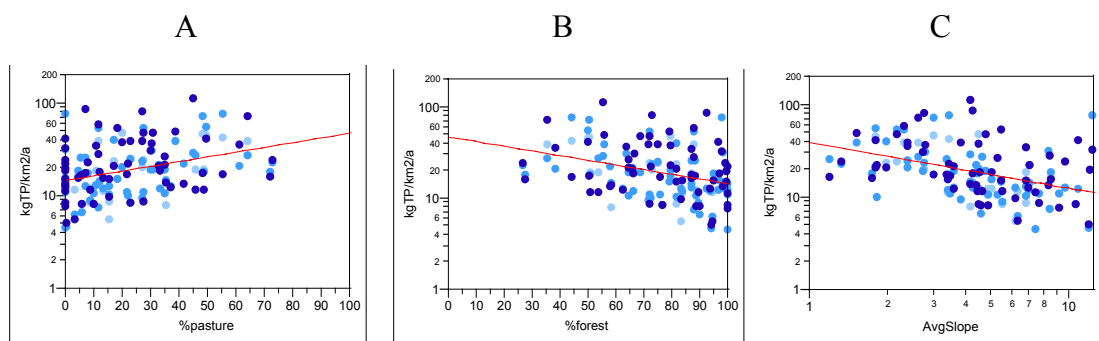


Figure E-11 Diagrammes de dispersion mettant en relation le pourcentage du territoire occupé par diverses utilisation et l'exportation de phosphore.

Cette approche permet également d'estimer l'exportation d'une parcelle purement agricole par extrapolation de la relation illustrée à la Fig. E-9a pour une proportion de 100%. Les coefficients d'exportation associés au milieu agricole sont semblables à ceux dérivés précédemment ($47 \text{ kg P km}^{-2} \text{ an}^{-1}$) mais supérieurs pour les forêts ($14 \text{ kg P km}^{-2} \text{ an}^{-1}$). Ces différences sont en partie au type de modèle de régression utilisé et, pour les fins d'estimation, nous jugeons que les valeurs obtenues au tableau E-1 sont les plus représentatives pour la région et seront utilisées comme base de modélisation des apports en phosphore aux lacs étudiés.

4.22 Application des coefficients d'exportation à la prédiction de la charge en P des lacs

Ces coefficients d'exportation permettent de calculer les charges en phosphore des différents lacs à l'étude en les appliquant à l'utilisation du territoire de leur bassin versant (sans les diviser en leur sous-bassin versant). Ces charges peuvent ensuite être comparés aux charges estimées pour chacun des lacs comme la somme des apports des différents tributaires. Cet exercice (Fig. E-12) nous permet de constater que, pour l'Estrée, un modèle simple basé uniquement sur les coefficients d'exportation associés aux forêts et aux terres en pâturage (4.8 et $51.8 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) arrive à capturer adéquatement les différences de charges reçues par les lacs. La régression linéaire explique 69% de la variabilité, est hautement significative et ne diffère pas significativement en ses paramètres d'une ligne d'égalité ($p > .05$).

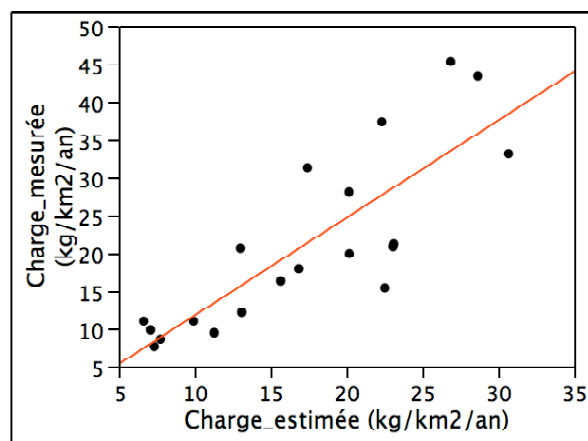


Figure E-12 Comparaison entre charge annuelle moyenne en P mesurée (exprimée par unité de surface du bassin versant) et estimée par les coefficients d'exportation pour chacun des lacs à l'étude.

4.23 Rétention du phosphore dans les lacs

Selon les calculs de bilan de masse, les lacs ont retenu en moyenne, durant les 3 années d'échantillonnage, entre -80% et 59% de leurs charges externes en phosphore. Cinq des lacs ont démontré des coefficients de rétention négatifs ce qui implique que plus de phosphore quitte le lac par son exutoire qu'il en arrive par les tributaires. Ce phénomène est généralement indicatif d'un relargage interne de phosphore provenant des sédiments. Ce phénomène est connu comme étant fréquent dans les lacs eutrophes (Sas 1989, Prairie et al. 2001). La Fig. E-13 illustre d'ailleurs que c'est dans les lacs eutrophes (chlorophylle élevée) de cette étude qu'on retrouve ces lacs à rétentions négatives.

Dans les lacs de l'Estrée, les facteurs qui déterminent la capacité de rétention du phosphore des lacs semblent étroitement reliés à ceux

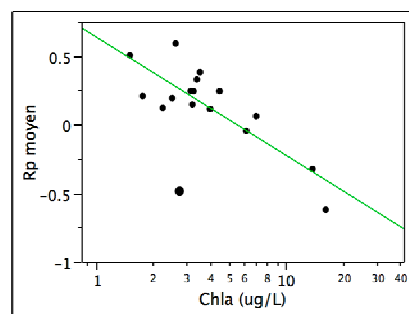


Figure E-13 Diagramme de dispersion entre la biomasse phytoplanctonique, telle que mesurée par la chlorophylle a

déterminant la capacité tampon de ces mêmes lacs (l'alcalinité). Nous avons observé une étroite relation négative ($r^2=0.7$) entre le coefficient de rétention (incluant les rétentions négatives) et l'alcalinité moyenne du milieu. Dans ces systèmes lacustres, l'alcalinité des lacs provient essentiellement des ions carbonates et bicarbonates issus de l'altération de la roche du bassin versant. Bien que cette relation possède une puissance prédictive intéressante, elle demeure d'une utilité limitée dans un contexte de modélisation régionale de l'eutrophisation puisqu'elle suppose qu'on pourrait estimer *a priori* la capacité tampon des lacs. Cependant, si cette relation se confirmait, elle pourrait permettre l'évaluation empirique du R_p avec l'aide de quelques échantillons d'eau sur lesquels on pourrait mesurer l'alcalinité.

Afin de pouvoir comparer nos résultats avec la littérature, dont les modèles ne s'appliquent qu'aux lacs à rétentions positives, nous nous limiterons pour les fins de ce rapport à examiner s'il nous est possible de prédire le coefficient R_p des lacs ayant une rétention positive sur la base de variables simples à mesurer.

Il y a corrélation positive entre la rétention moyenne du phosphore et le temps de séjour hydrologique ($r^2 = 0.26$, $p = 0.02$). Ce modèle est cependant de faible puissance prédictive, particulièrement pour les lacs de courts temps de séjour hydrologique (< 1 an) où ni le temps de séjour ni le rapport de drainage permet une prédiction raisonnable. La Fig. E-14 illustre la relation entre le coefficient R_p moyen et le temps de séjour en comparaison avec le modèle développé par Prairie (1989) et par Larsen et Mercier (1976). Ces deux modèles en tendance à surévaluer significativement la rétention du phosphore des lacs et ne semblent donc pas applicables aux lacs de cette région. Le meilleur modèle empirique s'ajustant à nos données est de forme linéaire dont l'équation est :

$$R_p = 0.20 + 0.031\tau_w \quad (11)$$

où R_p est le coefficient de rétention et τ_w est le temps de séjour hydrologique (années). Ce modèle n'explique que 30% de la variation observée.

4.24 Qualité des eaux lacustres

Les caractéristiques chimiques moyennes estivales des lacs étudiés sont rapportées à l'annexe E-4 pour les années 2003, 2004 et 2005. Comme anticipé, les lacs

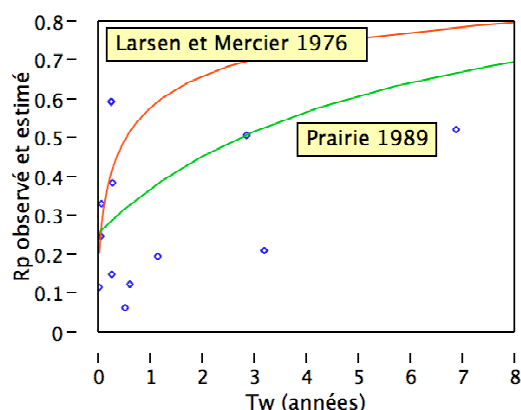


Figure E-14 Relation entre le temps de séjour hydrologique (τ_w) et la rétention observée (points bleus). Traits rouges illustrent la relation qui existent 2 modèles tirés de la littérature.

couvrent un gradient complet de degré d'eutrophisation (de Bowker à Tomcod) qu'il soit mesuré par le phosphore total ($4 - 120 \mu\text{g P L}^{-1}$), l'azote total ($115 - 1230 \mu\text{g N L}^{-1}$), la chlorophylle *a* ($0.6 - 75 \mu\text{g L}^{-1}$), ou de la transparence de l'eau ($0.15 - 12 \text{ m}$). Les lacs étudiés couvrent également une large gamme de teneur en carbone organique dissous ($2 - 18 \text{ mg L}^{-1}$). Ces lacs varient aussi grandement dans leur capacité à neutraliser des apports acides avec des alcalinités variant de 215 à $1100 \mu\text{eq L}^{-1}$ avec des pH correspondant ($7.0 - 8.4$).

Bien que les rapports azote :phosphore (NT:PT, mole:mole, Fig E-15) élevés suggèrent fortement une limitation par le phosphore, il est intéressant de noter que les teneurs en chlorophylle s'ajustent tout aussi bien aux teneurs en phosphore qu'aux teneurs en azote (Fig. E-16a,b)).

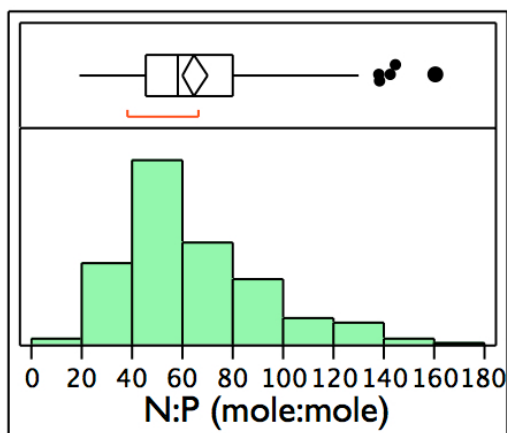


Figure E-15 Histogramme de fréquence des rapports molaires de phosphore sur azote (N:P).

Cependant, pour les fins de ce rapport, les données de phosphore des lacs seront

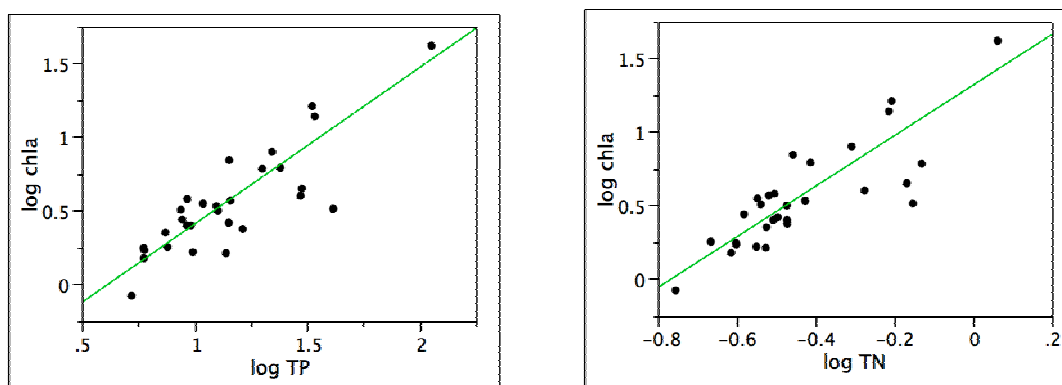


Figure E-16 Diagrammes de dispersion entre les teneurs de chlorophylle et phosphore total (A) , et entre chlorophylle et azote total (B).

utilisées pour tester les modèles de charge ou les modèles empiriques ayant pour objectifs de prédire le degré d'eutrophisation des plans d'eau.

4.241 Transparence de l'eau

La transparence moyenne de l'eau des lacs estriens, telle que mesurée par la profondeur de Secchi, est largement déterminée à la fois par l'abondance du phytoplancton (mesurée par la chlorophylle, Fig. E-17) et par la coloration qu'on associe généralement au carbone organique dissous (COD). Un modèle de régression multiple permet de quantifier cette double relation :

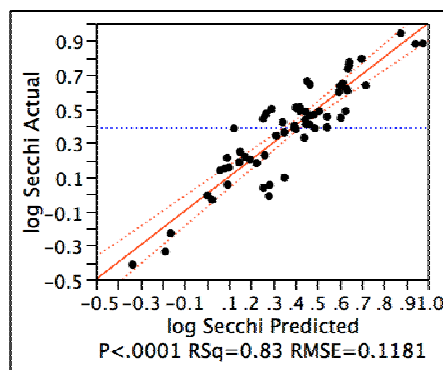


Figure E-17 Ajustement du modèle décrivant la transparence de Secchi en fonction du carbone organique dissous et de la chlorophylle.

$$\log_{10} Z_{Secchi} = 1.17 - 0.44 \log_{10} Chla - 0.65 \log_{10} DOC \quad (12)$$

$$(n=61, r^2=0.83)$$

l'analyse des coefficients normalisés montrent que la chlorophylle *a* joue un rôle prépondérant par rapport au COD. De plus, l'intensité de coloration du COD varie grandement entre les différentes eaux de surface, variations largement attribuables aux teneurs en fer dissous de ces eaux (Fig. E-18). Plus l'eau est riche en fer, plus le COD sera intensément coloré, provoquant ainsi une atténuation plus rapide de la lumière et de la chaleur qu'elle entraîne. Les conséquences possibles de ce phénomène par rapport à l'eutrophisation sont que, tout autres facteurs étant constants, les lacs colorés développeront une thermocline moins profonde et les apports en nutriment durant la période estivale (quand le lac est thermiquement stratifié) seront incorporés à un volume d'eau épilimnétique plus petit, diminuant ainsi le temps de séjour de l'eau dans l'épilimnion.

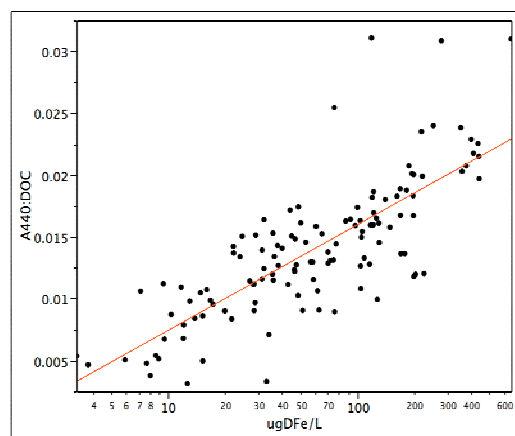


Figure E-18 Relation entre l'intensité de la coloration du COD et le fer dissous dans les lacs de l'Estrie.

4.25 La prédiction de la teneur en phosphore des lacs

Dans toute cette section, les données provenant du Lac Tomcod n'ont pas été utilisées pour tester les différentes approches en raison du caractère extrême de ce lac (le seul lac hyper-eutrophe) et ayant un comportement tout à fait incompatible (donnée aberrante) avec l'ensemble du jeu de données.

4.251 Approche par bilan de masse

Comme nous l'avons décrit dans la section 2, l'approche par bilan de masse nécessite des modèles permettant de prédire, dans un premier temps, la charge en phosphore (L) et, dans un deuxième temps, le coefficient de rétention (Rp). Une fois estimées, ces valeurs peuvent être insérées dans l'équation

$$[P]_{LAC} = \frac{L(1 - R_p)}{Q} \quad (13)$$

où Q est le débit annuel.

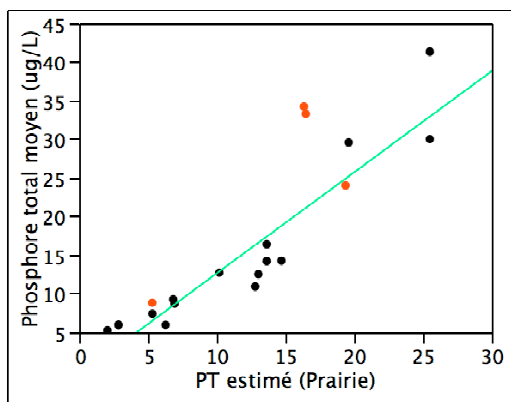


Figure E-19 Concentrations observées et modélisées de la concentration estivale moyenne epilimnétique de phosphore total.

entre valeurs observées et estimées ne diffèrent pas significativement d'une droite d'égalité. L'omission des lacs ayant un coefficient de rétention négatif (points rouges) améliore la précision du modèle et le modèle explique 87% de la variabilité observée entre les lacs étudiés. La précision absolue de ce modèle est d'environ $\pm 4 \mu\text{g L}^{-1}$ mais visiblement variable, particulièrement pour les lacs de teneurs élevées ($>25 \mu\text{g L}^{-1}$).

Dans une première étape, nous avons évalué le potentiel prédictif de ce modèle général en utilisant uniquement les coefficients d'exportation du phosphore associés aux forêts ($4.8 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$), aux pâturages ($51.8 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$) et aux terres humides ($214 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$) déterminés précédemment pour estimer la charge (L). Le coefficient Rp a pour lui été estimé par le modèle de rétention de Prairie (1989). Les résultats de cet exercice (Fig. E-19) montrent que ce modèle par bilan de masse permet de

prédire convenablement (c'est-à-dire sans biais) les teneurs moyennes en phosphore sur une gamme s'échelonnant de 3 à $40 \mu\text{g L}^{-1}$. Les paramètres de la relation

L'utilité principale de ce type de modèle est qu'il permet de calculer l'impact probable d'une charge hypothétique additionnelle en phosphore sur le degré d'eutrophisation.

Cependant, puisque les décisions de gestion des lacs se posent surtout pour les lacs qui ne sont pas encore eutrophisés et c'est dans cette région où la précision absolue est insuffisante, nous suggérons que l'usage de ce type de modèle soit limité à des calculs de proportionalité entre charge et concentration. Puisque le coefficient de rétention est fixe pour un temps de séjour donné (donc pour un lac donné), on peut utiliser les coefficients d'exportation pour évaluer la charge totale (CT) et ainsi le facteur multiplicatif par lequel un apport additionnel hypothétique (AAH) viendrait augmenter cette charge $((CT+AAH)/CT)$. Par exemple, pour le Lac Orford, les coefficients d'exportation appliqués à son bassin versant estime que sa charge annuelle est d'environ 78 kg P. Un projet hypothétique prévoyant le rejet annuel de 50 kg augmenterait donc la charge totale de 64%. À l'équilibre, il serait prévisible que les teneurs en phosphore du lac augmentent du même facteur.

4.252 Approche empirique directe

Dans cette approche, nous tentons de relier les teneurs moyennes en phosphore observées dans les lacs aux attributs de ce lac et de son bassin versant. Cette approche permet d'identifier les facteurs les plus étroitement reliés mais ne permet pas facilement d'évaluer l'impact d'apports additionnels sauf ceux liés aux attributs faisant partie intégrante du modèle.

Pour cet exercice, nous avons utilisé les moyennes estivales épilimnétiques comme variable dépendante et la liste des variables indépendantes potentielles est décrite à l'Annexe E-5. Malgré ce grand nombre de variables indépendantes candidates, seul les variables décrivant la pente du bassin versant et la proportion du bassin sous forme de terres à pâturage ont été statistiquement significatives. Le modèle résultant

$$\log_{10} PT = 1.264 - 0.065 \cdot \text{Pente } (^\circ) + 0.010 \cdot \% \text{pâturage}, p < 0.0001 \quad (14)$$

est de forme semi-logarithmique et explique 84% de la variabilité des teneurs en phosphore total. Il est à noter que ce modèle incorpore les données provenant dont les coefficients de rétention étaient négatifs. Dans ce modèle, l'influence de l'utilisation des terres est légèrement supérieure à celle de la pente du bassin versant. Une fois détransformé, ce modèle performe aussi très bien (Fig. E-20).

Ce modèle démontre l'importance des attributs physiques du paysage (la pente moyenne du

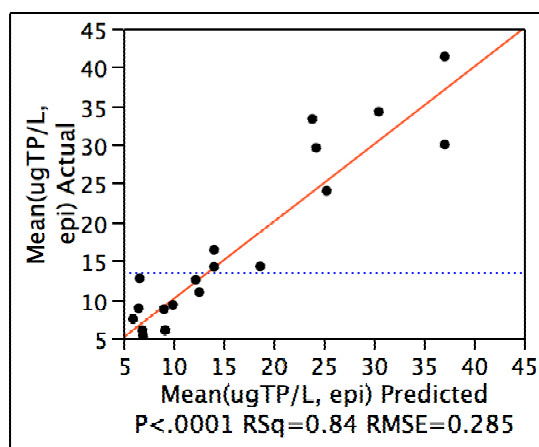


Figure E-20 Comparaison des valeurs en phosphore total observées et estimées par modélisation empirique directe.

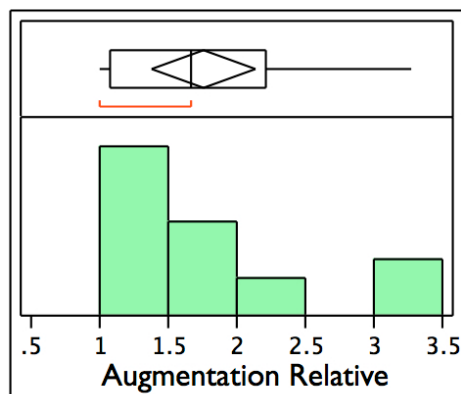
bassin versant) comme déterminant naturel de la génération et du transport du phosphore et des propriétés écosystémiques modulant son devenir dans le lac. L'utilisation des terres (% en pâturages) sort ici aussi comme variable déterminante tout comme dans le calcul des charges.

Puisque dans ce modèle, seule l'utilisation des terres (% en pâturages) est susceptible d'avoir changé par les activités anthropiques, il est possible d'estimer les teneurs probables en phosphore des lacs avant la conversion des forêts en sols agricoles. Cet exercice nous permet donc d'évaluer à quel point les teneurs en phosphore des lacs ont vraisemblablement augmenté par les activités agricoles. Ce facteur d'augmentation relative (AR) peut se calculer pour les lacs de l'Estrie par l'équation

$$AR = \frac{10^{(1.264 - 0.065 \cdot \text{Pente} + 0.010 \% \text{Pâturage})}}{10^{(1.264 - 0.065 \cdot \text{Pente})}} \quad (15)$$

Ce calcul suggère que pour la moitié des lacs étudiés, l'augmentation relative du phosphore des lacs engendrée par les activités agricoles est inférieure à 53% (AR médiane=1.53). Dans certains cas, cette augmentation atteint le triple des teneurs originales. L'histogramme de la Fig. 21 illustre la distribution des facteurs augmentation relative liés aux activités agricoles.

Figure E-21 Histogramme de fréquences illustrant les facteurs d'augmentation probable des teneurs en phosphore des lacs étudiés liée aux activités agricoles localisées dans leurs bassins versants. Une valeur de un (1) correspond à une augmentation nulle.



L'approche empirique directe permet aussi de visualiser les zones du paysage particulièrement susceptible de contribuer à l'eutrophisation des plans d'eau qui parsème ce paysage. Puisque les variables utiles (pente et utilisation des terres) peuvent être obtenues sur des couches d'information géographique provenant de modèles d'élévation numérique et de cartes numériques, il est donc possible de projeter sur l'ensemble du territoire (pixel de 10x10m) les valeurs prédites par le modèle afin d'identifier les zones particulièrement problématiques. La Fig. E-22 illustre une telle projection sur une portion du territoire de l'Estrie. Cet outil permet aussi de visualiser l'impact prévisible de nouvelles conversions de forêt en terres agricoles en attribuant à chaque pixel du paysage les attributs d'utilisation des terres projetée.

L'impact sur les lacs environnants peut également être visualisé sur ce type de cartographie en y ajoutant les limites géographiques des bassins versants des lacs concernés. Les teneurs en phosphore totale prédites par ce modèle peuvent être obtenues simplement en calculant la moyenne des valeurs prédites des pixels du paysage situées à l'intérieur de ces limites.

4.253 Approche combinée

L'approche combinée a ici pour but de maintenir la précision des modèles obtenue dans les modèles empiriques directs mais aussi de permettre l'intégration de scénarios hypothétiques pour lesquelles un estimé de la charge additionnelle en phosphore est disponible. Cette approche pourrait permettre également la visualisation de l'impact des différentes zones du paysage sur le degré d'eutrophisation des plans d'eau environnants.

Le modèle de l'approche combinée met simplement en relations les teneurs moyennes en phosphore observées en fonction d'une mesure uniformisée de la charge de phosphore reçue par le lac et aussi d'autres variables naturelles du paysage. Pour notre jeu de données, nous avons utilisé, comme mesure uniformisée de la charge en phosphore, le coefficient d'exportation moyen pour l'ensemble du bassin versant de chaque lac (en $\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$), lui-même estimé à partir des surfaces et des coefficients associés aux forêts et aux pâturages. Ces valeurs de charge sont les mêmes que celles utilisées précédemment dans le modèle de bilan de masse.

Par régression multiple, nous avons ensuite déterminé si d'autres variables du paysage pouvaient être intégrées au modèle. Parmi l'ensemble des variables disponibles, seule la pente moyenne s'est encore une fois révélée utile. Le modèle de prédiction final

$$\log_{10} PT_{\text{observé}} = 0.92 + .028 \cdot \text{Coef. Exp.} - 0.046 \cdot \text{Pente}(\text{°}) \quad (16)$$

explique 89% de la variabilité des teneurs en phosphore des lacs et est non-biaisé tant dans sa forme semi-logarithmique (Fig. E-23a) qu'arithmétique (Fig. E-23b).

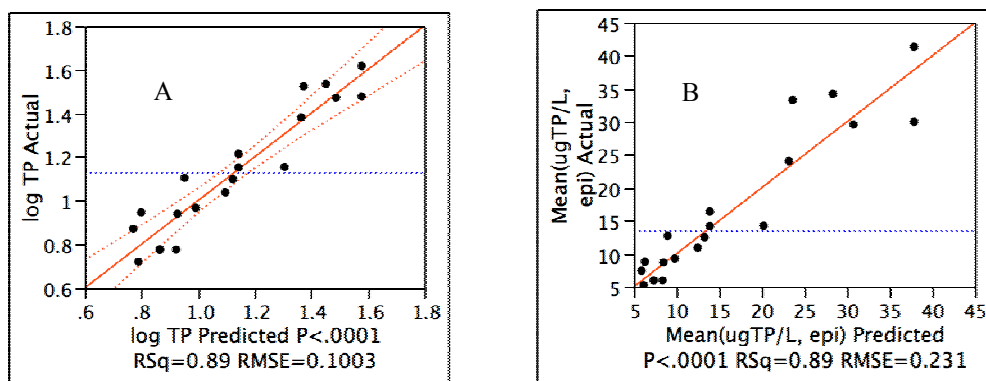


Figure E-22 Comparaison des teneurs en phosphore observées et estimées par le modèle combinée (sur échelles logarithmique et arithmétique, respectivement).

Ce modèle, d'une précision équivalente au meilleur modèle purement empirique, possède le net avantage d'intégrer les concepts de charge en phosphore et permet donc le calcul de l'impact d'un apport hypothétique additionnel en phosphore sans nécessité de recourir aux modèles de bilan de masse traditionnels. Par exemple, reprenons le scénario hypothétique du Lac Orford utilisé précédemment. Selon l'éq. 16, le lac Orford devrait afficher une concentration moyenne de $8.4 \mu\text{g/L}$ ($=10^{(0.092+0.028*\text{Coef.Exp.}-0.046\text{Pente})}$). La charge actuelle estimée au lac est de $12.8 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1} \times 7.5 \text{ km}^2 = 96 \text{ kg an}^{-1}$.

Or, une charge hypothétique additionnelle de 50 kg an^{-1} peut être intégrée au modèle combiné en exprimant la charge totale par unité de surface du bassin versant, c'est-à-dire

$$\text{Exp. Coef.} = (96+50)/7.5 = 19.5 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1} \quad (17)$$

En intégrant cette nouvelle dans l'équation 16, la teneur attendue au Lac Orford selon ce scénario passerait de 8.4 à $12.8 \mu\text{g/L}$.

Cette approche nous apparaît celle qui rallie le mieux les impératifs de précision des modèles à ceux de souplesse afin de permettre l'évaluation de différents types scénarios de gestion de l'eutrophisation. L'ensemble des outils ici décrits peuvent être facilement intégrés à des systèmes d'informations géographiques.

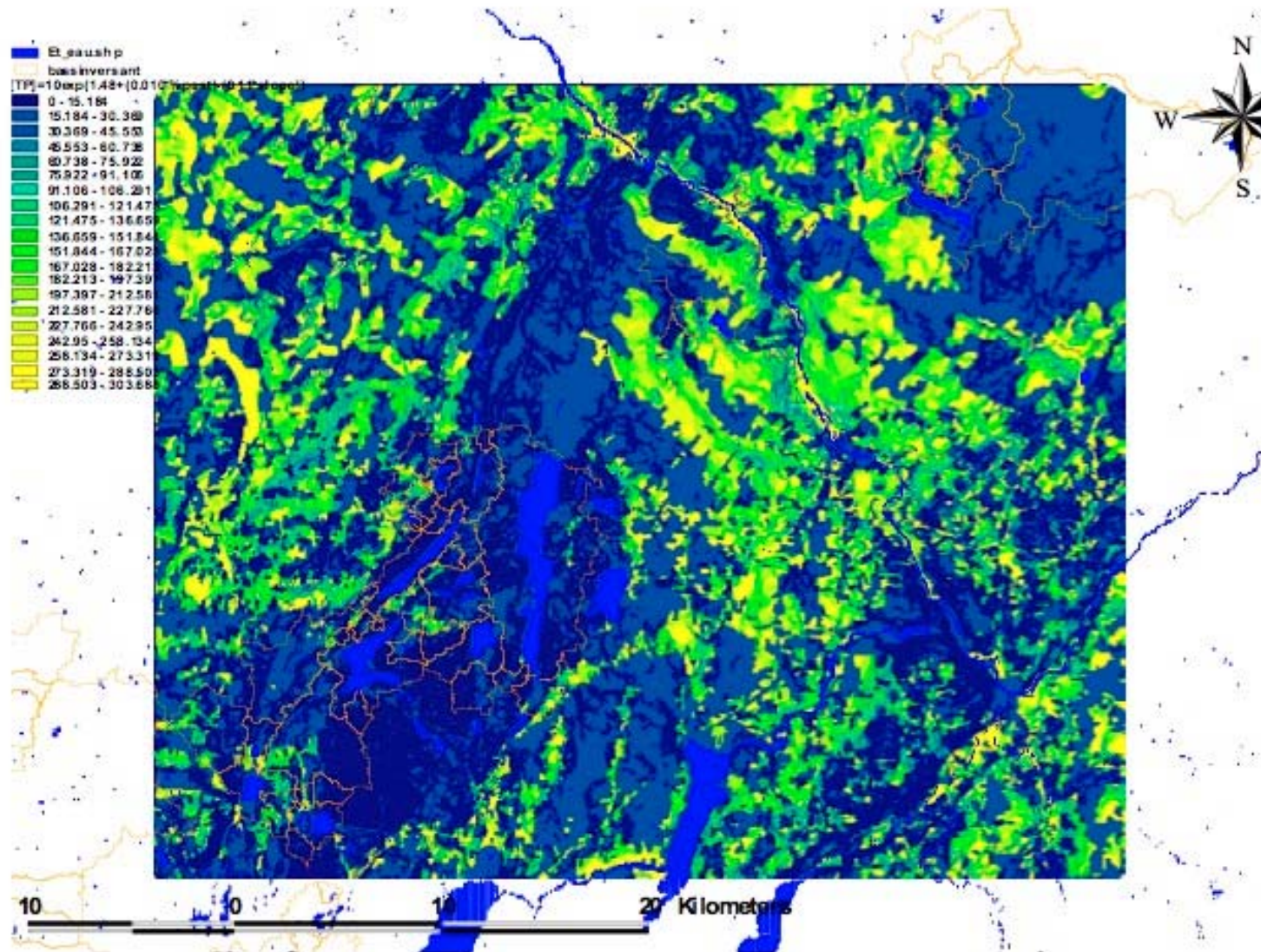


Figure E-23 Visualisation cartographique du modèle empirique de prédiction des teneurs en P des lacs.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES, Estrie

Beaulac, MN; Reckhow, KH. 1982. An Examination of Land Use - Nutrient Export Relationships. Water Resources Bulletin Vol 18, No 6, p 1013-1024.

Crago, C. 2002. Mémoire de Maîtrise. Université de Montréal.

Dillon, PJ; Kirchner, WB. 1975. The Effects Of Geology And Land Use On The Export Of Phosphorus From Watersheds. Water Research, VOL 9, NO 2, P 135-148

LAMONTAGNE, S., R. CARIGNAN, P. D'ARCY, Y. T. PRAIRIE, and D. PARE. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences **57**: 118-128.

Prairie, YT and J. Kalff. 1986. Effect of Catchment Size on Phosphorus Export. Water Resources Bulletin Vol. 22, No.3, p 465-470

PRAIRIE, Y. T. 1989. Statistical models for the estimation of the phosphorus sedimentation in lakes. Aquatic Sciences **51**: 193-210.

Prairie, Y.T., C. de Montigny, and P.A. del Giorgio. 2001. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 4013-4020.

Reckhow, KH and Chapra, SC. 1983. Engineering Approaches for Lake Management. Volume 1: Data Analysis and Empirical Modeling. Butterworth Publishers Boston. 1983. 340 p

Annexe E-1

Caractéristiques générales des lacs étudiés

site	Lake	GPSLat	GPSLong	Zmax (m)	Q avg (m ³ /a)	Zavg(m)	Tw (yrs)	Alake(km ²)	Alake(km ²)	Plake(km)	LakeElev(m)	WatershedAvgAd(km ²)	Al/Ad	Ad+Al(km ²)	AvgSlope	
1	Stukely	45.39433333	-72.2264722	30	16535837.54	13.6	3.21	4.011	4.085	18.488	285	325	15.589	0.257	19.674	5.068
1	Stukely	45.39433333	-72.2264722	30	16535837.54	13.6	3.21	4.011	4.085	18.488	285	325	15.589	0.257	19.674	5.068
6	Bowker	45.43425	-72.1956944	60	8466274.857	25.9	6.90	2.39	2.477	14.239	310	359	7.596	0.315	10.073	7.005
9	Fraser	45.38475	-72.1643056	18	49868905.6	8.6	0.28	1.618	9.342	6.152	260	327	49.991	0.032	59.333	5.72
16	Orford	45.29705556	-72.28775	50	7527217.959	17.7	2.87	1.282	1.323	10.197	285	336	7.469	0.172	8.792	7.701
30	Brompton	45.47088889	-72.1318889	43	117499926.4	11.5	1.17	11.716	22.632	39.766	240	305	117.167	0.100	139.799	5.142
37	Argent	45.30269444	-72.3203889	15	55123660.93	4.6	0.08	1.051	2.905	5.042	250	321	62.68	0.017	65.585	4.969
40	Trois-Lacs	45.79419444	-71.9318333	10	439222573.4	1.3	0.01	2.85	3.273	18.549	160	290	519.305	0.005	522.578	3.092
40	Trois-Lacs	45.79419444	-71.9318333	10	439222573.4	1.3	0.01	2.85	3.273	18.549	160	290	519.305	0.005	522.578	3.092
41	Denison	45.7475	-72.1028611	3	13843848.32	1.6	0.03	0.237	0.248	3.486	195	255	15.922	0.015	16.17	3.974
44	Tomcod	45.53116667	-72.0300556	2.5	16828328.72	0.9	0.04	0.807	0.827	4.908	205	247	19.195	0.042	20.022	2.487
45	Waterloo	45.35030556	-72.5131944	4.5	24971854.69	2.9	0.18	1.465	1.61	9.472	210	245	28.101	0.052	29.711	2.324
46	Roxton	45.47461111	-72.66	5.5	14294245.66	3.2	0.43	1.932	2.008	7.916	125	152	14.999	0.129	17.007	1.94
65	Boissonneault	45.60180556	-71.9246111	6	111018759.6	2.2	0.03	1.717	2.872	14.015	200	270	126.801	0.014	129.673	1.561
70	Brome	45.27961111	-72.5065	12	155287396.9	5.7	0.54	14.727	15.603	33.207	200	281	165.777	0.089	181.38	3.796
84	Peasley	45.22841667	-72.273	10	10408142.48	3.5	0.07	0.232	0.998	2.35	275	323	11.159	0.021	12.157	7.077
92	Sittelles	45.24294444	-72.2703889	19	4903136.63	7.2	0.63	0.425	0.548	4.553	285	329	5.179	0.082	5.727	7.79
97	Brais	45.45569444	-72.2007222	14.5	9789150.38	5.5	0.27	0.479	0.679	5.028	300	354	10.755	0.045	11.434	5.653
97	Brais	45.45569444	-72.2007222	14.5	9789150.38	5.5	0.27	0.479	0.679	5.028	300	354	10.755	0.045	11.434	5.653
99	Français	45.44380556	-72.2234167	8	1655782.476	3.0	0.29	0.162	0.162	2.592	355	386	1.772	0.091	1.934	6.332
106	Nick	45.20986111	-72.3188889	8	5959618.313	3.0	0.24	0.535	0.705	6.016	240	292	6.256	0.086	6.961	6.911

site	#Bat_p	#Bat_a	bat/km ²	batp50	batp100	batp200	bata50	bata100	bata200	forest(km ²)	wetland(km ²)	pasture(km ²)	mines(km ²)	veg(km ²)	%veg	%forest	%wetland	%pasture	%mines
1	147	0	9.4	62	86	112	0	0	0	14.965	0	0.534	0	15.433	99.0	63.1	0.0	2.7	0.0
1	147	0	9.4	62	86	112	0	0	0	14.965	0	0.534	0	15.433	99.0	63.1	0.0	2.7	0.0
6	188	0	24.7	149	172	186	0	0	0	7.272	0	0.329	0	7.142	94.0	83.0	0.0	3.3	0.0
9	541	3	10.9	27	27	29	0	0	0	45.847	0.353	3.65	0.042	47.376	94.8	72.3	0.6	6.2	0.1
16	210	0	28.1	62	99	132	0	0	0	6.715	0.153	0.591	0	6.695	89.6	68.5	1.7	7.2	0.0
30	1299	3	11.1	305	380	455	0	0	0	106.638	1.494	8.961	0.089	110.524	94.3	76.2	2.3	6.4	0.1
37	846	2	13.5	117	165	207	0	0	0	51.936	1.21	8.948	0.016	55.245	88.1	73.9	1.8	13.9	0.0
40	2611	24	5.1	161	307	467	0	0	1	265.688	3.442	249.741	0	336.788	64.9	50.8	0.7	47.9	0.0
40	2611	24	5.1	161	307	467	0	0	1	265.688	3.442	249.741	0	336.788	64.9	50.8	0.7	47.9	0.0
41	129	0	8.1	30	35	40	0	0	0	9.903	0	6.019	0	12.496	78.5	62.4	0.0	37.6	0.0
44	398	6	21.0	55	80	108	0	0	1	10.141	0	9.059	0	10.261	53.5	51.3	0.0	48.7	0.0
45	544	49	21.1	52	68	93	5	7	17	17.73	0.448	7.432	0	18.163	64.6	59.2	1.7	25.1	0.0
46	308	5	20.9	92	155	202	0	0	1	9.43	0.001	5.596	0	9.422	62.8	53.6	0.4	32.8	0.0
65	411	0	3.2	80	125	143	0	0	0	94.828	4.973	27.002	0	106.992	84.4	73.4	4.4	21.0	0.0
70	1803	58	11.2	280	361	446	3	9	14	120.042	2.421	43.298	0.099	127.382	76.8	62.0	1.4	24.1	0.1
84	272	0	24.4	7	10	12	0	0	0	10.569	0.382	0.206	0	11.06	99.1	92.7	3.1	1.7	0.0
92	250	0	48.3	39	59	96	0	0	0	5.031	0.043	0.103	0	5.154	99.5	92.2	0.8	1.8	0.0
97	81	0	7.5	10	16	21	0	0	0	8.021	0.037	2.707	0	8.268	76.9	74.8	0.3	23.8	0.0
97	81	0	7.5	10	16	21	0	0	0	8.021	0.037	2.707	0	8.268	76.9	74.8	0.3	23.8	0.0
99	33	0	18.6	32	39	40	0	0	0	1.32	0	0.452	0	1.409	79.5	76.6	0.0	23.4	0.0
106	54	0	8.6	7	11	18	0	0	0	6.191	0.067	0	0	6.233	99.6	85.8	1.0	0.0	0.0

Annexe E-2. Caractéristiques générales des bassins versants étudiés

Annexe E-3

Coefficients d'exportation moyen ($\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$) des bassins versants étudiés

DIC: carbone inorganique dissous

DOC: carbone organique dissous

TP: Phosphore total

TN: Azote total

Fe: Fer total

Site Name	Mean(kgDIC/km2/a)	Mean(kgDOC/km2/a)	Mean(kgTP/km2/a)	Mean(kgTN/km2/a)	Mean(kgFe/km2/a)
Argent	5008.1	5938.1	10.0	308.4	126.8
Boissonneault	3342.9	10758.6	18.1	502.8	367.0
Bowker	3284.0	1939.1	3.5	126.9	11.9
Brais	3746.1	4230.9	9.8	267.8	76.7
Brome	5758.0	3601.3	17.2	414.4	68.7
Brompton	3964.5	4987.4	6.4	246.8	41.6
Denison	6298.2	3997.7	15.7	296.6	188.5
Francais	3018.0	3974.6	10.1	305.9	104.4
Fraser	3878.5	4829.7	7.6	275.5	65.1
Gilbert	8038.7	2705.7	10.4	279.4	41.7
inArgent	4627.9	6900.7	22.0	355.7	224.2
inArgentOrford	8237.6	3789.3	11.4	308.8	207.0
inArgentParker	4933.9	8406.6	13.1	382.3	207.9
inBoisson	7824.4	11012.7	23.5	480.8	176.9
inBoissonCuldeSac	4388.1	14368.9	16.2	451.6	342.8
inBoissonGeorge	3578.1	17446.2	21.4	484.4	655.9
inBoissonMarch	4408.8	3828.3	17.1	464.0	151.4
inBoissonScrosati	5600.2	8793.9	28.5	654.5	405.2
inBoissonWato	4437.5	14113.5	21.0	436.3	559.6
inBowker	5242.3	6238.6	35.3	341.0	238.5
inBowkerLemay	1246.4	3873.2	9.5	197.1	73.6
inBraisFrancais	5490.6	4940.8	18.8	319.8	164.5
inBraisJoli	6731.7	5975.9	70.4	698.4	377.3
inBraisN	5794.3	6419.3	34.2	447.1	220.9
inBraisS	3027.5	4992.0	17.9	357.0	132.9
inBran-de-scie	4626.4	4631.2	10.4	248.3	118.0
inBromeBolton	4901.0	3640.1	15.4	405.6	291.4
inBromeBrill	5415.9	7294.6	24.1	418.8	743.7
inBromeCold	7003.2	2181.9	9.9	317.5	201.1
inBromePearson	9766.1	6157.4	20.4	478.5	431.9
inBromeQuill	8512.8	7013.2	25.2	423.7	358.6
inBromptonEly	3745.7	4348.3	9.3	265.6	120.1
inBromptonPerdu	4105.7	9795.1	15.6	422.5	596.6
inBromptonSud	7259.9	7933.7	12.2	321.3	121.7
inDenison	11084.0	2772.5	17.8	418.4	90.0
inDenisonMcL	6369.4	3901.0	12.7	319.8	228.2
inFrancais1	1632.0	1294.2	4.9	134.4	31.0
inFrancais2	1947.8	2469.1	8.4	131.3	49.5
inFrancais3	1833.4	6430.9	22.5	312.7	247.5
inFraser	4857.7	5702.2	9.6	270.0	137.6
inFraserEgare	4869.9	6812.6	19.7	397.9	92482.0
inLaRouche	2220.7	-282.1	54.7	427.3	1688.5
inNickPerdrix	10859.2	2818.2	8.0	214.4	128.9
inOrford	6154.4	3214.8	33.4	482.4	135.3
inOrford10	9569.9	2985.1	18.7	326.6	416.1
inOrfordPlage	10692.6	5481.1	20.4	469.5	161.2
inOrfordSucre	4497.0	6175.7	26.9	527.3	314.6
inParker	6143.4	10813.9	21.8	460.1	381.0
inParkerW	6201.2	7039.0	14.2	318.6	332.3
inPeasley	6972.7	8512.2	12.4	399.1	277.3
inRoxton	6257.9	11386.4	41.9	880.3	2218.6
inRoxtonGervais	11107.1	12350.1	42.1	816.8	430.2
inRoxtonRobidoux	10470.4	13458.5	47.0	815.1	659.7
inSimoneau	3381.0	4018.6	7.8	192.5	74.3
inSimoneauMine	7947.1	4797.4	7.3	219.6	79.6
inStukely	3572.3	5921.5	16.2	309.5	106.2
inStukelyCastorie	3306.8	14266.6	15.1	500.5	201.1
inStukelyColibri	6569.0	6200.5	20.0	114.5	110.7
inStukelyLodge	4832.4	5945.9	10.4	179.5	41.3
inStukelyPegase	3547.9	2883.3	49.5	197.3	72.9
inTomcod	20228.3	8210.2	46.5	857.5	253.4
inTomcodNord	9790.4	10872.2	50.2	598.1	219.4
inTroisLacs	7758.1	6104.6	45.7	626.5	255.9
inTroisLacsChap	10777.2	4126.4	19.4	655.5	152.4
inTroisLacsMine	9072.4	7258.0	34.1	457.0	243.3
inTroisLacsMon	11566.1	4812.9	45.5	570.6	141.7
inTroisLacsNolin	7422.3	3553.3	16.2	391.1	197.2
inWaterloo	8366.7	6995.3	29.4	469.7	211.2
inWaterlooW	11741.7	7316.5	43.9	493.1	409.7
inwetland	6581.9	7634.7	28.5	554.7	554.9
Millington	4451.9	6823.8	9.7	306.6	134.8
Nick	8892.3	3209.8	10.1	228.0	40.6
Orford	7749.4	3389.3	7.9	344.7	130.9
Peasley	5882.1	5362.9	8.4	312.1	78.4
RivDavid	4430.9	6862.9	17.0	394.9	216.2
Roxton	7357.7	5924.2	44.1	669.4	140.1
Sittelles	4888.1	3900.0	6.8	272.1	77.3
Stukely	4021.9	4634.9	6.4	204.2	45.5
Tomcod	9907.4	8374.6	82.2	801.8	501.1
TroisLacs	6639.0	6756.1	25.5	632.8	193.5
Waterloo	7518.5	5779.0	42.3	604.3	173.1
Webster	5175.1	3524.9	13.8	340.4	234.5
wet(lands)	3658.5	14304.1	27.6	503.9	217.5

Annexe E-4

Caractéristiques chimiques moyennes des lacs pour les années 2003, 2004 et 2005.

date	lake	layer	mgDIC/L	mgDOC/L	alkalinity	Zsecchi	ugTP/L	ugDP/L	mgTN/L	mgDN/L	mgNO3/L	ugchla/L	A440nm	ugFe/L	ugDFe/L	pH	T(°C)	pCO2
2003	Argent	epi	5.81	7.56	441	2.6	10	5	0.381	0.347	0.010	3.6	0.099	126	72	7.50	20.2	420
2004	Argent	epi	5.86	7.70	416	2.2	12	6	0.363	0.298	0.019	4.1	0.131	178	122	7.41	15.8	705
2005	Argent	epi	6.15	7.92	384	2.4	15	5	0.380	0.354	0.025	2.5	0.129	178	87	7.57	19.7	430
2003	Argent	hypo	5.79	5.56	364		15	6	0.508	0.471	0.068		0.133	979	353			
2004	Argent	hypo	6.14	6.00	396		12	6	0.373	0.323	0.078		0.141	656	219			
2005	Argent	hypo	6.38	7.03	331		14	7	0.427	0.369	0.061		0.141	465	199			
2004	Boissonneault	epi	3.52	17.94	275	1.1	31	15	0.568	0.500	0.015	3.7	0.391	575	412	6.99	20.2	979
2005	Boissonneault	epi	4.26	13.40	265	1.5	28	12	0.492	0.428	0.043	4.3	0.278	562	377	6.68	18.8	1464
2004	Boissonneault	hypo	4.41	17.06	298		30	15	0.562	0.501	0.022		0.391	577	401			
2005	Boissonneault	hypo	4.88	13.35	281		19	10	0.505	0.465	0.058		0.288	656	440			
2003	Bowker	epi	3.62	2.80	273	8.8	3	2	0.213	0.192	0.026	1.0	0.009	17	13	7.66	20.6	193
2004	Bowker	epi	3.53	2.51	216	7.6	8	4	0.147	0.143	0.023	0.7	0.010	10	8	7.36	19.1	363
2005	Bowker	epi	3.83	2.45	226	7.6	4	3	0.168	0.157	0.010	0.8	0.012	19	6	7.39	18.8	330
2003	Bowker	hypo	3.91	2.16	261		4	1	0.255	0.219	0.089		0.010	18	8			
2004	Bowker	hypo	3.63	2.24	218		8	5	0.195	0.184	0.069		0.012	18	3			
2005	Bowker	hypo	4.18	2.09	220		4	2	0.210	0.198	0.066		0.010	9	4			
2004	BraisN	epi	3.92	11.05	312	3.2	15	8	0.299	0.269	0.022	2.7	0.079	70	34	7.32	20.2	323
2005	BraisN	epi	4.77	6.23	272	2.6	14	6	0.340	0.305	0.021	2.6	0.088	91	40	7.32	18.2	679
2004	BraisN	hypo	3.96	7.44	228		15	6	0.353	0.295	0.078		0.074	223	128			
2005	BraisN	hypo	5.10	5.81	254		17	7	0.370	0.325	0.076		0.092	115	61			
2004	BraisS	epi	4.67	5.69	342	3.1	19	9	0.317	0.233	0.036	2.3	0.071	72	32	7.35	19.9	365
2005	BraisS	epi	5.10	5.92	304	2.4	14	6	0.359	0.305	0.037	2.4	0.079	93	36	7.46	18.1	593
2004	BraisS	hypo	5.19	5.37	272		14	6	0.365	0.293	0.146		0.069	245	116			
2005	BraisS	hypo	6.95	4.72	323		17	9	0.416	0.395	0.151		0.075	533	149			
2004	BrandeScie	epi	6.31	6.30	436	2.3	16	6	0.280	0.206	0.012	4.6	0.101	253	122	7.59	19.7	417
2005	BrandeScie	epi	6.87	6.29	427	2.1	13	5	0.326	0.290	0.015	2.9	0.091	188	77	7.46	18.9	680
2004	BrandeScie	hypo	7.55	6.37	434		17	7	0.355	0.293	0.031		0.197	425	279			
2005	BrandeScie	hypo	6.92	5.80	384		22	6	0.379	0.288	0.040		0.093	385	118			
2004	Brome	epi	6.26	6.03	507	2.8	12	5	0.330	0.236	0.015	8.0	0.041	39	12	8.03	18.2	165
2005	Brome	epi	7.28	4.36	487	3.2	17	7	0.368	0.267	0.043	6.0	0.037	39	14	7.60	16.7	442
2004	Brome	hypo	6.59	4.39	510		11	11	0.306	0.246	0.017		0.040	65	20			
2005	Brome	hypo	7.95	4.31	491		16	6	0.360	0.302	0.057		0.036	96	22			
2003	Brompton	epi	4.60	5.68	350	4.6	6	3	0.301	0.314	0.028	3.1	0.076	46	24	7.71	19.0	215
2004	Brompton	epi	4.30	6.19	312	2.5	13	6	0.325	0.268	0.055	1.7	0.094	40	29	7.42	17.7	377
2005	Brompton	epi	4.96	6.33	320	3.0	8	4	0.307	0.287	0.045	2.7	0.095	59	25	7.38	19.2	587
2003	Brompton	hypo	4.59	5.28	333		9	5	0.404	0.398	0.245		0.081	65	36			
2004	Brompton	hypo	4.43	5.64	299		15	7	0.359	0.331	0.130		0.097	144	44			
2005	Brompton	hypo	5.31	5.87	307		8	6	0.345	0.318	0.131		0.096	67	32			
2004	Denison	epi	8.60	5.89	654	1.7	26	11	0.386	0.274	-0.012	8.0	0.078	224	109	7.84	21.6	251
2005	Denison	epi	7.29	6.40	465	1.2	22	8	0.387	0.296	0.041	4.4	0.106	236	126	7.50	15.6	631
2004	Denison	hypo	8.78	6.03	649		33	12	0.418	0.300	-0.010		0.088	281	131			
2005	Denison	hypo	7.44	6.51	455		43	9	0.460	0.315	0.044		0.105	470	130			
2004	DesMonts	epi	5.50	6.90	401	3.2	10	5	0.304	0.249	0.012	2.8	0.091	102	75	7.48	21.2	443
2005	DesMonts	epi	5.66	7.17	351	2.6	9	5	0.370	0.341	0.008	2.3	0.109	118	65	7.52	19.7	482
2004	DesMonts	hypo	5.60	6.42	408		10	5	0.302	0.278	0.011		0.096	163	105			
2005	DesMonts	hypo	6.01	6.98	351		14	5	0.371	0.343	0.009		0.114	141	104			
2004	Francais	epi	2.76	16.82	231	2.4	10	4	0.248	0.176	0.020	3.5	0.056	87	33	7.33	20.1	203
2005	Francais	epi	3.63	4.95	210	2.9	12	4	0.319	0.251	0.009	3.6	0.057	111	59	7.22	18.0	659
2004	Francais	hypo	3.86	5.48	226		18	5	0.274	0.193	0.017		0.056	93	49			
2005	Francais	hypo	3.67	4.59	201		11	3	0.267	0.214	0.012		0.058	120	38			
2003	Fraser	epi	4.62	5.33	340	4.4	8	4	0.288	0.261	0.011	3.2	0.064	52	36	7.65	19.8	233
2004	Fraser	epi	4.39	5.87	287	3.2	8	6	0.274	0.261	0.019	3.5	0.095	75	50	7.67	20.7	181
2005	Fraser	epi	4.95	6.11	310	2.7	10	3	0.305	0.263	0.021	2.9	0.087	81	38	7.45	16.4	612
2003	Fraser	hypo	4.62	5.78	321		10	6	0.414	0.395	0.266		0.074	123	70			
2004	Fraser	hypo	4.69	6.08	295		10	4	0.348	0.291	0.096		0.102	856	169			
2005	Fraser	hypo	5.15	5.81	302		10	5	0.304	0.282	0.065		0.088	90	45			
2004	LaRouche	epi	4.26	8.62	324	3.0	6	5	0.295	0.216	0.032	4.4	0.119	104	70	7.38	19.8	574
2005	LaRouche	epi	5.10	6.26	320	3.1	12	7	0.331	0.287	0.009	3.2	0.103	147	92	7.38	20.9	660
2004	LaRouche	hypo	5.43	5.08	352		7	5	0.375	0.339	0.095		0.158	334	119			
2005	LaRouche	hypo	7.09	5.41	407		11	6	0.367	0.352	0.111		0.102	276	169			
2004	Nick	epi	10.61	4.06	751	2.8	9	5	0.217	0.185	0.018	3.2	0.032	40	12	8.32	21.1	259
2005	Nick	epi	10.14	4.05	701	2.8	9	5	0.306	0.283	0.036	2.3	0.036	137	76	8.08	18.6	409
2004	Nick	hypo	11.42	4.00	781		8	6	0.355	0.272	0.026		0.036	93	29			
2005	Nick	hypo	11.62	3.78	736		16	5	0.416	0.353	0.040		0.041	192	104			

Modélisation et diagnostic de la santé des lacs



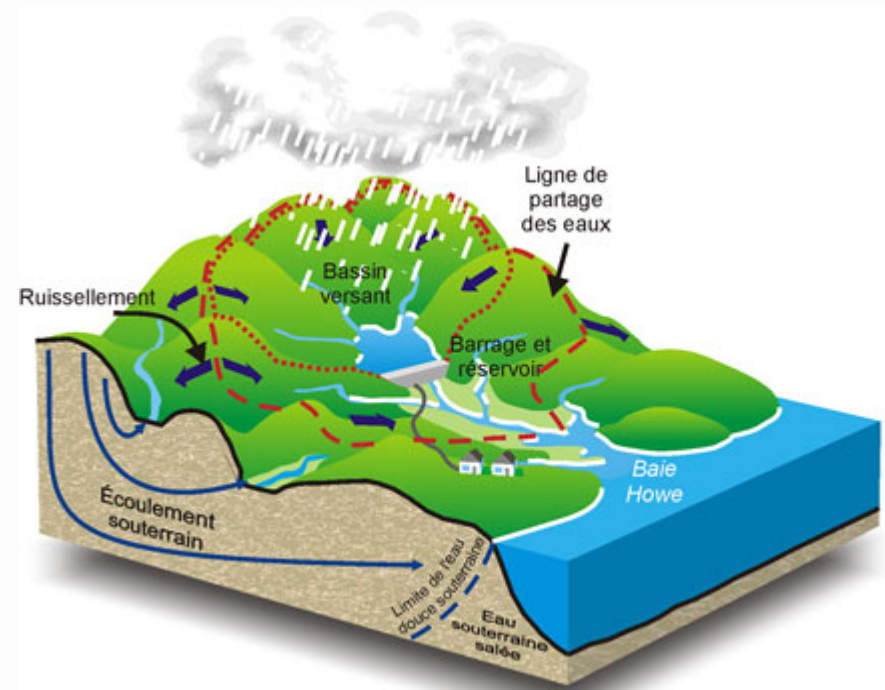
Louis Roy

*Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques*

Québec 

Contenu de la présentation

- Concepts et prémisses
- Historique et R&D
- Les balises de la modélisation
- Limites et utilisation des modèles
- Constats et démarche en cours



Notions

- L'état de santé des lacs est utilisé par analogie à la santé humaine
- En écologie des lacs, il n'y pas qu'un seul bon état de fonctionnement régulier et harmonieux des écosystèmes, il y a surtout des caractéristiques différentes (ex. lacs à eau limpide vs étangs)

Notions

- **Diagnose (biologie et écologie) :**
 - Connaissance qui s'acquiert par l'observation
 - Détermination des caractéristiques
 - **Diagnostic :**
 - Détermination d'après les symptômes
 - Jugement tiré de l'analyse des signes
- Alors le diagnostic de la santé d'un lac se juge à l'état de caractéristiques, mais lesquelles?

Notions

- **Variables**

- Physico-chimiques
 - Concentration et mesure
PT, Chlo a , Secchi, COD
Profils T°, pH, OD, Cond...
- Biologiques
 - Abondance, composition...
Périphyton, macrophytes, poissons...
- Physiques
 - Levée, mesure...
Substrat, bathymétrie...
- Contaminants/pathogènes
 - Présence, concentration...
Bactériologie, Cyanobactéries et cyanotoxines...

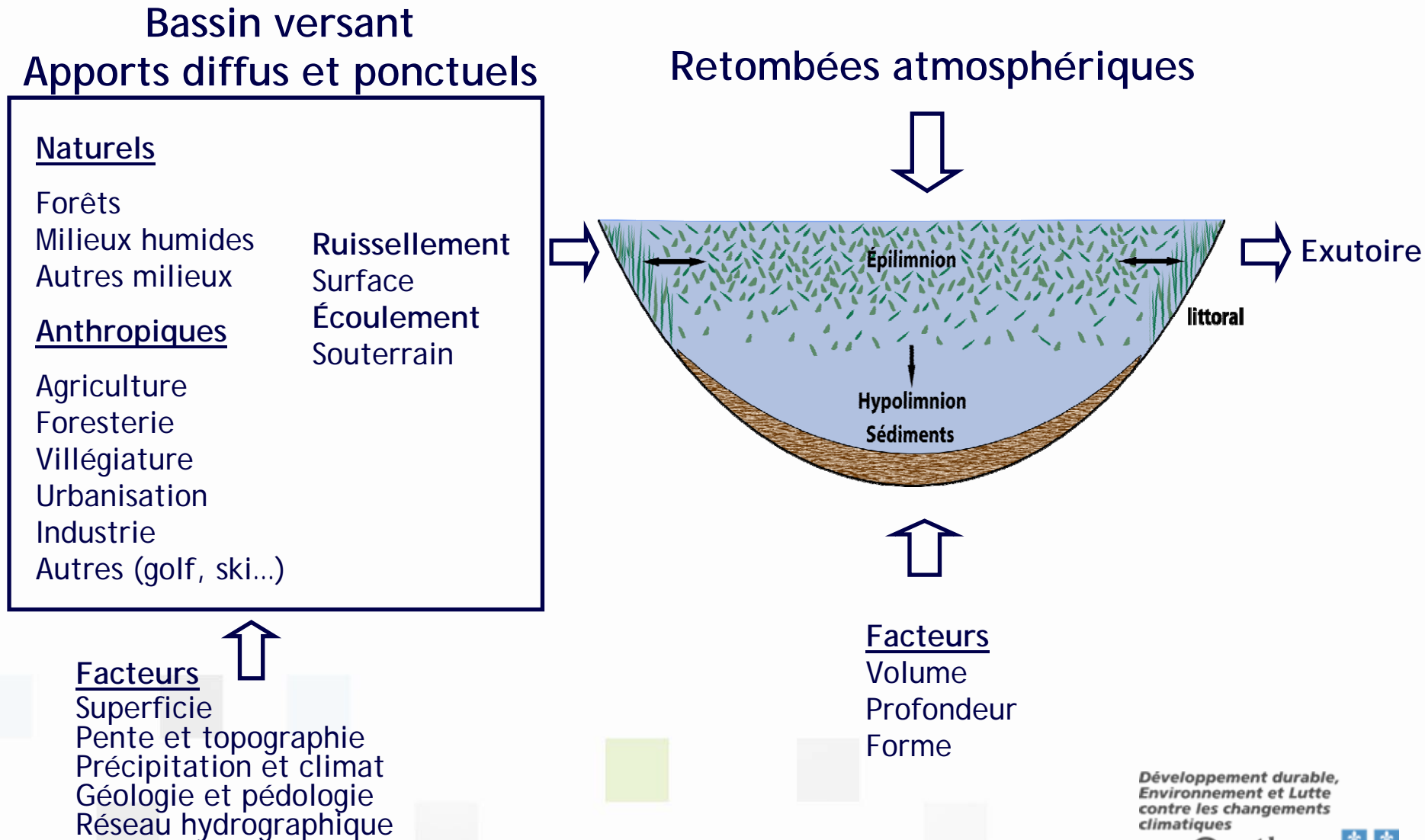
Problématiques/objectifs

- Intégrité écologique
- Usages, santé humaine
- Acidification
- Contamination toxique
- Pêche et habitat du poisson
- **Eutrophisation**

Notions

- Comment juge-t-on si les caractéristiques reflètent un bon ou un mauvais état?
- Deux grandes approches :
 - État de référence pour comparer (ex. plus grande abondance des plantes aquatiques)
 - Critères et seuils en fonction
 - De risques ou d'effets non souhaités (ex. baignade)
 - De conditions à conserver (ex. diversité des écosystèmes)
- Peut impliquer des objectifs de qualité relatifs :
 - Variabilité de ce qui est acceptable
 - Conflit d'usage

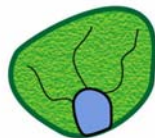
Modèle conceptuel de l'eutrophisation



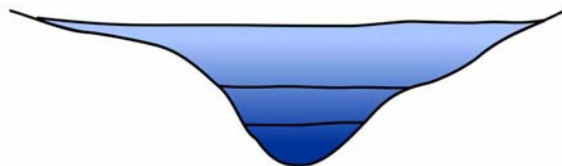


L'eutrophisation : facteurs naturels

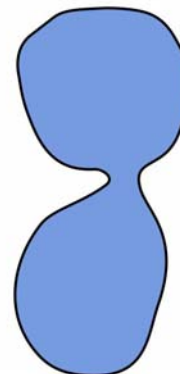
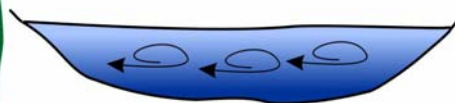
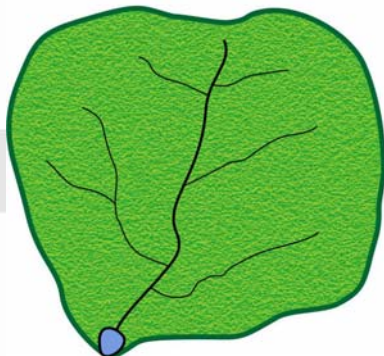
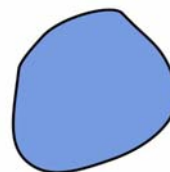
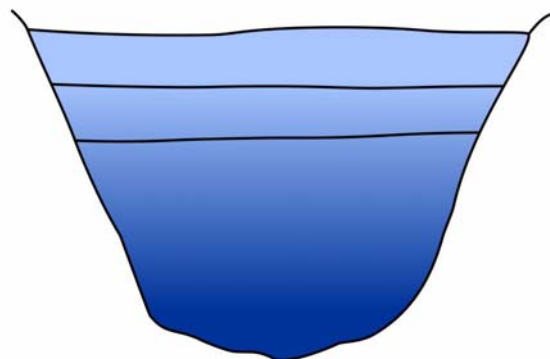
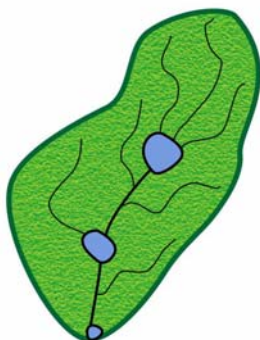
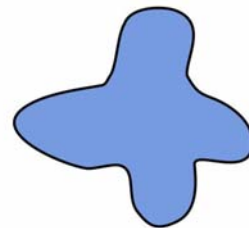
BV



Profil



Forme



Notions

- Le **phosphore** est l'élément nutritif qui **contrôle** habituellement l'eutrophisation
 - Élément le moins abondant par rapport aux besoins des algues et des plantes aquatiques
- Un modèle est une représentation simplifiée d'un système complexe, mais qui doit néanmoins être représentative, juste et relativement précise
- La modélisation de l'eutrophisation consiste à élaborer des modèles **expliquant et quantifiant** les apports en phosphore et les effets dans les lacs



Approches à la modélisation

- Familles

- Processus et charge (explicite, mécaniste, déterministe)
- Empirique et charge (relation statistique)
- Empirique dans le milieu ; pression-réponse

- Niveau de complexité

- Dimension(s) spatiale (s)
- Dimension(s) temporelle (s) (statique vs dynamique)
- Nombre de processus



Types de modèles retenus

- Modèle empirique et modèle explicite semi-empirique basés sur la [PT] dans la zone limnétique
- Plus documentés, simple d'utilisation, exigent relativement peu de données
- Représentent les lacs comme des **réacteurs homogènes** (sans dimension spatiale) à **flux constant** (processus simple) et à **l'état d'équilibre** (stable dans le temps)
- Par contre la représentativité, la justesse et la précision sont plus incertaines



Historique au Québec

- **Avant 2002**

- Aucune modélisation empirique
- Utilisation des modèles explicites (Dillon et Trophic Status Model (TSM) développés dans le cadre du Lake shore capacity study (Ontario) ou des adaptations (Alain et Lerouzes) sans étude de corroboration (validation)

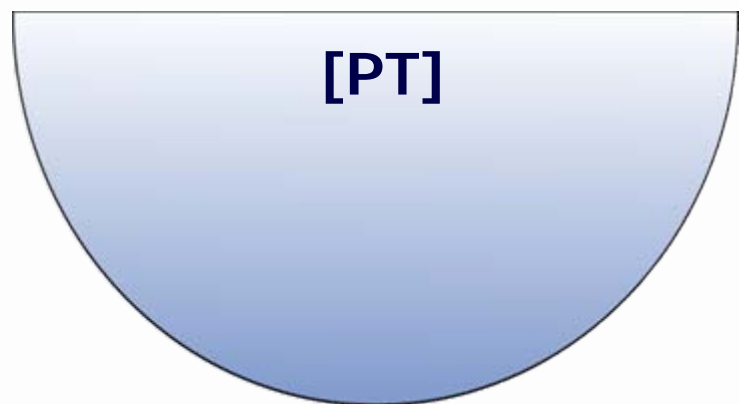
- **Depuis 2002**

- Travaux de recherche de R. Carignan et Y. Prairie pour développer des modèles calibrés à nos ensembles de lacs
- Plusieurs projets pilotes de corroboration
- Plusieurs modélisations de lacs de qualité variable par divers intervenants



Modélisation empirique

- Relier statistiquement la **[PT]** aux caractéristiques des bassins versants (modèle de régression multiple)



$f(x)$

Variables décrivant l'utilisation du territoire

Exemples :

- Superficie en forêts et en milieux humides
- Nombre d'habitations

Variables décrivant le paysage et la morphologie du lac

Exemples :

- Pente moyenne bassin
- Volume du lac

Variables combinées ou de remplacement

Exemples :

- Nombre d'habitations/volume lac
- [COD]

Développement de modèles : aperçu des résultats

Modèles empiriques

➤ **Estrie** (milieu diversifié)

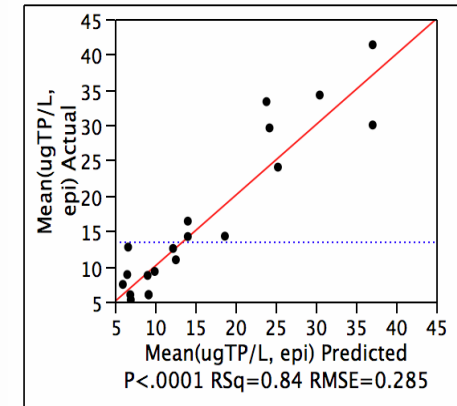
Un seul modèle significatif

(-pente moyenne, +% du bassin déboisé)

$$\text{Log}_{10} [\text{PT}] = 0,92 - (0,028 \times \text{Pente}^\circ) + (0,010 \times \% \text{ pâturage})$$

$$R^2 = 0,84$$

$$\text{ET} \pm 3 \mu\text{g/l}$$



➤ **Laurentides** (milieu de villégiature)

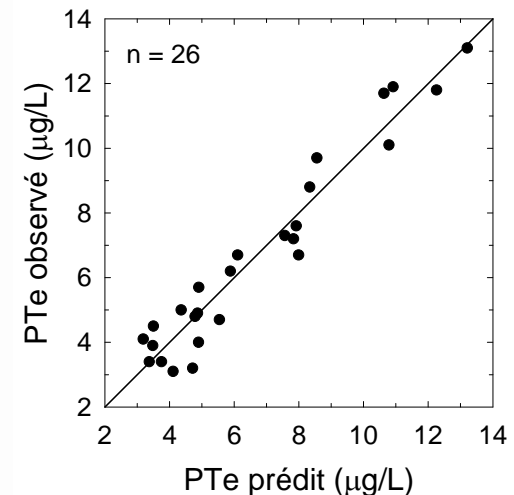
Plusieurs modèles significatifs

(importance des habitations 100 m, milieux humides et milieux ouverts)

$$[\text{PTe}] = 0,09 \pm 0,050 + 1,20 \pm 0,13 (\text{CODe}) + 52\,236 \pm 5516 (\text{batim } 100/\text{Vol}) + 1,49 \pm 0,71 (\text{MOUV}/\text{Vol})$$

$$R^2 = 0,93$$

$$\text{ET} \pm 0,8 \mu\text{g/l}$$

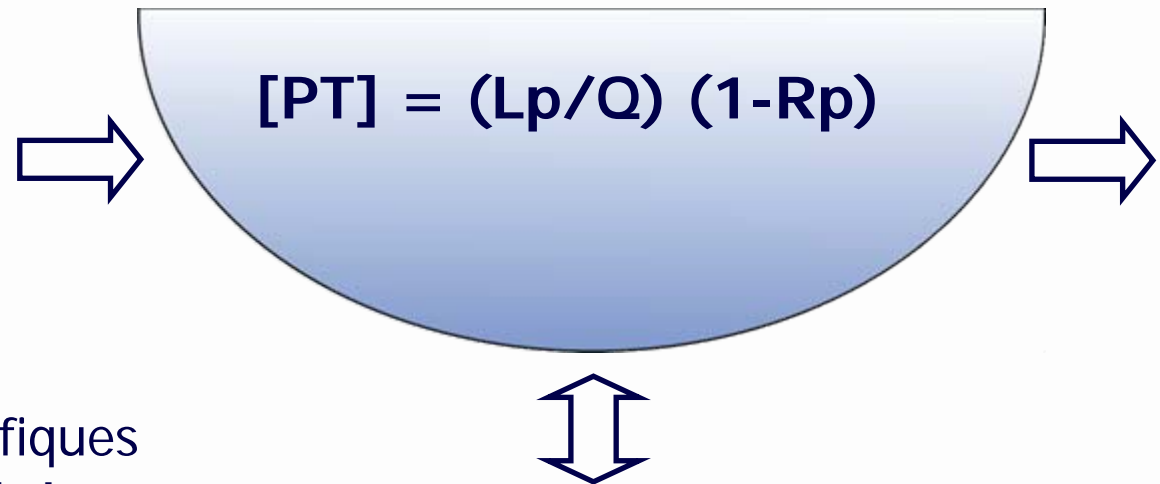


Modèle explicite semi-empirique

Bilan de masse : $qt P = P \text{ apport} - P \text{ sortie} - P \text{ sédimente}$

Q = Charge en eau

L_p = Charge en phosphore



→ Somme des charges spécifiques
(coefficients d'exportation de la
littérature ou déterminés
empiriquement ou bilans mesurés)

R_p = Coefficient de rétention lacustre
(basé sur modèle de rétention déterminés
empiriquement ou bilan mesuré)

Développement de modèles : aperçu des résultats

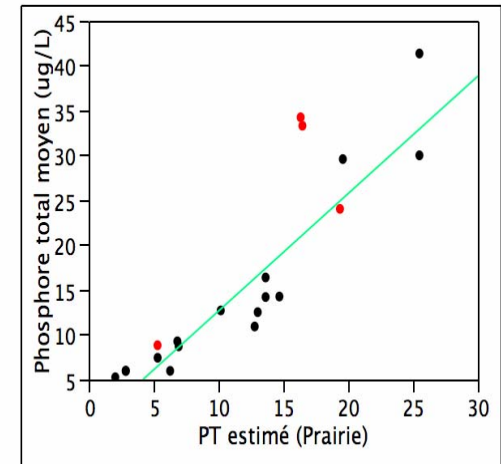
Modèle explicite

➤ Estrie

Moins bien ajusté que le modèle empirique

$$R^2 = 0,87$$

$$ET \pm 4 \mu\text{g/l}$$

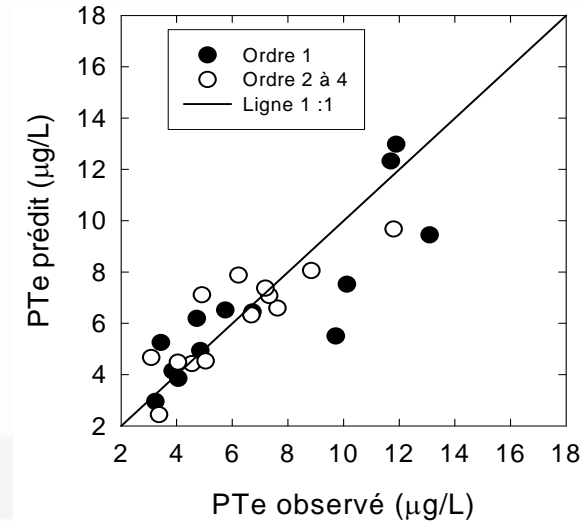


➤ Laurentides

Moins précis que les modèles empiriques

$$R^2 = 0,72$$

$$ET \pm 1,4 \mu\text{g/l}$$

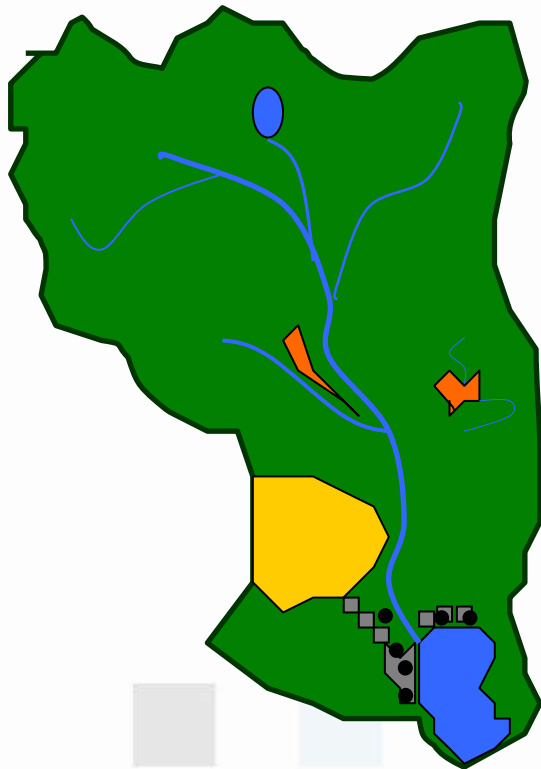








Modélisation du phosphore dans les lacs des Laurentides : modèle explicite semi-empirique

- L_p :
 - Utilisation des coefficients déterminés empiriquement par R. Carignan et adaptés selon les connaissances de la littérature scientifique
 - Types de milieux humides
 - Résidences isolées $f(x)$ occupation, type d'installation, type de sol, distance
 - Ajouts d'utilisation du territoire
- Q :
 - MDDELCC, estimation basée sur modèle précipitation/évapotranspiration
 - Répertoire hydrologique du Canada (moyenne régionale précipitation/évapotranspiration)
 - Inférence de stations hydrométriques du CEHQ
- R_p :
 - Modèle de Larsen et Mercier (1976) : $R_p = (1/(1 + 1/\tau^{0,5}))$
 - Utiliser les modèles basés sur le Q_s (sans le volume du lac) uniquement à titre de comparaison

Modélisation du phosphore dans les lacs des Laurentides

Bassin versant



Utilisation du territoire	Superficie km ²	Coef. Exp. P Kg/km ² /an	Charge P kg/an
Forêts 	85	4,9	416,5
Milieus humides 	3	125	375
Milieus ouverts 	1	11,3	11,3
Zones agricoles 	6	52,8	316,8
Lacs et rivières 	5	6,0	30
Humains 	-	-	75
Total	100	-	1224,6

Modélisation du phosphore dans les lacs des Laurentides : modèles empiriques

Equations	N	r ² ajusté	SE µg/L
Lacs stratifiés et non stratifiés dont le volume est connu (L-8) $PTe = 6,00 \pm 0,82 + 25\,495 \pm 4\,664 (\text{batim}/\text{VOL}) + 25,04 \pm 4,38$ $(\text{MHtopo}/\text{VOL}) - 23,40 \pm 7,43 (\text{MOUV}100/\text{VOL}) + 0,15 \pm 0,06 (\text{ZMOY})$	28	0,82	1,6
Lacs stratifiés, profondeur moyenne ou volume inconnus (L-11) $PTe = 1,95 \pm 0,78 + 3,47 \pm 1,24 (\text{MHtopo}/\text{AL}) + 0,0138 \pm 0,0026$ $(\text{batim}100/\text{AL}) + 0,21 \pm 0,08 (\text{AD}/\text{AL} + \text{AAL})$	26	0,73	1,6
Lacs stratifiés, volume et concentration en COD estival connus (L-12) $PTe = 0,09 \pm 0,50 + 1,20 \pm 0,13 (\text{CODe}) + 52\,236 \pm 5\,516 (\text{batim}100/\text{VOL}) +$ $1,49 \pm 0,71 (\text{MOUV}/\text{VOL})$	26	0,93	0,8
Lacs dont le volume et la concentration en COD printanier sont connus (L-17) $PTp = 6,61 \pm 1,51 + 0,97 \pm 0,21 (\text{CODp}) + 11\,757 \pm 2\,516 (\text{batim}/\text{VOL}) -$ $0,0097 \pm 0,0033 (\text{ALTBV})$	27	0,77	1,2
Tous les lacs dont le volume est connu (L-19) $PTa = 14,05 \pm 1,72 + 27,47 \pm 5,15 (\text{MHtopo}/\text{VOL}) - 0,227 \pm 0,067 (\text{ZMOY}) -$ $0,0153 \pm 0,0048 (\text{ALTBV})$	28	0,71	1,8
Tous les lacs où le volume et le COD annuel sont connus (L-22) $PTa = 0,47 \pm 0,81 + 1,43 \pm 0,20 (\text{CODa}) + 16\,488 \pm 2\,947 (\text{batim}/\text{VOL})$	28	0,80	1,5
Lacs stratifiés où le volume et le COD annuel sont connus (L-24) $PTa = 0,86 \pm 0,55 + 1,23 \pm 0,14 (\text{CODa}) + 47\,562 \pm 6\,180 (\text{batim}100/\text{VOL})$	25	0,88	0,9

AAL : Superficie des autres lacs dans le bassin versant (km²)

AD : Superficie drainée (BV – lacs, km²)

AL : Superficie du lac (km²)

AltBV : Élévation moyenne du bassin versant (m)

batim : Nombre de bâtiments (chalets + résidences) dans le bassin versant, corrigé selon les photographies aériennes 2002 et 2004

batim100 : Nombre de bâtiments (chalets + résidences) dans un périmètre de 100 m du lac, corrigé selon les photographies aériennes de 2002 et 2004

MHtopo : Superficie des milieux humides dans le bassin versant incluant les étangs de castor, telle que définie par le dernier inventaire de la BDTQ (1989 1992), (m² ou km²)

MOUV : Superficie des milieux ouverts dans le bassin versant (km²)

MOUV100 : Superficie des milieux ouverts dans le bassin versant dans un périmètre de 100 m du lac (km²)

VOL : Volume du lac (m³)

Zmoy : Profondeur moyenne (m)

PTa : Moyenne annuelle (mai à novembre) du P total épilmnétique (µg/L)

PTp : Moyenne printanière du P total épilmnétique (1er mai au 21 juin, µg/L)

PTe : Moyenne estivale du P total épilmnétique (21 juin au 21 septembre, µg/L)

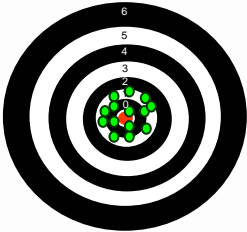
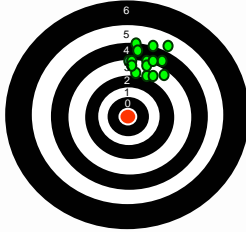
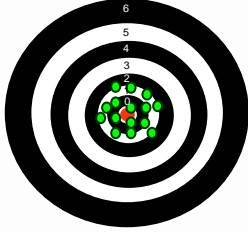
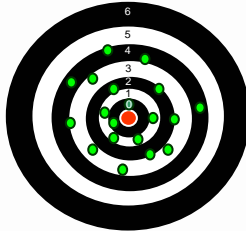
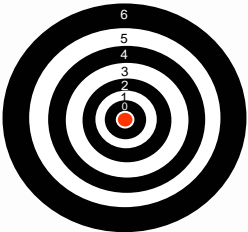
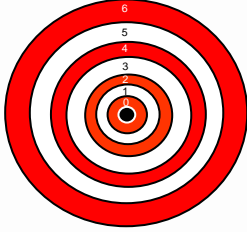


Limites à la modélisation : l'incertitude

- L'incertitude est omniprésente en modélisation
- L'évaluation de l'incertitude est essentielle à l'utilisation judicieuse des modèles
- Il y a trois composantes à l'incertitude : **la justesse, la précision et la représentativité**
- La prise en compte de l'incertitude peut être difficile



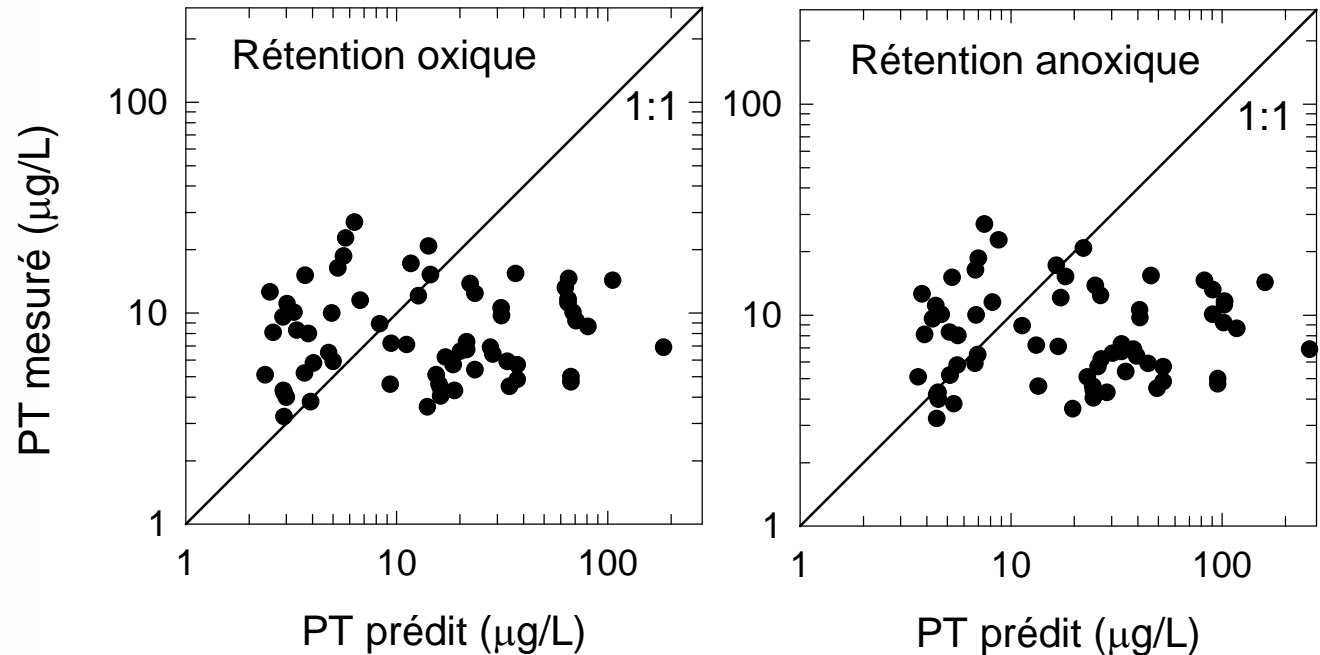
Limites à la modélisation

Justesse		
Précision		
Représentativité		

Exemple de modèle non performant

Modèle de
Dillon & Rigler
1975

Source : R. Carignan



- Importance d'avoir des modèles calibrés pour les lacs du Québec
- Un modèle s'applique idéalement aux lacs dont les caractéristiques sont similaires aux lacs de l'ensemble ayant servi à son développement



Limites à la modélisation : justesse

- Les facteurs à prendre en compte :
 - La géographie et les ensembles physiographiques (climat, topographie, géologie, pédologie, ...);
 - L'utilisation du territoire;
 - Les caractéristiques des lacs :
 - La morphologie
 - La stratification
 - L'état d'oxygénation de l'hypolimnion
 - Les lacs calcaires vs lacs non calcaires
 - L'ordre

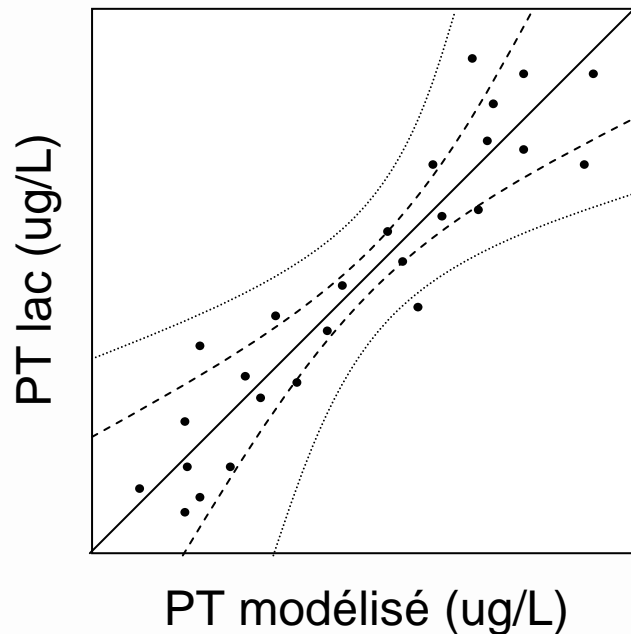


Limites aux «modèles Laurentides »

- Les modèles développés dans les Laurentides s'appliquent mal aux lacs :
 - Peu profonds
 - Eutrophes et hypereutrophes
 - Avec une charge interne (libération P des sédiments)
 - Avec zones urbaine et agricole importantes

Limites à la modélisation: la précision

- Précision du modèle (Erreur Type et Intervalle de Confiance)



- PT observé
- PT modélisé
- - - - Incertitude du modèle (IC 95 %)
- Incertitude totale (modèle + paramètres de modélisation; IC 95 %)

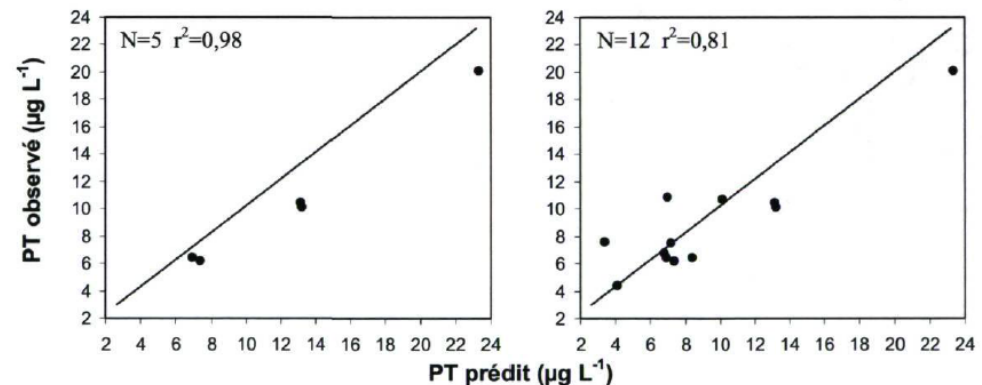
Modélisation : ajustement et corroboration

- Ajustement et corroboration des modèles sur un **ensemble de lacs**
- Simulations différentes selon :
 - Les paramètres de modélisation
 - Des ensembles de lacs

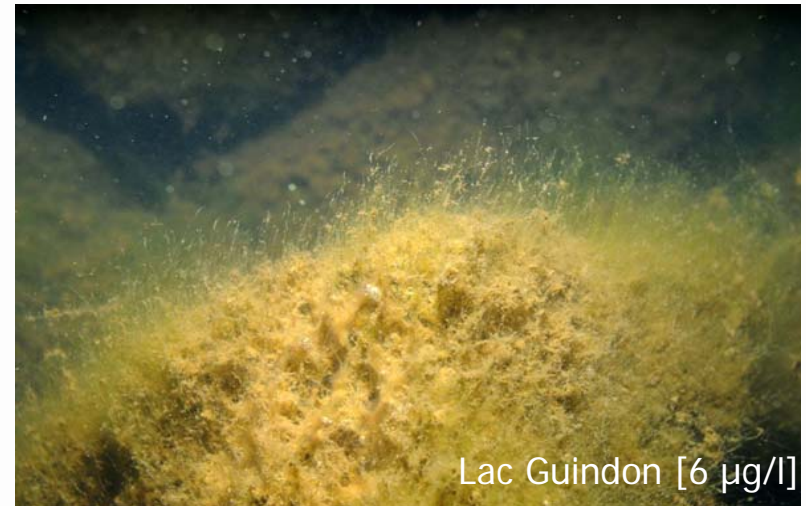
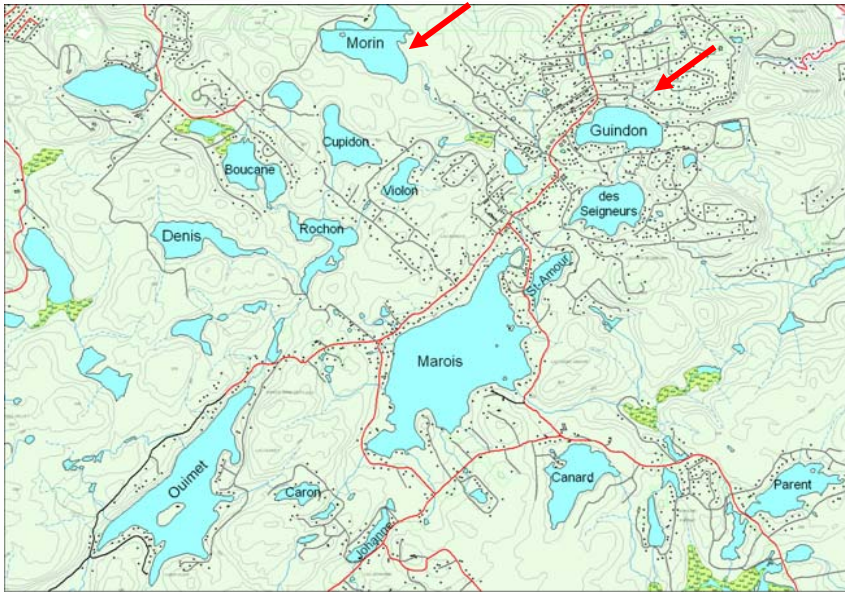
Simulation	Coefficient d'exportation des sources diffuses	Coefficient d'exportation des installations sanitaires individuelles	Résultats N = 5	Résultats N = 12
Simulation 1	MDDEP	MDDEP	$y = 0,8x - 0,22$ $r^2 = 0,98$ ***	$y = 0,7x + 2,6$ $r^2 = 0,81$ ***
Simulation 2	Carignan et al.	MDDEP	$y = 1,3x - 1,3$ $r^2 = 0,78$	$y = 1,0x + 1,7$ $r^2 = 0,68$ **
Simulation 3	Carignan et al. (non publié)	Carignan et al. (non publié)	$y = 2,4x - 6,1$ $r^2 = 0,94$	$y = 1,5x - 0,4$ $r^2 = 0,60$ **
Simulation 4	Dillon et al. (1994)	Dillon et al. (1994)	$y = 0,3x + 4,0$ $r^2 = 0,66$	$y = 0,2x + 4,1$ $r^2 = 0,33$
Simulation 5	Dillon et al. (1994)	MDDEP	$y = 2,5x - 8,2$ $r^2 = 0,71$	$y = 1,5x - 0,3$ $r^2 = 0,60$ **

** $p < 0,01$. *** $p < 0,001$.

Simulation 1



Limites à la modélisation : la représentativité



Le suivi et la modélisation de [P] dans la zone limnétique ne rendent pas toujours compte de l'eutrophisation observée dans le littoral.

Source : R. Carignan, Université de Montréal

Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques

Québec

Utilisation possible des modèles actuels

Usage	Empirique	Explicite
Prédire la valeur actuelle de PT	+	+ -
Expliquer l'eutrophisation	++	+
Modéliser la concentration de PT naturelle	+	+ -
Évaluer la sensibilité des lacs à l'eutrophisation	-	+
Identifier l'importance relative des sources de PT dans le BV	--	++
Établir un plan de réduction de charge en PT	-	+
Modéliser la concentration de PT pour différents scénarios de développement	-	+ -
Modéliser avec précision l'aménagement du territoire	--	--

Capacité de support

- La capacité de support est la pression maximale qui peut être exercée sur un écosystème sans porter atteinte à son intégrité
- Eutrophisation des lacs : la charge en phosphore (de source anthropique) qui n'induirait pas d'effets non souhaités et des pertes d'usage
- La prise en compte de la capacité de support implique que l'on puisse porter un jugement sur ce qui est souhaitable
- L'analyse repose sur des critères et méthodes d'évaluation
- La modélisation permet de situer l'effet de scénarios de charge par rapport à des critères et des effets dans le milieu



Capacité de support

- Le critère guide actuel (50 % d'augmentation sans dépasser 10 ou 20 $\mu\text{g/l}$) ne permet pas la prévention de l'eutrophisation, mais autorise une certaine eutrophisation
- Pistes à explorer :
 - Peut-on avoir un critère universel?
 - Doit-on gérer le P en fonction de la sensibilité du milieu, du niveau d'eutrophisation acceptable et de la protection des usages?
 - Comment gérer avec d'autres indicateurs d'eutrophisation?

Constats importants

- La modélisation a une part de science et une part de savoir-faire. Il faut bien décrire et justifier les modèles, paramètres et méthodes utilisés et il faut avoir un regard critique sur la représentativité, la justesse et la précision des résultats.
- Il est possible d'améliorer les paramètres de modélisation à partir de connaissances spécifiques aux sites (coefficients de rétention, charges mesurées, etc.), mais il est important d'expliquer, justifier et appuyer ces modifications sur des bases scientifiques solides.

Plan de travail

- Terminer le guide afin d'encadrer la pratique de la modélisation
 - Version 1 en rédaction
 - Consultation des scientifiques et des praticiens
- Le futur (conditionnel)
 - Poursuite du développement et voir au transfert du savoir-faire
 - Projets d'application de la modélisation
 - Développement de l'expertise
 - Structuration, standardisation et accès aux BD

Merci de votre attention

- Remerciements

- Richard Carignan, Université de Montréal
- Yves Prairie, Université du Québec à Montréal
- Sébastien Bourget, chargé de projet
- Daniel Blais, MDDELCC