

Titre: Évaluation de l'impact des systèmes septiques sur la concentration en phosphore des lacs en considérant les conditions changeantes anthropiques et climatiques
Title:

Auteur: Carmen Iulia Oniga
Author:

Date: 2026

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Oniga, C. I. (2026). Évaluation de l'impact des systèmes septiques sur la concentration en phosphore des lacs en considérant les conditions changeantes anthropiques et climatiques [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/76683/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/76683/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Elmira Hassanzadeh, & Dominique Claveau-Mallet
Advisors:

Programme: génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Évaluation de l'impact des systèmes septiques sur la concentration en
phosphore des lacs en considérant les conditions changeantes anthropiques et
climatiques**

CARMEN ONIGA

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie civil

Avril 2026

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Évaluation de l'impact des systèmes septiques sur la concentration en phosphore des lacs en considérant les conditions changeantes anthropiques et climatiques

présentée par **Carmen ONIGA**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Émilie BÉDARD, présidente

Elmira HASSANZADEH, membre et directrice de recherche

Dominique CLAVEAU-MALLET, membre et codirectrice de recherche

Ahmad SHAKIBAEINIA, membre

Christopher KINSLEY, membre externe

DÉDICACE

*Je dédie cette thèse à ma famille, mes amis, mes collègues, mes mentors et toutes les personnes
m'ayant offert leur support et qui ont toujours cru en moi.*

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma gratitude envers mes directrices de recherche, Pre. Elmira Hassanzadeh et Pre. Dominique Claveau-Mallet pour leur encadrement, leur support, leur disponibilité et leur dévouement à ce projet. Leurs encouragements, leurs conseils et leur mentorat a été inestimable tout au long de ce doctorat et m'ont énormément fait grandir comme chercheure.

J'aimerais particulièrement remercier Eva Ponelle Danjean et Jesus Eduardo Arellano Cortes, mes deux stagiaires, dont la contribution au projet est inestimable et dont la présence à Polytechnique a été mémorable. Je voudrais aussi remercier Maria Ximena Mora Guerrero pour sa contribution de co-auteur du premier article et au Pr. Ali Nazemi pour sa rétroaction et ses conseil précieux lors des ateliers.

J'aimerais remercier les techniciens du laboratoire de génie de l'environnement : Mélanie Bolduc, Gabriel St-Jean et Ayat Farahat pour leur aide et leur assistance lors de mes tests de caractérisation des sols ainsi qu'Alexandra Bonenfant-Tardif et Felix-Arnaud Laflamme-Desjardin pour son assistance lors de la campagne d'échantillonnage. Finalement, j'aimerais remercier tous mes collègues de laboratoire à Polytechnique pour leur soutien et leur aide tout au long de ce doctorat.

Ce projet de recherche a été financé par la municipalité de St-Hippolyte et Conseil de Recherches en Sciences Naturelle et en Génie du Canada (CRSNG; contrat ALLRP 566459-21), et la Chaire de recherche du Canada en traitement décentralisé et à petite échelle de l'eau (contrat 950-232871) et le ministère de l'Environnement du Québec.

RÉSUMÉ

Les lacs fournissent des services inestimables aux humains parmi lesquels comptent l'irrigation agricole, la production d'énergie et l'eau potable. Ils soutiennent également les écosystèmes en offrant des habitats et des milieux naturels pour la faune et la flore. Malgré leur importance, la sécurité, l'accessibilité et la qualité de l'eau des lacs sont en déclin à l'échelle mondiale. Parmi les principaux facteurs contribuant à leur dégradation figurent les activités anthropiques telles que l'urbanisation et les changements dans l'usage du territoire, qui augmentent les apports en nutriments menaçant la qualité de l'eau et les services que les lacs fournissent. Le phosphore étant le nutriment limitant principale dans les lacs, son export excessif accélère le processus d'eutrophisation en favorisant la production d'algues, de cyanobactéries et de macrophytes (Lake et al., 2007). La sédimentation de cette biomasse riche en phosphore stimule la respiration bactérienne ce qui cause la réduction de l'oxygène dissous (Scavia et al., 2014). L'eutrophisation étant caractérisée par une croissance des épisodes d'hypoxie où la concentration d'oxygène dissous chute sous 2 mg/L, des liens clairs ont été établis entre l'apport en phosphore dans les lacs et l'hypoxie (Del Giudice et al., 2018), ce qui indique que le phosphore est l'indicateur principal de la qualité des lacs et de leur statut trophique. Parmi les contributeurs de phosphore, il y en a un qui est souvent sous-représenté : les systèmes septiques. Dans les régions éloignées ou rurales où les communautés ne sont pas desservies par un système de traitement centralisé, les systèmes septiques constituent la technologie de traitement des eaux usées décentralisée la plus efficace et la plus économique pour les résidences isolées. Leur utilisation généralisée a conduit à la densification des systèmes septiques autour des lacs. De plus en plus de planificateurs territoriaux signalent des problèmes de qualité de l'eau des lacs dans les municipalités présentant une forte densité de systèmes septiques.

Dans l'état actuel de la modélisation de la qualité de l'eau des lacs, les systèmes septiques sont sous-représentés et leurs impacts mal compris. Les modèles actuels négligent souvent le risque de défaillance des systèmes septiques et leur performance dynamique, qui peut évoluer avec l'âge des installations, leur fréquence d'utilisation, leur entretien et des conditions d'installation souvent sous-optimales. De plus, les systèmes septiques sont notoirement peu réglementés, inventoriés et inspectés, ce qui signifie que très peu d'informations sur leur état de performance, leur nombre et leur localisation sont disponibles. Il existe également une pénurie de modèles intégrés simples de qualité de l'eau qui prennent en compte de manière compréhensive à la fois les systèmes septiques

et les autres sources de phosphore dans les bassins versants non jaugés. Encore plus rares sont les modèles de qualité de l'eau des lacs qui considèrent l'ensemble de ces composantes et les processus d'atténuation ayant une influence majeure sur la masse de phosphore exportée vers les lacs. De plus, la compréhension de la manière dont le changement climatique et les pressions anthropiques peuvent influencer l'impact des systèmes septiques sur la qualité des lacs demeure limitée. L'augmentation des températures globales modifie les bilans hydrologiques en altérant les précipitations et les régimes de ruissellement. Ces changements du cycle hydrologique influencent le volume des lacs et leur capacité à diluer les polluants. L'augmentation de la fréquence des événements climatiques extrêmes affecte l'efficacité des systèmes septiques et favorise les défaillances potentielles. En plus du changement climatique, les pressions anthropiques telles que la croissance de la population, les taux d'occupation des résidences et les changements de conformité des systèmes septiques peuvent influencer la masse de phosphore atteignant le lac et doivent être évaluées.

Les principaux objectifs sont (1) le développement d'un modèle intégré de qualité de l'eau qui considère l'impact des systèmes septiques sur la santé des lacs et (2) l'évaluation de la qualité future du lac et de l'évolution de son état trophique dans des conditions climatiques et anthropiques changeantes.

Dans un objectif de modélisation, l'apport en phosphore des systèmes septiques a été quantifié en fonction des défaillances potentielles encourues (débordement de la fosse septique, colmatage de l'élément épurateur) et classé en scénarios de conformité exportant chacun une masse de phosphore. L'effet atténuateur du sol et son impact sur la migration du phosphore vers le lac ont été évalués en laboratoire par des essais d'adsorption en batch à la suite d'une campagne d'échantillonnage réalisée autour de la zone d'étude : le lac en Cœur dans la municipalité de St-Hippolyte, Québec. Pour pallier le manque d'information sur l'état de conformité des systèmes septiques individuels et leur localisation, qui influencent directement leur contribution en phosphore, une approche Monte-Carlo a été utilisée pour quantifier la sensibilité du modèle à ces paramètres. Une connaissance a priori de la proportion de systèmes septiques conformes a permis d'informer la probabilité qu'un système soit conforme, et un découpage spatial utilisant des polygones de Thiessen a permis d'informer le modèle de la zone d'influence de chaque type de sol. En attribuant aléatoirement un état de conformité et un type de sol à chaque système septique, un grand nombre de réalisations du modèle a été effectué afin de déterminer une distribution de séries

temporelles de concentrations de phosphore plutôt qu'un seul résultat déterministe. Le module des systèmes septiques a ensuite été couplé à un modèle de lac intégrant des composantes de bilan de masse de l'eau et du phosphore. Construit à l'aide d'une approche de dynamique des systèmes, le modèle permet une estimation dynamique des concentrations de phosphore du lac au cours du temps en fonction des variations de performance des systèmes septiques et des autres apports en phosphore.

Les résultats ont montré que le modèle intégré du phosphore du lac a bien performé pendant la période d'étude, les observations étant très proches des concentrations médianes simulées, en particulier après 2018. De plus, il a été constaté que le bassin versant possède des sols avec des capacités d'adsorption hétérogènes allant de 291 mg P/kg de média à près de 4000 mg P/kg de média. Il s'agit du paramètre ayant la plus grande influence sur la concentration de phosphore dans le lac, suivi par la distance du système septique par rapport au lac. La plus grande capacité d'adsorption combinée à des systèmes situés à au moins 15 m de la rive a montré les temps de conservation les plus élevés et a séquestré le phosphore le plus efficacement. Les systèmes situés dans les sols les moins performants et les plus proches de la rive ont montré la plus faible capacité de rétention. Bien que l'état de conformité des systèmes soit un facteur important, leur âge est encore plus déterminant, puisque les systèmes plus anciens ont tendance à contribuer du phosphore depuis longtemps et leurs panaches sont plus susceptibles d'atteindre le lac plus rapidement.

Pour évaluer l'impact du changement climatique, un ensemble de projections climatiques régionalisées issues des trajectoires socioéconomiques partagées (SSP) 2-4.5 et 8.5 a été utilisé. Ces projections, combinées à des scénarios anthropiques liés aux systèmes septiques, ont été intégrées au modèle afin d'évaluer l'évolution des niveaux de phosphore du lac selon différentes trajectoires. L'objectif était d'évaluer si le lac restait dans un état oligotrophe (inférieur à 0.01 mg P/L), passerait à un état méso-eutrophe (0.020–0.03 mg P/L) ou atteindrait des conditions eutrophes (supérieures à 0.03 mg P/L). Ainsi, une analyse de probabilité de survie permet de déterminer la probabilité de dépasser ces seuils trophiques au fur et à mesure que le temps progresse et a été calculée pour chaque combinaison de scénarios anthropiques et climatiques pour chaque année entre 2023 et 2100.

Les résultats ont également montré que le changement climatique n'exerce pas une influence aussi significative sur la santé du lac que l'augmentation des pressions anthropiques. L'augmentation de

la taille moyenne des ménages constitue la pression anthropique la plus néfaste pour la qualité de l'eau du lac en Cœur. Une augmentation du taux d'occupation constitue le deuxième facteur anthropique qui dégrade la qualité de l'eau du lac en Cœur, mais une combinaison des deux représente le scénario de pressions anthropiques qui présente la probabilité la plus élevée de dépasser le seuil mésotrophe le plus rapidement possible. Pour répondre à ces pressions anthropiques et à leurs effets négatifs sur la qualité du lac, les mêmes scénarios ont été re-simulés en considérant une technologie alternative au lieu de simuler un système septique conventionnel. La séparation à la source des eaux usées permettant de séparer les eaux noires des eaux grises a généré des flux de phosphore beaucoup plus faibles, qui ont été intégrés au modèle avec les mêmes scénarios que pour le traitement conventionnel. Les résultats ont montré qu'avec des flux de phosphore provenant uniquement des eaux grises, la qualité de l'eau du lac peut être grandement améliorée, et le lac peut maintenir son statut oligotrophe jusqu'en 2100 sous les deux SSPs, si les conditions anthropiques historiques sont maintenues, et peut même tolérer un risque accru de défaillance des systèmes septiques. Cependant, même une telle technologie ne peut pas prolonger le statut oligotrophe dans les conditions anthropiques les plus sévères, elle ne peut que retarder de quelques décennies la transition du lac vers un statut eutrophe.

Dans l'ensemble, cette étude démontre l'importance de considérer l'impact significatif des systèmes septiques, des facteurs anthropiques et du changement climatique dans la modélisation intégrée de la qualité de l'eau afin d'orienter la prise de décision et l'aménagement du territoire. Le projet appelle à l'amélioration des stratégies d'usage et de développement du territoire en parallèle avec l'amélioration des technologies des systèmes septiques afin de maintenir la qualité de l'eau des lacs et de s'adapter aux conditions changeantes des bassins versants.

ABSTRACT

Lakes provide invaluable services for humans, including agricultural irrigation, energy production, and drinking water. They also support ecosystems by offering habitats and natural environments for fauna and flora. Despite their importance, lake water security, accessibility, and quality are declining at a global scale. Among the key factors contributing to their degradation are anthropogenic activities such as urbanization and land use changes, which increase nutrient inputs that threaten water quality and the services lakes provide. Phosphorus being the limiting nutrient in lakes, its excess export accelerates the process of eutrophication by promoting the growth of algae and cyanobacteria. Among the contributors of phosphorus, there is one that is often underrepresented: septic systems. In remote or rural regions where communities are not served by a centralized treatment system, septic systems are the most effective and economical decentralized wastewater treatment technology for isolated residences. Their widespread use has led to the densification of septic systems around lakes. More land-use planners are reporting lake water quality issues in municipalities with a high density of septic systems.

In the current state of lake water quality modeling, septic systems are underrepresented and their impacts are not well understood. Current models often neglect the risk of septic system failure and their dynamic performance, which may occur with the age of the installations, their frequency of use, maintenance, and often suboptimal installation conditions. Furthermore, septic systems are notoriously poorly regulated, inventoried, and inspected, which means that very little information on their performance status, their number, and their location is available. There is also a shortage of simple integrated water quality models that consider both septic systems comprehensively and other phosphorus sources in ungauged watersheds. Even rarer are lake water quality models that consider all these components and the attenuation processes that have a major influence on the mass of phosphorus exported to lakes. Moreover, there is a limited understanding of how changing climate and anthropogenic pressures can influence the septic system impact on lake water quality. The rise in global temperatures alters hydrological budgets by altering precipitation, and runoff patterns. These changes in the hydrological cycle impacts lake volume and their ability to dilute pollutants. The increase in extreme climate events frequency impacts septic system efficiency and promotes potential failure. In addition to climate change, anthropogenic pressures such as population growth, residence occupancy rates, and change in septic system conformity can impact phosphorus reaching the lake and needs to be evaluated.

The main objectives are (1) the development of an integrated water quality model that considers the impact of septic systems on lake health, and (2) the evaluation of Flesles future lake quality and the evolution of its trophic state under changing climatic and anthropogenic conditions.

For modeling purpose, the phosphorus input from septic systems was quantified as a function of potential failures incurred (septic tank overflow, clogging of the treatment element) and classified into compliance scenarios each exporting a mass of phosphorus. The attenuating effect of the soil and its impact on delaying the migration of phosphorus toward the lake were evaluated in the laboratory through batch adsorption tests following a sampling campaign conducted around the study area: Lake *en Cœur* in the municipality of St-Hippolyte, Quebec. To address the lack of information on the compliance status of individual septic systems and their location, which directly impact their phosphorus contribution, a Monte-Carlo approach was used to quantify the sensitivity of the model to these parameters. Prior knowledge of the proportion of compliant septic systems informed the probability that a system is compliant, and a spatial partitioning using Thiessen polygons informed the model of the area of influence of each soil type. By randomly assigning a compliance status and a soil type to each septic system, a large number of model realizations was conducted to determine a distribution of phosphorus concentration time series rather than a single deterministic result. The septic system module was then coupled with a lake model incorporating both water and phosphorus mass balance components. Built using a System Dynamics approach, the model enables dynamic estimation of lake phosphorus concentrations over time based on changes in septic system performance and other phosphorus inputs.

The results showed that the integrated lake phosphorus model performed well during the study period, with observations being very close to the simulated median concentrations, especially after 2018. Moreover, it was found that the watershed has soils with heterogeneous adsorption capacities ranging from 291 mg P/kg of media to nearly 4000 mg P/kg of media. This is the parameter that had the greatest influence on phosphorus concentration in the lake, followed by the distance of the septic system from the lake. The highest adsorption capacity combined with systems located at least 15 m from the shoreline exhibited the highest conservation times and sequestered phosphorus most effectively. Systems located in the least performant soils and closest to the shoreline exhibited the lowest retention capacity. Although the compliance status of systems is an important factor, their age is even more determining, since older systems tend to have been contributing phosphorus for a long time and their plumes are more likely to reach the lake more quickly.

To evaluate the impact of climate change, an ensemble of downscaled climate projection under Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) 2-4.5 and 8.5 was used. These projections, together with anthropogenic scenarios related to septic systems, were fed into the model to evaluate the evolution of lake phosphorus levels under different trajectories. The objective was to assess whether the lake would remain in an oligotrophic state (below 0.01 mg P/L), shift to a meso-eutrophic state (0.020–0.03 mg P/L), or reach eutrophic conditions (above 0.03 mg P/L). Therefore, a survival probability analysis makes it possible to determine the probability of exceeding these trophic thresholds as time progresses and was calculated for each combination of anthropogenic and climatic scenarios for each year between 2023–2100.

The results also showed that climate change does not have as significant an influence on lake health as the increase in anthropogenic pressures. Increase of average household size is the most detrimental anthropogenic pressure on the water quality of Lake *en Cœur*. An increase in occupancy rate is the second anthropogenic factor that degrades the water quality of Lake *en Cœur*, but a combination of the two is the scenario of anthropogenic pressures that exhibits the highest probability of exceeding the mesotrophic threshold as soon as possible. To address these anthropogenic pressures and their negative effect on lake quality, the same scenarios were re-simulated considering an alternative technology instead of simulating a conventional septic system. Source separation of wastewater allowing the separation of blackwater from greywater produced much lower phosphorus fluxes that were entered into the model with the same scenarios as with conventional treatment. The results showed that with phosphorus fluxes originating only from greywater, lake water quality can be greatly improved, and the lake can maintain its oligotrophic status until 2100 under both SSPs, if historical anthropogenic conditions are preserved, and can even tolerate an increased risk of septic system failure. However, even such a technology cannot prolong the oligotrophic status under the most severe anthropogenic conditions; it can only delay by a few decades the transition of lake to eutrophic status.

Overall, this study shows the importance of considering the significant impact of septic systems, anthropogenic drivers, and changing climate in integrated water quality modeling to orient decision making and territorial planning. The project calls for improved land use and development strategies in parallel with improved septic system technologies to sustain lake water quality and adapt to changing watershed conditions.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte et problématique	1
1.2 Objectifs	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Eaux usées, phosphore et systèmes septiques	6
2.2 Contrôle et traitement du phosphore exporté par les systèmes septiques	9
2.3 Modèles d'apport en phosphore et contribution des systèmes septiques	13
2.4 Projections climatiques et socio-économiques futures : scénarios SSP et RCP	16
2.5 Monte-Carlo et données manquantes	19
2.6 Modèles de qualité des lacs	21
CHAPITRE 3 ORGANISATION DE LA THÈSE.....	24
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: A NOVEL FRAMEWORK TO EVALUATE SEPTIC SYSTEM IMPACTS ON LAKE PHOSPHORUS IN DATA-SCARCE REGIONS: A CASE STUDY IN QUEBEC, CANADA.....	27
4.1 Introduction	28
4.2 Study area.....	30

4.3	Materials and methods	32
4.3.1	Rationale.....	32
4.3.2	Phosphorus loading from septic systems	35
4.4	Results	47
4.4.1	Soil characteristics.....	47
4.4.2	Phosphorus concentration in the lake.....	52
4.5	Conclusions	55
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: CAN SEPTIC SYSTEM MANAGEMENT PRACTICES OUTWEIGH CLIMATIC AND ANTHROPOGENIC DRIVERS OF PHOSPHORUS-INDUCED LAKE EUTROPHICATION?.....		59
5.1	Introduction	60
5.2	Case study	62
5.3	Materials and method	63
5.3.1	Lake phosphorus model	63
5.3.2	Climate projections	67
5.3.3	Anthropogenic scenarios	68
5.3.4	Simulating climate and anthropogenic impacts	70
5.4	Results	72
5.4.1	Lake volume in the future under changing climate.....	72
5.4.2	Climate change and anthropogenic impacts on lake phosphorus.....	73
5.4.3	Impact of septic management strategy under changing conditions.....	76
5.5	Discussion	79
5.6	Conclusions	81
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE		84
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		96

RÉFÉRENCES.....	99
ANNEXES	117

LISTE DES TABLEAUX

Table 4.1 Considered eight conformity cases based on septic system performance and distance from the lake. CSS means conforming septic system; STO indicate septic tank overflow, CDF implies clogging of drain field; STO & CDF means septic tank overflow and clogging of drain field; 3 and 15 beside these cases represent the distance of septic system from the lake	35
Table 4.2 Minimum required drain field infiltration area according to number of bedrooms per household	42
Table 4.3. Eight conformity case categories and the cumulative weighted probability of occurrence	44
Table 4.4 Pearson correlation coefficients (R^2) for the fit of three phosphorus sorption isotherm models Henry, Freundlich, and Langmuir	48
Table 4.5 Estimated phosphorus conservation time for underground phosphorus loading reaching the lake, given eight conformity cases and low adsorption capacity (LA).	50
Table 5.1 Considered 8 scenarios for septic system performance and their corresponding underground and surface water phosphorus export to lake	65
Table 5.2 Considered anthropogenic scenarios given household population density, residence occupancy rate, overall percentage of conforming septic systems on the watershed, with conventional systems.....	69
Table 4.1 Considered eight conformity cases based on septic system performance and distance from the lake. CSS means conforming septic system; STO indicate septic tank overflow, CDF implies clogging of drain field; STO & CDF means septic tank overflow and clogging of drain field; 3 and 15 beside these cases represent the distance of septic system from the lake	35
Table 4.2 Minimum required drain field infiltration area according to number of bedrooms per household	42
Table 4.3. Eight conformity case categories and the cumulative weighted probability of occurrence	44
Table 4.4 Pearson correlation coefficients (R^2) for the fit of three phosphorus sorption isotherm models Henry, Freundlich, and Langmuir	48

Table 4.5 Estimated phosphorus conservation time for underground phosphorus loading reaching the lake, given eight conformity cases and low adsorption capacity (LA).	50
Table 5.1 Considered 8 scenarios for septic system performance and their corresponding underground and surface water phosphorus export to lake.....	65
Table 5.2 Considered anthropogenic scenarios given household population density, residence occupancy rate, overall percentage of conforming septic systems on the watershed, with conventional systems.....	69
Table A.1 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and VLA sorption capacity	117
Table A.2 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and MA sorption capacity	119
Table A.3 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and MHA sorption capacity	119
Table A.4 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and HA sorption capacity	120
Table A.5 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and VHA sorption capacity.....	120
Table A.6 Soil type categories and the cumulative weighted probability of occurrence	120

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 Lake <i>en Cœur</i> watershed and lake in Quebec, Canada. Septic systems surrounding lake are shown with dots.	31
Figure 4.2 Framework to estimate the phosphorus loading from septic systems to downstream lakes, considering septic system conformity cases, household information, as well as soil characteristics. Comparisons between soil phosphorous conservation time and septic system age determines the time of underground phosphorus to the lake.	33
Figure 4.3 Integrated lake water phosphorus concentration model, incorporating surface and underground phosphorous and discharge from septic systems.	34
Figure 4.4 Phosphorus input (red arrows) and retention (green arrows). Soil prism is shown, which is solicited for P transport from base of drain field to lake given the distance of system from it.	36
Figure 4.5 Surface and underground phosphorus loading based on eight conformity cases, given septic system performance and distance from lake.	38
Figure 4.6 Langmuir isotherm for tested soil samples, constructed based on estimated sorption capacity and residual phosphorus concentration for six soil types surrounding the lake: very low adsorption (VLA), low adsorption (LA), medium adsorption (MA), medium high adsorption (MHA), high adsorption (HA) and very high (VHA) adsorption given their capacities.	49
Figure 4.7 Soil phosphorus conservation time according to six soil types combined with eight conformity cases for septic systems.	51
Figure 4.8 Total P loading distribution in the Lake <i>en Coeur</i> , considering P loading to the lake from septic systems, forest, and atmosphere as well as sedimentation in the lake for the years 2002, 2007, and 2020.	53
Figure 4.9 P contribution from every land use on the <i>Lake en Coeur</i> watershed.	54
Figure 5.1 Lake <i>en Cœur</i> catchment in Quebec, Canada. The circles show residential dwellings (septic systems) and polygons present the adsorption capacities of the soil in this area.	62

Figure 5.2 Simulated phosphorus concentration in Lake <i>en Cœur</i> using the integrated septic-lake model and considering Monte-Carlo distribution (boxplots) versus observed values (dots) for the historical period of 1984-2022.	67
Figure 5.3 Envelopes and expected values (lines) of projected minimum and maximum temperature and precipitation based of GCMs under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios in the Lake <i>en Cœur</i> watershed.	68
Figure 5.4 Underground and surface water phosphorus fluxes to the lake considering conventional and source separation technology in septic systems.	70
Figure 5.5 Envelope of simulated lake volume from an ensemble of climate projections, with expected lake volume trajectories (lines) for 2023–2100 under the SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios.	72
Figure 5.6 Frequency of falling in each water quality threshold: oligotrophic, mesotrophic, meso-eutrophic and eutrophic phosphorus thresholds in the lake, given conventional phosphorus removal technology under changing climate and radiative scenarios SSP2-4.5 (a) and SSP5-8.5 (b) as well as anthropogenic scenarios during the period 2023-2100.	73
Figure 5.7 Survival probability of 0.02 mg P/L, mesotrophic state in the lake, considering the anthropogenic scenarios with conventional phosphorus removal technology in septic systems under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.	75
Figure 5.8 Frequency of falling in each water quality threshold: oligotrophic, mesotrophic, meso-eutrophic and eutrophic phosphorus thresholds in the lake, given source separation phosphorus removal technology under changing climate and radiative scenarios SSP2-4.5 (a) and SSP5-8.5 (b) as well as anthropogenic scenarios during the period 2023-2100.	77
Figure 5.9 Survival probability of 0.02 mg P/L, mesotrophic state in the lake, considering the anthropogenic scenarios with source separation phosphorus removal technology in septic systems under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.	79

Figure 5.10 Evolution of the median phosphorus concentration in the lake with the gradual implementation of mitigation strategies by 2100 under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the future period 2023-2100.	80
Figure A.1 Age category (years) distribution of septic systems in the Lake <i>en Coeur</i> catchment area	118
Figure A.2 Soil types and their respective area of influence obtained via the Thiessen polygons method	118
Figure B.1 Pearson correlation (R^2) for sorption isotherms, given six soil types, very low adsorption (VLA), low adsorption (LA), medium adsorption (MA), medium high adsorption (MHA), high adsorption (HA) and very high (VHA) adsorption	121
Figure B.2 Isotherm curves constructed based on estimated sorption capacity and residual phosphorus concentration for tested soil samples surrounding lake	122
Figure B.3 Estimated soil phosphorus conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and six soil sorption capacities (in each panel). Columns in each panel show P at the base of drain field (C_P in mg P/L), Soil adsorption capacity (q_{ads} in mg P/kg of substrate), Septic system effluent (Q_{eff} in L/d), and Soil conservation time from septic system to lake ($t_{conservation}$ in yr), respectively	123
Figure B.4 Phosphorus conservation times as combinations of eight conformity cases (CSS15 to STO&CDF3) and six soil types (VLA to VHA) as computed by Equation B3.....	125
Figure B.5 Number of septic systems and their corresponding age category in the Lake <i>en Coeur</i> catchment area.....	126
Figure B.6 Elements of phosphorus mass balance in the septic system. Red and green arrows indicate phosphorus release and retention fluxes, respectively. F1: P entering the septic system; F2: overflow from the septic system; F3: P inflow to the drain field; F4: P accumulation due to drain field clogging; F5: underground P reaching the lake; F6: surface P loading to the lake. C1, C2, and C3 indicate P captured in the septic tank, drain field, and riparian buffer zone, respectively	127
Figure B.7 Phosphorus fluxes generated for eight conformity cases and distance from lake.....	128

Figure B.8 Survival probability of 0.01 mg P/L meso-eutrophic per anthropogenic scenario with conventional P removal technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.....	132
Figure B.9 Survival probability of 0.03 mg P/L eutrophic per anthropogenic scenario with conventional P removal technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.....	132
Figure B.10 Survival probability of 0.01 mg P/L meso-eutrophic per anthropogenic scenario with source separation technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method	133
Figure B.11 Survival probability of 0.03 mg P/L eutrophic per anthropogenic scenario with source separation technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method	133
Figure B.12 Evolution of the median phosphorus concentration with the gradual implementation of mitigation strategies by 2050 under SSP2-4.5 and SSP5-855 for the period 2023-2100	134

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AET	Actual evapotranspiration
BV	Bassin versant
CMIP5	Coupled Model Intercomparison Project Phase 5
CMIP6	Coupled Model Intercomparison Project Phase 6
DS	Dynamique des systèmes
GCM	General circulation model
P	Phosphore
RCP	Representative concentrations pathways
SSP	Shared socioeconomic pathways

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A matériel supplémentaire du chapitre 4	118
ANNEXE B matériel supplémentaire du chapitre 5	121

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et problématique

Les systèmes aquatiques sont la source de services écosystémiques essentiels autant pour les humains et les autres espèces vivantes tels que de l'irrigation, de la consommation d'eau potable, la production énergétique, des réseaux de transports cruciaux, les activités récréatives et comme dilutif de polluants (Carpenter & Cottingham, 1997). Ces services sont intimement connectés au cycle hydrologique qui gouverne la dynamique des bassins versants (BV) comme le maintien de la qualité des ressources en eau ou la régulation globale du climat. Ils sont de plus en plus considérés dans la gestion durable et l'utilisation des ressources hydriques (Grizzetti et al., 2016). Des indicateurs comme la croissance de l'hypoxie des plans d'eau, de la biomasse sont des signes que les systèmes aquatiques à l'échelle globale se dégradent et que le phénomène d'eutrophisation est de plus en plus répandu (Kane et al., 2014). L'eutrophisation est le processus accéléré de pollution des plans d'eau comme les lacs et est directement lié aux activités anthropiques comme l'agriculture, la production énergétique, la déposition atmosphérique, le déversement d'eaux usées et d'autres formes d'usage du territoire qui exportent des quantités excessives de nutriments comme le phosphore (Kroeze et al., 2012). Le phosphore est le facteur déterminant dans le processus d'eutrophisation et est le nutriment considéré limitant dans les lacs, c'est pourquoi il est considéré comme indicateur de leur qualité (Tilahun et al., 2025).

Les sources de phosphore sont diverses : la production énergétique, l'agriculture et l'usage d'engrais, l'urbanisation, le phosphore atmosphérique, et l'altération de l'usage du territoire qui impacte le transport de nutriment (Kroeze et al., 2012). Beaucoup de processus sont impliqués dans le transfert de phosphore des BV vers les plans d'eau, tous à des échelles temporelles et spatiales variables. L'une des sources significative de phosphore inclus le ruissellement de surface qui provient des différents usages de territoire et de l'écoulement souterrain provenant des systèmes septiques résidentiels (S. Wang et al., 2024). Les systèmes de traitement décentralisés des eaux usées, communément appelés systèmes septiques, est la technologie de traitements des eaux la plus répandue en régions éloignées (Abbassi et al., 2018). Au Canada, 15% des ménages sont pourvus de systèmes septiques pour traiter les eaux usées résidentielles (Statistics Canada, 2011). Cependant, malgré qu'ils soient très répandus, les systèmes septiques sont couramment négligés comme source de phosphore significative dans les cours d'eaux tributaires ce qui résulte en un

manque d'inventaire et de régulations strictes (Withers et al., 2014). Or, plusieurs études reconnaissent le phosphore exporté par les systèmes septiques comme une source non négligeable de pollution des lacs. Les processus souterrains d'adsorption de la zone vadose (zone non-saturée entre la nappe phréatique et la base du système septique) sont des mécanismes qui influencent considérablement leur migration vers les lacs (Schellenger & Hellweger, 2019).

Les systèmes septiques conventionnels communément retrouvés en résidences isolées sont composés d'une fosse septique pour le traitement primaire et d'un élément épurateur pour le traitement secondaire des eaux usées. La fosse septique sépare les solides de densité différentes en interceptant les graisses et huiles sur le dessus et les solides plus lourds au fond. La couche intermédiaire est acheminée vers l'élément épurateur qui va traiter dans un second temps l'eau par des processus biologiques, de filtration et d'adsorption avant que l'effluent ne s'écoule gravitairement vers l'exutoire le plus proche (Adegoke & Stenström, 2019).

Pour assurer le bon fonctionnement d'un système septique, il faut régulièrement vider la fosse pour éviter qu'elle déborde, il faut aussi l'installer dans un sol récepteur approprié pour acheminer l'effluent vers l'exutoire sans que la nappe phréatique soit trop haute et risquer d'inonder l'élément épurateur (Ravi & Johnson, 2021). De plus, les caractéristiques du sol sont également très importantes à considérer pour leur capacité d'adsorption qui peut retarder, voire séquestrer, le phosphore avant qu'il n'atteigne le lac. Si la capacité d'adsorption est élevée, le phosphore d'un système de plus de 20 ans peut demeurer séquestré dans le sol. À l'inverse, si la capacité est faible, alors seul 10 à 30% du nutriment sera retenu (Robertson, 2012).

D'autres facteurs peuvent exercer une influence sur l'intégrité technologiques d'un système septique et la masse de phosphore qu'ils exportent vers les lacs. Un dimensionnement déficient de la fosse ou de l'élément épurateur peuvent causer des défaillances, mais aussi la taille moyenne des ménages et la fréquence de l'usage, qui peut être traduit par un taux d'occupation (Ravi & Johnson, 2021). De plus, des effets des changements climatiques influencent aussi la performance du système comme des événements de pluie extrêmes et une diminution de l'évapotranspiration peuvent causer le colmatage de l'élément épurateur en plus d'impacter directement le bilan de masse des lacs (Ravi & Johnson, 2021). Les changements climatiques risquent également de diminuer l'efficacité des systèmes septiques, voire exacerber la possibilité de défaillance. De plus, l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements extrêmes amplifie le lessivage du

phosphore qui ruisselle en plus grande quantité vers les plans d'eau (Tilahun et al., 2025). Une variation importante dans le volume annuel d'un lac causé aussi par les effets des changements climatiques peut affecter sa capacité à diluer le phosphore. Une hausse des températures globales peut causer une hausse de la température de l'eau et altérer les processus de sédimentation et de suspension de phosphore au fond des lacs (Harvey et al., 2011). Il devient alors essentiel de comprendre l'impact des défaillances potentielles des systèmes septiques sur la santé des lacs sous des conditions changeantes.

Or, le manque d'information sur les systèmes septiques et leur état de performance complique considérablement la tâche. Dans la majorité des cas, l'information sur le nombre de systèmes présents sur les BV, leur distribution spatiale, leur distance par rapport aux lacs et leur état de performance sont indisponibles (Swann, 2001). Le nombre de systèmes défaillants est inconnu puisqu'ils ne sont pas systématiquement inspectés ou répertoriés et les problèmes ne sont relevés qu'une fois qu'une défaillance majeure ait été détectée dans la qualité de l'eau ou par des odeurs notables (Withers et al., 2014). Il devient alors difficile de représenter la problématique dans son ensemble dans l'état actuel de l'art en modélisation intégrée de la qualité des lacs autant dans les conditions historiques que futures. Or, implanter des politiques visant à protéger la qualité des lacs dans le futur avec succès requiert l'utilisation de méthodes robustes pour modéliser la contribution des sources de phosphore vers les lacs (Rode et al., 2010). La modélisation est le seul outil qui permet de prédire le comportement incertain des ressources hydriques, c'est-à-dire l'évolution de la concentration de phosphore sous différentes conditions (Loucks, 1992). Pour préserver la qualité des lacs et ralentir le processus d'eutrophisation, il devient essentiel de modéliser la concentration en phosphore des lacs autant dans les conditions historiques que futures.

Il existe cependant des lacunes significatives dans l'état actuel de la modélisation intégrée de la qualité de l'eau. Déjà, le manque d'information sur la distribution spatiale et l'état de conformité des systèmes est un obstacle considérable comme mentionné précédemment (Withers et al., 2014), mais les modèles de qualité de l'eau qui les considèrent dans leur structure sont très rares. Ceux qui considèrent les systèmes septiques comme un contributeur significatif de phosphore vers les lacs négligent la possibilité de défaillance du système et leur nature dynamique (Nuno Gonçalo & Johnes, 2012). Encore plus rares sont ceux qui considèrent une combinaison des effets atténuateurs du sol récepteur et de l'âge des systèmes septiques qui ont un impact significatif sur la magnitude et le transport du phosphore vers le lac. La compréhension actuelle sur les effets de la capacité

d'adsorption des sols et leur capacité à retarder, voire séquestrer le phosphore avant qu'il n'atteigne le lac, est limitée (Rakhimbekova et al., 2021). Ces limitations sont vraies pour les conditions historiques, mais encore plus pour les conditions futures qui considèrent les changements climatiques et les futures conditions anthropiques sur les BV.

1.2 Objectifs

Pour pallier ces lacunes, cette thèse de doctorat propose un cadre de modélisation intégrée qualité-quantité des lacs qui vise à estimer la concentration en phosphore des lacs en considérant l'impact des systèmes septiques. Ce modèle a pour objectif de d'évaluer différents scénarios de défaillance des systèmes septiques, leur âge, leur distance par rapport aux lacs ainsi que des facteurs démographiques et climatiques. Le lac en Cœur dans la municipalité de St-Hippolyte a servi d'étude de cas pour le montage et la calibration du modèle.

Les principaux objectifs de ce projet de recherche vont comme suit :

- 1) Évaluer la contribution en phosphore des systèmes septiques vers le lac en Cœur

Afin de comprendre la contribution en phosphore des systèmes septiques, il faut s'intéresser aux mécanismes de son transport dans sous-sol qui jouent un rôle significatif. La migration du phosphore entre les systèmes septiques et le lac est l'un des phénomènes hydrogéologiques impactant le plus la masse réelle de phosphore exportée dans le lac. Bien que le ruissellement de surface transporte directement et sans délai le phosphore vers le cours d'eau, le phosphore souterrain est sujet à des processus plus complexes qui doivent être considérés dans la modélisation de son transport. L'adsorption est le phénomène principal d'atténuation considéré pour ce premier objectif et bien que plusieurs valeurs empiriques de capacités d'adsorption soient documentées dans la littérature, les caractéristiques spécifiques du lac en Cœur ne sont pas connues.

- 2) Développer un modèle intégré qualité-quantité de l'eau considérant l'apport des systèmes septiques dans les conditions historiques

L'estimation de la concentration de phosphore et son statut trophique est un indicateur de qualité très parlant des lacs. Ainsi, pour estimer la concentration de phosphore dans le lac en Cœur, il faut identifier et quantifier toutes les sources potentielles de phosphore sur le BV du lac en Cœur. BV de villégiature et majoritairement résidentiel, le lac en Cœur a comme source principale de

phosphore les nombreux systèmes septiques jonchant le périmètre du lac. Considérés comme contributeur principal, estimer leur contribution individuelle en considérant leur état de conformité est donc essentiel. Les autres sources de phosphore sur le BV excluant les systèmes septiques doivent également être quantifiées et ajoutées dans le bilan de masse du contaminant pour déterminer le phosphore total dans le lac.

Une fois la masse de phosphore déterminée, la concentration de phosphore peut être calculée avec une estimation du volume du lac en Cœur. Système dynamique dans le temps, le volume du lac doit être estimé sur la même période historique que la masse de phosphore pour générer une série temporelle de concentrations en phosphore dans le lac en Cœur.

3) Évaluer l'impact des changements climatiques et de l'évolution des conditions anthropiques du BV sur la qualité du lac en Cœur dans un horizon futur

L'objectif 2 a permis le montage de la structure et la calibration du modèle intégré dans la période historique. Sa performance étant validée, dans l'objectif 3 il est utilisé pour simuler des conditions climatiques et anthropiques futures. Dans un premier temps, le bilan hydrique du lac est étendu sur une période future jusqu'à la fin du siècle grâce à des projections climatiques. Alors que dans l'objectif 2 ce sont des conditions anthropiques historiques qui ont dicté l'exportation de phosphore vers le lac, l'objectif 3 s'intéresse à des trajectoires anthropiques plausibles futures. Les scénarios anthropiques alternatifs simulés fournissent les futures masse de phosphore exportées dans le lac. Cette étude d'impact pour un horizon futur sert à prédire l'évolution de la qualité du lac en Cœur et de déterminer des stratégies de mitigation potentielles pouvant prolonger sa longévité.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Afin de pallier les lacunes mentionnées dans la section 1.1, une revue de littérature portant sur l'état actuel de la modélisation intégrée de la qualité de l'eau sera effectuée. Dans un premier temps, il est essentiel de se familiariser avec les modèles d'apport en phosphore considérant les systèmes septiques existants de même que les modèles intégrés de qualité de l'eau. Ensuite, une revue des outils permettant de modéliser le comportement futur des lacs face aux changements climatiques sera énoncée ainsi que ceux qui permettent de modéliser les BV non-jaugés comme c'est le cas du lac en Cœur.

2.1 Eaux usées, phosphore et systèmes septiques

Le phosphore provenant des eaux usées domestiques peut être retracé à des sources telles que les déchets humains, les produits ménagers comme les détergents et les produits personnels lessivés dans le bain ou la douche (Comber et al., 2013). Les eaux usées sont d'abord acheminées vers la première composante du système septique : la fosse. Dans la fosse septique, environ 30% du phosphore total est enlevé par des mécanismes majoritairement physiques comme la séparation des solides (boues) au fond et des huiles et graisses qui flottent sur le dessus (Lombardo, 2006). Bien que la séparation physique soit le principal mécanisme dans la fosse, certaines études démontrent qu'une partie des ions phosphates peuvent précipiter avec des ions de fer pour former de la vivianite (Robertson et al., 1998).

Une fois que l'effluent est traité primairement dans la fosse septique, il est acheminé vers l'élément épurateur pour le traitement secondaire. Le phosphore traité primairement est sous forme d'orthophosphates et est dispersé dans une zone d'infiltration par les tuyaux qui composent l'élément épurateur (Lusk et al., 2017). La zone d'infiltration, aussi appelée biomat, est une couche hétérogène composée de solides suspendus accumulés, de matière organique et de microorganismes. Une étude extensive menée par Beal et al. (2005) sur l'efficacité des systèmes septiques a révélé l'importance de l'interaction entre le biomat et la zone vadose. Le biomat est une étape essentielle du traitement de l'effluent et l'enlèvement du phosphore par des mécanismes d'adsorption et de filtration. Lorsque l'effluent traverse le biomat vers la zone vadose, des processus de purification comme la sorption, la biotransformation et des réactions chimiques se

produisent grâce à l'humidité et la population de micro-organismes favorisée par le biomat (Beal et al., 2005). De plus, la présence d'un biomat mature permet de réduire le débit d'infiltration et combiné aux conditions non-saturées de la zone vadose, l'infiltration de l'effluent est ralentie, le contact avec le media est prolongé, ce qui favorise l'enlèvement de nutriments, et les conditions aérobiques permettent le traitement des pathogènes (Beal et al., 2005). Cette zone affecte la performance de l'élément épurateur puisque si le biomat permet la sorption du phosphore et sa capture, s'il devient trop épais à cause d'un débit d'effluent plus élevé que la capacité d'infiltration ou d'une charge trop élevée de solide suspendus, cela peut mener à la défaillance hydraulique de l'élément épurateur (Beal et al., 2006).

Dans la zone non-saturée, sous le biomat, des mécanismes importants de précipitations et d'adsorption contrôlent la capture du phosphore. L'adsorption des phosphates est souvent caractérisée par une adsorption rapide au début, puis par un ralentissement du mécanisme au fur et à mesure que les sites d'adsorptions deviennent saturés (Lombardo, 2006). Le type de sol est primordial pour favoriser ou défavoriser l'adsorption du phosphore de plus que le pH et la nature du phosphore. Certains phosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) sont sorbés sur des charges positives et leur adsorption est optimales entre les pH 3 et 5 ou à pH neutre lorsque des minéraux comme l'aluminium, le fer, le calcium ou le magnésium sont chargés positivement et offrent des sites d'adsorption supplémentaires (Lusk et al., 2017).

Les phénomènes de traitement du phosphore dans la zone vadose ne sont plus aussi significatifs une fois que l'effluent s'infiltre jusque dans la nappe souterraine. Le transport du phosphore dans le sol est plus lent lorsqu'il est composé de silt et d'argile avec des vitesses d'écoulement faibles et des facteurs de retardement élevés, mais peut être rapide dans des sols perméables, comme le sable ou le gravier, et à vitesse d'écoulement élevée (Robertson et al., 1998). Les sols plus acides avec présence de minéraux comme l'aluminium ou le calcium sont plus efficaces pour retarder la migration du phosphore dans les couches souterraines. Bien que l'adsorption retarde la migration souterraine du phosphore, au bout de quelques décennies cet effet atténuateur n'est plus aussi efficace en raison de la distance souvent non-réglementaire, et trop courte, des systèmes par rapport aux lacs (Harman et al., 1996). L'effet atténuateur dans l'aquifère est contrôlé par des réactions de précipitation minérales et par l'adsorption du sol récepteur (Lance, 1977). L'adsorption du sol est généralement limitée par la disponibilité des sites d'adsorption et donc par la composition de la matrice, la vitesse d'écoulement et de la concentration en phosphore (Cogger et al., 1988).

Une étude menée par Leader et al. (2008) a étudié la capacité d'adsorption et la désorption de plusieurs composés sorbants pour déterminer leur efficacité à retenir le phosphore et ralentir sa progression vers les cours d'eau tributaires par des tests de sorption en batch avec 2 g de média pour 20 mL de solution aqueuse à 100 mg P/L, une durée d'agitation de 24h et l'isotherme de Langmuir (Leader et al., 2008). Des substrats comme de l'aluminium, du sable-béton, de l'humate, du sol organique et d'autres déclinaisons ont été testés en laboratoire et les capacités d'adsorption variaient de 46 mg P/kg de média pour le sable-béton et jusqu'à 2000 mg P/kg de média pour l'humate. Les matériaux sorbants composés d'aluminium, de calcium et de fer ont également très bien performé en termes d'adsorption du phosphore avec des capacités respectives de 912 mg P/kg de média et 952 mg P/kg de média. La matière organique présente une capacité de 657 mg P/kg de média, mais se trouve être prône à la désorption. Le test de désorption a montré que le sol organique se désorbe à raison de 179 mg P/kg de média, la capacité de désorption la plus élevée, suivie par celle d'un composé d'aluminium avec une capacité de 47 mg P/kg de média. Ainsi, le sol organique et l'aluminium présentaient des possibilités de phénomènes réversibles alors que l'humate présentait des capacités d'adsorption très élevée et de désorption très faible, presque négligeable avec moins de 10 mg P/kg de média. Cette étude a montré que le produit d'humate avaient la proportion de fer et de calcium la plus élevée dans sa composition contrairement aux produits de sables qui en possédaient la plus faible.

Le phénomène de sorption et son comportement est décrit par les isothermes de sorption. Les isothermes sont une relation entre la concentration à l'équilibre d'une solution aqueuse dont le contaminant est adsorbé et la quantité de ce contaminant adsorbé par la phase solide. Autrement dit, l'isotherme décrit la relation entre la transition du contaminant de la phase solide à la phase liquide et il est possible d'extraire de l'information comme les mécanismes d'adsorption, la capacité d'adsorption maximale et les propriétés des adsorbants (Wang & Guo, 2020). Trois modèles principaux sont largement utilisés pour décrire les mécanismes d'adsorption : le modèle linéaire (ou loi de Henry), l'isotherme de Langmuir et l'isotherme de Freundlich (McCray et al., 2005). L'isotherme linéaire représente une seule couche disponible d'adsorption avec un nombre de sites assez restreint (Wang & Guo, 2020). Cependant, il présente une limitation majeure : l'incapacité de mettre une limite possible d'adsorption qui n'est pas physiquement réaliste mais qui convient pour des eaux souterraines à faible concentration (McCray et al., 2005).

L'isotherme de Freundlich est de nature empirique sans signification physique propre qui émet comme principale hypothèse des sites d'adsorption aux énergies exponentiellement distribuées, c'est-à-dire que les sites sont hétérogènes ou non-équivalents. La surface adsorbante est non-idéale et modélise plusieurs couches d'adsorption à la surface du solide adsorbant. Cet isotherme ne permet pas de déterminer la capacité d'adsorption maximale, une limitation commune à l'isotherme linéaire (Murphy et al., 2023).

L'isotherme de Langmuir décrit les conditions à l'équilibre d'adsorption homogène et linéaire. Les principales hypothèses qui régissent cet isotherme sont que l'adsorption se produit dans des sites spécifiques et localisés sur une seule couche. Les sites d'adsorption sont énergétiquement homogènes et ne peuvent accommoder qu'une seule molécule ou atome par site et il n'existe pas d'interaction entre les molécules voisines adsorbées (Czepirski et al., 2000). L'isotherme de Langmuir décrit bien le comportement du phosphore et est généralement utilisé pour déterminer sa capacité d'adsorption dans les tests en batch (Celi & Barberis, 2005). À faible concentration, les sites d'adsorption sont nombreux et l'énergie de liaison est élevée, alors l'adsorption chimique est favorisée. Lorsque la concentration de phosphore est élevée, les sites d'adsorption chimique tendent vers la saturation ce qui fait transitionner le phénomène vers de l'adsorption à énergie faible où l'adsorption physique prédomine (Wang et al., 2025).

Les facteurs de retardement, ou les capacités d'adsorption, sont généralement indépendants de la saturation en eau du milieu et ont généralement été obtenus de milieux saturés, ce qui signifie que si les sols et leurs caractéristiques sont similaires en milieu saturé ou non-saturé, les facteurs de retardement ou les capacités d'adsorption sont similaires (McCray et al., 2005).

2.2 Contrôle et traitement du phosphore exporté par les systèmes septiques

La concentration en phosphore des effluents de systèmes septiques pouvant se situer entre 1.2 et 22 mg P/L, sont 100 fois plus élevée que la concentration pouvant stimuler la croissance algale (Dillon & Rigler, 1974). Sachant que les effluents de systèmes septiques ont un impact sur la santé des cours d'eau tributaires, particulièrement dans les régions principalement desservies par les systèmes décentralisés, il est important de cibler les technologies et les règlements en place pour mitiger leur impact sur la santé des lacs.

Le Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.22) est le principal cadre législatif par rapport à la gestion des systèmes septiques (MDDELCC, 2015). Le règlement énonce les règles des conceptions des systèmes de traitement primaire (fosse septique) et secondaire (élément épurateur) dont le critère de conception central est le nombre de chambre à coucher dans le cas des résidences isolées. Le cadre exige une longueur de tuyau d'infiltration, une épaisseur minimale de zone non-saturée pour permettre le traitement aérobique et l'infiltration et la distance minimale exigée par rapport aux exutoires les plus proches qui peuvent être des lacs ou des fossés. D'autres critères de conception sont énoncés adaptés à d'autres types de traitement secondaire également. Au Québec, des villes comme Québec ont récemment implanté des réglementations encore plus strictes pour les systèmes septiques autonomes. La ville exige la mise aux normes des systèmes plus vieux que 30 ans dans le BV de la rivière St-Charles, le retrait des composantes non-étanches situés à moins de 30 m d'un cours d'eau, lacs et milieux humides et la mise en place de systèmes de traitement adaptés aux milieux afin de protéger la santé du lac St-Charles qui présente des signes de dégradation (Ville de Québec, 2026). Or, il n'existe pas de cadre réglementaire aussi strict que les mesures imposées par la ville de Québec généralisé à la province, les pratiques de gestions des systèmes septiques sont hautement variables à travers les villes et municipalités ce qui rend le contrôle des apports excessifs en nutriments difficile. L'absence d'articles concrets sur les cadres réglementaires au Québec est également un signe que les mesures ne sont pas renforcées avec la même assiduité à travers la province.

Le système septique conventionnel décrit en section 2.1 est la technologie la plus communément utilisée et son efficacité à atténuer le phosphore dépend largement de la densité de systèmes sur le BV, le type de sol, les habitudes de consommation d'eau, la profondeur de la nappe phréatique, la distance par rapport au lac, les caractéristiques de la zone tampon entre l'exutoire et le système septique, mais aussi de la présence et de l'âge du biomat (D'Amato et al., 2016). Dans les régions où les conditions ne permettent pas d'installer un système septique conventionnel, il y a la possibilité de filtrer l'effluent de la fosse septique avant sa décharge dans le sol récepteur par un filtre à sable, par exemple (Iverson et al., 2018). Dans ce cas-ci, le filtre à sable est connecté à un tuyau qui va acheminer l'effluent traité vers le lac en aval afin de court-circuiter le sol inadéquat pour l'infiltration.

D'autres améliorations technologiques ont été apportées aux systèmes septiques conventionnels afin d'améliorer leur performance en termes d'enlèvement du phosphore. Parmi celles-ci est le

filtre de scories en acier. Parmi plusieurs produits dérivés des activités industrielles, les scories en acier a démontré une capacité élevée à enlever le phosphore en raison de sa composition riche en oxydes d'aluminium et de calcium (Johansson Westholm, 2006). L'effluent de la fosse septique passe par le filtre à scories en acier en forme de barillet avant d'être acheminé dans l'élément épurateur pour un traitement additionnel du phosphore qui peut réduire la concentration de l'effluent sous 1 mg P/L (Bird & Drizo, 2010). Les filtres à scories en acier ont l'avantage d'être passifs, économiques, efficaces pour le traitement du phosphore, peu invasifs et leur utilisation a été documentée pour la réhabilitation des lacs et dans le traitement secondaire et tertiaires des eaux usées domestiques (Claveau-Mallet et al., 2020). Ils présentent cependant des limitations opérationnelles telles que le colmatage avec le temps, la nécessité de remplacer le média filtrant et une étape additionnelle de neutralisation de l'effluent (Claveau-Mallet et al., 2018).

Parmi les autres types de filtres, il en existe de nature non-industrielle. Les filtres à sable par exemple constituent une couche supplémentaire de sable ou de gravier synthétique pour traiter l'effluent par adsorption (Hamisi et al., 2022). Bien qu'une solution économique et simple d'opération, la performance des filtres à sable est variable puisque certaines études rapportent un enlèvement entre 24-53% du phosphore alors que d'autres sont beaucoup plus optimistes avec plus de 97% (Hamisi et al., 2022). Cette variabilité est souvent due aux différents mécanismes qui dominant dans différents filtres (adsorption vs précipitation par exemple), mais aussi à cause du risque élevé de lixiviation du phosphore dans le sable une fois que tous les sites d'adsorption dans le sable sont complets et d'autres facteurs externes qui influencent l'efficacité des filtres comme les événements de pluie extrêmes (M. Wang et al., 2024). La littérature rapporte que les filtres à sable ne sont pas toujours adéquats pour traiter de manière avancée le phosphore parce que leur efficacité diminue avec le temps et ne sont pas totalement isolés des autres facteurs qui ont une incidence sur leur performance (ex : la hauteur de la nappe phréatique) (Laaksonen et al., 2017).

Les marais artificiels sont également un système de traitement tertiaire qui a été largement étudié. Ces zones végétales sont construites pour exploiter les processus naturels de purification des eaux usées, mais dans un environnement plus contrôlé dont l'effluent peut être traité en surface ou souterrainement (Vymazal, 2011). Bien que les zones humides aient un cout d'implantation de départ non-négligeable, mais variable (aussi bas que 29 USD/m² en Inde ou aussi élevée que 257 EUR/m² en Belgique), leur cout d'entretien et d'opération sont très bas et ont l'avantage de transformer plusieurs des polluants générés par les effluents d'eaux usées en des produits dérivés

inoffensifs, voire utiles et recyclables, pour l'environnement (Vymazal, 2010). Bien que l'utilisation d'un produit naturel comme les plantes pour purifier les effluents d'eaux usées jouit d'une grande acceptabilité sociale envers le public, son efficacité pour traiter le phosphore est très peu efficace (seulement 6 à 12% sur une période de 2 ans) sans l'addition de média sorbants supplémentaires (Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001; Vymazal, 2010).

Les médias sorbants (dolomite, bauxite, gravier, charbon actifs, cendre volante, etc.) sont des matériaux conçus pour retenir le phosphore par des mécanismes d'adsorption, mais leur utilisation dans les marais artificiels comme traitement tertiaire n'est pas prouvée très efficace et leur espérance de vie remise en doute (Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001). La littérature démontre que certains matériaux ont des capacités d'adsorption très élevées (Yin et al., 2022), mais ont une durée de vie qui peut être très courte, c'est-à-dire qu'en déterminant leur capacité d'adsorption, on peut s'attendre à ce que ces matériaux soient saturés au bout de vingt ans, ou aussi rapidement que neuf mois (Xu et al., 2006).

Le phosphore étant difficile à gérer dès lors qu'il devient une source diffuse via un élément épurateur, un marais artificiel ou un filtre à sable, la possibilité de le capturer à la source devient alors une alternative intéressante à envisager. Le traitement du phosphore par séparation des eaux à la source est donc une solution d'enlèvement du nutriment qui gagne en visibilité dans la recherche. Les eaux usées domestiques sont particulièrement riches en phosphore et particulièrement les eaux noires composées d'urine et de fèces qui contribuent entre 70-90% du phosphore domestique (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Bien que les technologies d'enlèvement du phosphore par isolation des eaux noires sont encore dans les étapes préliminaires de développement, les produits dérivés des eaux noires sont déjà considérées à des fins de réutilisation dans l'industrie agricole comme engrais après un traitement supplémentaire des micropolluants, des pathogènes et de métaux lourds (Sun & Liu, 2025).

Il existe plusieurs méthodes de séparation des eaux à la source. L'une des plus simples et implémentables sont les toilettes sous-vides qui utilisent très peu d'eau comparées aux toilettes normales ce qui permet d'obtenir des boues plus concentrées ou il est plus simple d'enlever le phosphore que dans une eau usée plus diluée (X. Wang et al., 2023). Il existe aussi des types de toilettes qui séparent toutes les eaux (jaunes, brunes et grises) pour les traiter toutes séparément. L'urine, par exemple est isolée pour son contenu élevé en phosphore dissous privilégié pour le

recycler en engrais. Les eaux peu propices à être recyclées comme les eaux grises sont traitées en plusieurs étapes avant d'être rejetées dans l'environnement (de Graffe, 2010). D'autres procédés physicochimiques comme la précipitation de struvite pour le réutiliser comme engrais en agriculture sont documentés. Le contenu élevé de phosphates qui proviennent des boues des toilettes sous vide produisent une struvite de très bonne qualité (X. Wang et al., 2023). Au niveau du traitement implantable dans les ménages, la fosse d'évapotranspiration (TEvap) consiste en une fosse anaérobie dans laquelle l'eau usée est traitée principalement ou de la digestion anaérobie se produit et qui est ensuite dirigée vers des filtres de gravier, de sable ou d'autres types de sols ou on laisse les plantes capturer une partie des nutriments, le vent et la chaleur évaporer l'eau (Xu et al., 2023). Cette option est économique, écologique et une alternative aux fosses septiques conventionnelles puisque cette méthode élimine tous les liquides. Le substrat est donc assimilé par les végétaux et l'eau est évaporée dans une cuve végétale composée de divers types de sols.

2.3 Modèles d'apport en phosphore et contribution des systèmes septiques

Le premier exemple de modèle intégré qui estime l'apport en phosphore vers les lacs est un modèle développé en Nouvelle-Écosse, au Canada. Le modèle de Brylinski (2004) a pour objectif d'estimer la concentration en phosphore des lacs dans les BV non-jaugés (Brylinsky, 2004). Plusieurs sources de phosphore sont considérées, comme l'apport de phosphore en amont du lac (si le lac étudié n'est pas un lac de tête), le phosphore atmosphérique, le phosphore exporté par les différentes catégories d'usage du territoire, le phosphore exporté par les systèmes septiques résidentiels et autres sources ponctuelles de phosphore selon la spécificité du BV à l'étude. Cette étude bâtit une base solide pour un modèle intégré-qualité quantité de l'eau. Il considère aussi des paramètres hydrologiques et estime le volume du lac en plus de certains processus de qualité internes comme la sédimentation du phosphore sur le lit du lac. Le volume du lac est estimé par une approche de bilan de masse, de même que la masse de phosphore exportée dans le lac, une méthodologie privilégiée dans les cas non-jaugés puisque le nombre de variables d'entrée au modèle est minime. Bien que le cadre de modélisation Brylinsky (2004) soit très intéressant pour répondre à la problématique, sa limitation principale est une prise en compte minimaliste des systèmes septiques. Le modèle considère un apport de phosphore fixe des systèmes septiques basé sur des valeurs de la littérature et considère un taux de rétention du nutriment dans le système qui est fixe également. Le modèle ne prend pas

en compte les défaillances potentielles que peuvent encourir les systèmes septiques, ni leur nature dynamique, et ne fait pas mention du rôle de l'adsorption dans le transport du phosphore.

Un modèle très pertinent dans la modélisation de l'apport en phosphore des systèmes septiques vers les lacs est le modèle développé par Rakhimbekova et al. (2021). Cette étude se concentre sur le transport des nutriments dans les aquifères riverains qui se déchargent vers un grand lac (lac Érié) (Rakhimbekova et al., 2021). Le problème du manque d'inventaires des systèmes septiques dans plusieurs des provinces canadiennes, dont l'Ontario dans ce cas-ci, mentionné dans la section précédente a aussi été rencontré dans cette étude. Pour estimer le nombre de systèmes septiques sur le périmètre du lac Érié et modéliser leur pleine contribution, Rakhimbekova et al. (2021) ont développé une méthodologie géospatiale dans ArcGIS pour localiser les systèmes septiques. Plusieurs bases de données publiques existent qui identifient les résidences non desservies par traitement centralisé. ArcGIS a également permis d'estimer la distance entre les systèmes septiques et le lac Érié.

La vitesse de retardement moyenne a été estimée et a permis de déterminer la masse maximale totale de phosphore exportée vers le lac, palliant ainsi une limitation importante du modèle de Brylinski (2004) qui néglige le retardement. D'ailleurs, la capacité d'adsorption du sol a également été estimée et incluse au modèle pour bien modéliser sa contribution. L'un des points forts de cette étude est la considération d'autres phénomènes atténuateurs que l'adsorption, tels que la présence d'un 'rideau de fer' qui pourrait aussi retenir du phosphore dans le sol par la présence d'ions de fer proche de la rive. L'approche de Rakhimbekova et al. (2021) considère des facteurs démographiques importants pour estimer le flux de phosphore par système septique (2.1 kg de P/an). Ces facteurs sont une concentration entrante de phosphore par système septique (10 mg de P/L), une consommation d'eau quotidienne (221.8 L/d/capita) et une taille moyenne de ménage (2.6 habitants/ménage). Cependant, comme dans le modèle de Brylinsky (2004), l'apport des systèmes septiques est fixe et identique pour tous les ménages. Bien que ce modèle considère le retardement du phosphore, le nombre de systèmes septiques sur le territoire et leur distance par rapport au lac, il néglige aussi la possibilité de défaillance de système et la nature dynamique de leur apport nutriment.

Précédemment, il a été mentionné que la qualité des lacs dans les conditions futures est aussi importante à évaluer que dans les conditions historiques. Bien que la qualité des lacs présente soit

importante à modéliser, les politiques de protection et de gestion des ressources hydriques se basent sur des prédictions futures (Rode et al., 2010). Il est alors nécessaire d'étendre l'analyse dans un horizon futur autant dans des scénarios climatiques alternatifs que des scénarios anthropiques. Les conditions anthropiques historiques ne sont pas stationnaires et risquent d'évoluer dans le futur. L'usage du territoire peut changer avec une urbanisation plus extensive des BV de villégiature, la population peut croître et la consommation d'eau potable risque de suivre la même tendance (Rode et al., 2010). Comme mentionné ci-haut, le climat n'est pas non plus stationnaire. Les tendances de précipitations et de températures globales de l'air sont attendues d'évoluer d'ici la fin du siècle et une combinaison de changements climatiques et anthropiques auront un effet direct sur la concentration de phosphore dans les lacs (Tilahun et al., 2025).

L'étude menée par Tilahun et al. (2025) a modélisé l'apport en phosphore total dans les 100 plus grands lacs au monde sous des projections socioéconomique et climatiques futures jusqu'en 2100. Les scénarios SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP6.0 et SSP5-RCP8.5 sont employés pour projeter des issues différentes de qualité des lacs dans un horizon futur. Pour ce faire, le modèle maillé WorldQual a été utilisé comme modèle de qualité de l'eau global pour modéliser le phosphore dans les lacs. Le modèle hydrologique WaterGAP3 a été choisi pour modéliser dynamiquement les lacs en estimant la variation de volume des lacs et le débit sortant. Les différentes sources de nutriments considérés dans ce cadre de modélisation intégrée sont les apports domestiques d'eaux usées, industriels manufacturiers, de fumier, d'engrais industriel, le ruissellement et le lessivage provenant de l'urbanisation, la déposition atmosphérique et les sources anthropiques autres que les eaux usées. Les scénarios socioéconomiques SSP (Shared Socioeconomic Pathways) (Riahi et al., 2017) ont été utilisés pour projeter les scénarios anthropiques et socioéconomiques futurs, et les scénarios RCP (Representative Concentration Pathways) sont employés pour représenter les scénarios climatiques futurs. Ainsi, ce cadre de modélisation intégré modélise de manière compréhensive et globale l'impact des conditions anthropiques et climatiques changeantes sur l'apport en phosphore sur 100 lacs à travers le monde, dont 33 sont localisés en Amérique centrale et du Nord. Ce cadre méthodologique très solide et compréhensif néglige cependant les défaillances potentielles des systèmes septiques dans le futur et c'est une étude menée à très grande échelle qui ne fournit pas de résultats transférables à l'échelle locale. De plus, le modèle de qualité de l'eau et le modèle hydrologique employés pour mener l'analyse sont complexes et requièrent beaucoup de données d'entrée qui ne sont pas disponibles dans les cas non-jaugés.

Ainsi, ces études trouvées dans la littérature ont toutes développé des cadres méthodologiques qui vont inspirer ce projet de doctorat. Ce qu'il manque, c'est un modèle qui combine dans un seul cadre méthodologique tous les avantages qu'offrent séparément chacune de ces études individuellement : une bonne représentation historique de l'apport des systèmes septiques en considérant l'effet atténuateur du sol récepteur, des projections futures de concentrations de phosphores sous des scénarios climatiques et anthropiques alternatifs qui soit applicable dans les régions non-jaugées ou peu, voire pas, d'information est disponible. À cela, il faut ajouter une dimension absente dans tout ce qui a été trouvé dans la littérature : l'inclusion des défaillances potentielles encourues par les systèmes septiques et leur apport dynamique.

2.4 Projections climatiques et socio-économiques futures : scénarios SSP et RCP

L'un des concepts importants de ce projet est la prédiction des concentrations de phosphore dans un horizon futur. Les données climatiques historiques sont disponibles publiquement pour estimer dynamiquement le volume du lac en Cœur sur une période historique, mais les données climatiques futures doivent être extraites. Les changements climatiques sont généralement mesurés en analysant des variables climatiques telles que les précipitations et la température de l'air en surface (Sheffield & Wood, 2008). Les modèles de circulation générale (GCMs) sont considérés comme les outils les plus adaptés pour simuler le climat historique et futur en se basant sur des scénarios d'émissions pour générer des projections de précipitations et températures futures (Salehie et al., 2023). Le projet CMIP est un regroupement de GCMs qui ont été perfectionnés au cours de multiples phases pour raffiner les projections de variables climatiques futures, ajoutant de plus en plus de GCMs à chaque nouvelle phase CMIP (Salehie et al., 2023). CMIP6 est la phase la plus récente, la génération de GCMs la plus perfectionnée utilisée en étude d'impact climatique à ce jour. La génération précédente, CMIP5, utilisait pour modéliser des trajectoires climatiques potentielles futures les scénarios RCPs (Representative Concentration Pathways) (van Vuuren et al., 2011).

Les RCPs sont des scénarios de mitigation qui prennent en compte différentes politiques qui, implantées aujourd'hui, auront une incidence sur le climat futur. Les quatre RCP formulés dans CMIP5 sont basés sur des forçages radiatifs basés sur un éventail de scénarios plausibles de

croissance démographique, technologique, et de réponses sociales. Ces forçages d'émissions projettent des précipitations et des températures en 2100 plus optimistes ou plus pessimistes. Par exemple, RCP8.5 représente une force radiative de 8.5 W m^{-2} prévue d'être atteinte en 2100 (Taylor et al., 2012). Le forçage radiatif se définit comme le flux énergétique de la planète, un indicateur utile et largement utilisé pour comparer les mécanismes du changement climatique (Shine, 2000). Ces forçages radiatifs sont calculés en fonction de la concentration de gaz à effets de serre, des aérosols, de l'ozone et d'autres mécanismes qui influencent le climat. La sensibilité du climat dépend de la magnitude de la force radiative globale (Shine, 2000). Plus le bilan énergétique est élevé, plus la force radiative est importante parce que cela signifie que plus d'énergie est produite que ce qui en sort. Ainsi une force radiative de 8.5 W m^{-2} signifie un important surplus d'énergie présent sur la planète, ce qui résulte en une augmentation des températures globales. Un forçage radiatif de 4.5 W m^{-2} est un surplus moins important, ce qui signifie une hausse des températures globales moins drastiques. C'est ce que représentent les scénarios RCPs. CMIP5 produits des projections de variables climatiques en fonction des 4 scénarios de forçages RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 et RCP8.5. RCP8.5 étant le scénario le plus pessimiste et RCP2.6 étant le scénario le plus optimiste (Taylor et al., 2012).

Récemment, une nouvelle phase du projet CMIP a vu le jour : CMIP6. CMIP6 a corrigé plusieurs biais retrouvés dans CMIP5 mais la différence majeure entre les deux phases est l'ajout des scénarios socio-économiques SSPs appelés Shared Socioeconomic Pathways (Riahi et al., 2017) qui sont combinés aux scénarios RCPs développés par CMIP5 (Su et al., 2021). Une recherche poussée entre la phase 5 et 6 du projet CMIP a donné lieu à une nouvelle approche systématique : les scénarios SSP-RCPs. Ces nouveaux scénarios sont la combinaison des forçages radiatifs précédemment développés et une analyse qualitative de trajectoires socioéconomiques incluant des facteurs comme la croissance démographique, le progrès technologique et économique (Tebaldi et al., 2021).

Les projections climatiques de CMIP6 considèrent l'influence des facteurs socioéconomiques comme l'inégalité entre pays, le progrès technologique et l'implantation de politiques environnementales (Tebaldi et al., 2021). Ainsi, les projections climatiques fournies par CMIP6 considèrent à la fois l'impact de forçages radiatifs, mais aussi l'influence anthropique dans les trajectoires possibles. Par exemple, le scénario SSP245 est la combinaison entre SSP2 et RCP4.5. Il représente un scénario dans lequel les tendances socioéconomiques globales demeurent plus ou

moins stationnaires dans un horizon futur avec un débalancement énergétique de 2.45 W m^{-2} , considéré modéré. SSP585 est le résultat de la combinaison de SSP5 et RCP5.85 qui représente une croissance économique rapide, une production énergétique axée sur les énergies fossiles peu orientée sur le développement durable avec un débalancement énergétique important en 2100 de 8.5 W m^{-2} . SSP245 génère une augmentation des températures globales moins marquées en 2100 que SSP585. CMIP6 a apporté une autre amélioration majeure à CMIP5 : une résolution spatiale beaucoup plus fine.

Bien que les GCMs offrent un large éventail de projections climatiques, elles sont généralement de résolution spatiale très grossière ($1\text{-}3^\circ$) et comportent beaucoup de biais et d'incertitude qui sont difficilement transférables à l'échelle locale (Gebrechorkos et al., 2023). Ces limitations largement reconnues des GCMs limitent leur application dans les études d'impact à petite échelle, comme c'est le cas du BV du lac en Cœur d'une superficie très restreinte (1.7 km^2). Les GCMs demeurent le meilleur outil à notre disposition pour évaluer le climat futur, il faut donc recourir à des techniques diverses pour réduire l'échelle spatiale des projections qu'ils fournissent.

Les méthodes de réduction d'échelle spatiale sont nombreuses. Les méthodes statistiques de réduction d'échelle sont largement employées dans la littérature pour rendre cohérentes les projections globales des GCMs avec les dynamiques locales en déterminant une relation empirique entre les projections globales et les variables climatiques locales (Meenu et al., 2013). La NASA a pris l'initiative de réduire l'échelle des projections CMIP6 à une résolution spatiale de 0.25° pour l'Amérique du Nord en plus de corriger les biais des GCMs. Cette résolution spatiale est quatre fois plus fine que les projections originales (une projection est applicable à une maille d'environ $25 \text{ km} \times 25 \text{ km}$). Bien que cette résolution soit une grande amélioration par rapport à une maille de plus de $100 \text{ km} \times 100 \text{ km}$, pour les BV très petits, cette résolution spatiale reste encore trop grossière. Au Canada, il existe des produits dont la résolution a été encore plus raffinée, soit de $1/12^\circ$, ce qui représente une maille de plus ou moins $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ (Sobie et al., 2024). Ainsi, il est possible d'utiliser les projections climatiques dont l'échelle a été grandement raffinée pour les études d'impact locales partout à travers le Canada. Le Multivariate Canadian Downscaled Climate Scenarios for CMIP6 (CanDCS-M6) est donc un produit utilisable directement qui ne nécessite pas de traitement supplémentaire et dont les données de précipitations et de températures peuvent être téléchargées, prêtes à l'emploi (Sobie et al., 2024).

2.5 Monte-Carlo et données manquantes

L'un des défis les plus courants dans la gestion des ressources hydriques est la nature complexe de la définition des systèmes hydriques qui sont difficilement représentés par des termes mathématiques. Les approches déterministes prédominent en modélisation des ressources hydriques malgré les erreurs connues dans les méthodes d'échantillonnage et dans la mesure des paramètres de qualité de l'eau (Whitehead & Young, 1979). Les modèles hydrologiques, peu importe leur niveau de complexité et leur résolution spatiale, agrègent des phénomènes complexes comme la végétation ou les phénomènes souterrains en stockages homogènes avec des fonctions de transfert qui décrivent l'écoulement de l'eau entre les différents volumes de contrôles de manière conceptuelle et simplifiée (Vrugt et al., 2008). Plusieurs paramètres de modèles ne peuvent être inférés par des observations directes, mais font l'objet de calibration et de simulations répétée pour tester la sensibilité du modèle à différentes combinaisons de paramètres.

Comme mentionné en introduction, le manque de données ou d'informations est courant, c'est pourquoi certains cas de modélisation sont considérés non-jugés. Les simulations Monte-Carlo sont l'une des techniques statistiques les plus répandues pour évaluer l'incertitude liée aux variables inconnues (Scharffenberg & Kavvas, 2011). Plusieurs modèles de BV conceptuels demandent peu de données d'entrée, mais leur nature conceptuelle fait en sorte que plusieurs variables sont difficilement mesurables et plusieurs paramètres nécessitent de la calibration en utilisant des observations qui font l'objet de la prédiction (Kuczera & Parent, 1998). De plus, il est courant que lors de la conception d'un modèle, le concepteur se retrouve à devoir choisir des valeurs qui peuvent se situer dans un éventail large de possibilités et qui ne peuvent être déterminées a priori. Utiliser des valeurs moyennes ou des médianes peut s'avérer un choix peu robuste dans certains cas, de même que sélectionner des valeurs arbitraires, et peut mener à une sous-estimation ou une surestimation des résultats (Rahman et al., 2002; Schellenger & Hellweger, 2019). L'approche Monte-Carlo peut être utilisée avec n'importe quel modèle déterministe et consiste à assigner à chaque variable incertaine une distribution dans laquelle on échantillonne N fois pour obtenir une distribution complète de la variable simulée (Masteali et al., 2025). Cette approche permet d'analyser l'impact potentiel des erreurs liées à la structure de modèle en plus de mieux comprendre la réponse du système à un large éventail de combinaisons de paramètres (Pappenberger & Beven, 2006). Cette méthode est flexible, robuste et généralement simple à implémenter, mais a comme limitation majeure un coût de calcul élevé et peut prendre du temps à

converger (Zhang, 2021). Cependant, pour un modèle conceptuel simple, le coût est relativement faible et se prête très bien à l'utilisation de Monte-Carlo pour contourner le problème des variables inconnues pour des raisons de confidentialité qui est souvent le cas pour l'état de performance des systèmes septiques et la proportion des systèmes conforme sur un BV par exemple.

En modélisation de la qualité de l'eau, plusieurs études se sont basées sur l'approche Monte-Carlo pour quantifier l'incertitude reliée aux indicateurs de qualité de l'eau simulés. Par exemple, Abdi et al. (2021) simule la température de l'eau d'une rivière en générant une distribution pour quantifier l'erreur des variables d'entrée. Cette étude teste la sensibilité du modèle HFLUX, un modèle de qualité des rivières 1D qui modélise la distribution spatiale et temporelle de la température de l'eau, en employant un algorithme dérivé de Monte-Carlo pour analyser l'erreur associée à chaque donnée d'entrée et son influence sur la réponse du système (Abdi et al., 2021). Cette étude démontre que Monte-Carlo est couramment utilisé en combinaison avec des modèles simples en une dimension.

Monte-Carlo a aussi été utilisé en modélisation hydrogéologique pour évaluer l'impact des nitrates sur l'eutrophisation des eaux de surface. Zhang et al. (2020) modélise le transport de l'azote et leur impact sur la qualité de l'eau dans un cas géologique particulier : les karsts. Les karsts étant un cas plus complexe à modéliser en raison de leur comportement hydrodynamique différent et de leur hétérogénéité spatiale. Les zones karstiques sont caractérisées par un écoulement souterrain préférentiel rapide en milieux poreux. Un écoulement rapide ne permet pas les réactions d'atténuation dans le sol, un comportement qui est difficile à modéliser avec des modèles largement utilisés de qualité de l'eau comme SWAT. Un module biochimique a été couplé à un modèle hydrologique dans cette étude pour estimer les concentrations d'azote dans les réservoirs. Or, pour simuler ces concentrations, plusieurs paramètres sensibles et difficilement observables in situ ont été identifiés tels que la conductivité hydraulique. Les paramètres sensibles ont été calibrés grâce à des observations et Monte-Carlo a été employé pour quantifier l'incertitude (Zhang et al., 2020). Cette étude prouve l'efficacité de Monte-Carlo dans des cas avec beaucoup de variables inconnues, difficilement observables et sensibles à la modélisation de contaminants.

2.6 Modèles de qualité des lacs

Dans la littérature, il existe des méthodes pour simuler de manière intégrée la concentration de phosphore dans les lacs, c'est-à-dire considérer les dynamiques du BV et les dynamiques internes du lac. Généralement, il s'agit de deux groupes de modèles distincts qu'il faut coupler pour répondre à la problématique. Il faut d'abord simuler l'apport en nutriment des BV séparément, qui estiment l'apport en polluants des sources sur la terre, puis utiliser ces données de sortie comme données d'entrée à des modèles hydrodynamiques et de qualité de l'eau pour estimer la concentration en phosphore dans les lacs et réservoirs (Bui et al., 2019). Des exemples de modèles de BV sont SWAT (Arnold et al., 1998) ou SPARROW (Smith et al., 1997) et sont utilisés pour simuler les processus dans les terres, mais aussi dans certains cas, les processus internes de lacs ou réservoirs moins complexes (Almeida & Coelho, 2024).

Dans des cas de dynamiques plus complexes, les modèles de qualité des lacs internes sont couplés aux modèles de BV. Par exemple, le couplage de SWAT, un modèle de BV en amont des lacs et CE-QUAL-W2, un modèle de qualité interne des lacs, peut être retrouvé dans certains cas dans la littérature pour simuler la qualité des BV et des réservoirs. Puisqu'un seul modèle intégré capable de simuler des multiples variables hydrodynamiques et de qualité de l'eau, comme la concentration en phosphore, dans les grands lacs et à la fois sur le BV n'a pas encore été perfectionné, le couplage des deux systèmes est souvent privilégié (Debele et al., 2008). Or, la difficulté de concilier la résolution spatiale et temporelle des processus en amonts et des processus internes demeure un défi persistant. Par exemple, SWAT simule des données journalières alors que CE-QUAL-W2 prédit les variables de qualité de l'eau chaque seconde, rendant la calibration des modèles respectifs complexes et discontinue (Debele et al., 2008). Bien que CE-QUAL-W2 soit un modèle spécifiquement conçu pour simuler des variables de qualité de l'eau comme la concentration en phosphore, il est surtout adapté pour des cas de lacs profonds stratifiés, est un modèle hydrodynamique compréhensif de trois dimensions qui demande beaucoup de données d'entrée, ce qui rend sa calibration et son usage complexe (Mateus et al., 2018).

L'emploi de l'apprentissage automatique a également émergé comme une méthode très puissante pour prédire des paramètres de qualité de l'eau. Plusieurs études ont utilisé des algorithmes d'apprentissage automatique pour prédire la concentration en nutriments dans les lacs (Miller et al., 2023). Bien que ces modèles soient très robustes, efficaces, et sont particulièrement habiles

pour déceler les mécanismes sous-jacents souvent sursimplifiés par les modèles déterministes, la disponibilité et la qualité des données pour entraîner l'algorithme est cruciale (Huang et al., 2021). Des modèles bien documentés comme les LSTM et les CNN rendent des résultats très satisfaisants, mais demande une très importante quantité d'observations pour être séparée en un groupe pour l'entraînement du modèle et un autre pour la validation (Huang et al., 2021). Ainsi, il pour avoir accès à des modèles très robustes qui capturent les dynamiques de la qualité de l'eau avec une grande précision, il faut souvent accepter un cout très élevé pour les entraîner et pour le temps de calcul (Deng et al., 2024). Ce genre de modèles sont donc à exclure dans les cas non-jaugés.

Dans des cas non-jaugés ou avec des données restreintes il existe des méthodes plus simples pour répondre à la problématique. La méthode des coefficients d'exportation par exemple est largement utilisée en modélisation de la qualité de l'eau puisque sa simplicité d'application demeure tout de même adaptée pour l'étude d'impact à l'échelle du BV (Nuno Gonçalo & Johnes, 2012). Lorsque les mesures in situ des sources de phosphore sur les BV ne sont pas disponibles, ce qui est souvent le cas, cette méthode permet d'estimer l'apport de chaque source vers les cours d'eau tributaires en quantifiant l'apport moyen annuel de chaque type d'usage du territoire par leur coefficients d'exportation (Johnes & Butterfield, 2002). C'est une approche largement utilisée pour évaluer l'impact des nutriments comme le phosphore sur les systèmes hydriques dans les régions éloignées, non-jaugées, avec une performance satisfaisante (Johnes, 1999).

Parmi d'autres modèles simples de qualité des lacs, le modèle BATHTUB développé par *le U.S Army Corps of Engineers* est également une option envisageable (Walker, 1999). BATHTUB est un modèle d'état stationnaire en une dimension parmi les plus utilisés dans la littérature qui a été conçu pour modéliser le statut trophique des lacs en fonction des apports de phosphore et d'azote. BATHTUB est particulièrement adapté pour déterminer la réponse des lacs en fonction de l'importance relative des sources de nutriments par bilan de masse, il a besoin de très peu de données d'entrée, est simple et efficace en plus d'être publiquement accessible (Navneet & Arun, 2022). Un exemple d'étude de cas non-jaugée a utilisé BATHTUB pour estimer la concentration moyenne de phosphore dans le lac Black par une approche intégrée de BV en Idaho, aux États-Unis (Rothrock et al., 2010). Le modèle utilise des données morphométriques de base pour simuler le lac comme son volume, sa superficie et sa profondeur moyenne et simule un lac non-stratifié. Le bilan hydrique du lac est à l'échelle annuelle et a besoin de données climatiques de base comme les précipitations et l'évaporation du lac.

En termes de paramètres de qualité, BATHTUB requiert le phosphore total, la fraction d'orthophosphates, d'azote total et la fraction d'azote organique où la fraction d'orthophosphates a été supposée le tiers du phosphore total. Parmi les sources de phosphore considérées dans l'études, les systèmes septiques ont été inclus dans l'analyse et leur distance par rapport au lac a été calculée via GIS. Il a été assumé que les systèmes septiques à moins de 20 m du lac relarguaient de phosphore directement dans le lac sans processus d'adsorption, que 50% des systèmes situés à moins de 50 m du lac étaient non-conformes et relarguaient du phosphore en surface et le 50% restant à moins de 50 m du lac était considéré conforme et ne relargue pas de phosphore vers le lac. L'apport en phosphore des systèmes septiques est supposé fixe, avec une proportion du phosphore fixe retenue par adsorption dans le sol. Les autres sources de phosphore considérées sur le BV sont l'apport atmosphérique, le débit entrant de phosphore en amont du lac et le phosphore exporté par les différents usages du territoire. Des équations empiriques calibrées et testées au préalable qui sont adaptées aux lacs et aux réservoirs sont utilisées pour simuler la concentration de nutriments dans les lacs en fonction des toutes les données d'entrées énumérées.

Lorsqu'on vise à garder un modèle simple, une approche par bilan de masse peut être privilégiée. Quantifier les sources de phosphore sur le BV par une méthode des coefficients d'exportation, puis conduire un bilan de masse de phosphore a été fait par Brylinski (2004) et par d'autres études aussi (Bojanowski et al., 2022; Dillon & Molot, 1996; Schauser & Chorus, 2009). Cette méthode se base sur le concept que les intrants de phosphore dans le système et la quantité retenue dans le lac sont égaux aux sortants du système (Bojanowski et al., 2022). L'approche bilan de masse peut être employée pour estimer la masse de phosphore dans le lac et estimer son volume aussi avec deux bilans de masse distincts comme dans l'étude de Schauser et al. (2009). Les modèles simples sont privilégiés dans les cas non-jaugés et lorsque l'approche Monte-Carlo doit être utilisée puisque plus les modèles sont simples et moins ils sont coûteux, plus il devient aisé de quantifier l'incertitude sur les paramètres inconnus (Johnes & Butterfield, 2002).

CHAPITRE 3 ORGANISATION DE LA THÈSE

Comme mentionné précédemment, l'eutrophisation accélérée des lacs est un problème écologique global exacerbé par les pressions anthropiques et les changements climatiques. Afin d'implanter des politiques environnementales de mitigation et de préservation des ressources hydriques et à des fins de planification territoriale, la modélisation reste l'outil le mieux adapté à notre disposition pour prédire le comportement des systèmes sous différents scénarios.

Ce projet de doctorat tente de combler les écarts énoncés dans le chapitre précédent en modélisation intégrée de la qualité des lacs : le manque de représentation des systèmes septiques comme contributeurs importants à l'eutrophisation des lacs, le manque de représentativité de défaillances technologiques potentielles encourues par les systèmes septiques et leur nature dynamique, l'absence de modèles intégrés simples capables d'évaluer la concentration en phosphore des lacs en régions non-jaugées et l'absence de modèles intégrés capable de prédire l'évolution de la concentration en phosphore des lacs dans un horizon futur sous divers scénarios climatiques et anthropiques. Pour pallier ces écarts dans la littérature, l'étude de cas du lac en Cœur dans la municipalité de St-Hippolyte, au Québec, a été sélectionné.

Cette dissertation est une thèse par articles qui répondent aux trois objectifs énoncés dans la section 1.2. L'introduction et la revue de littérature ayant déjà été couvertes, les chapitres subséquents seront centrés sur la méthodologie et les résultats de modélisation.

Dans le **Chapitre 4**, les objectifs 1 et 2 sont couverts. On monte la structure d'un modèle intégré qui considère l'apport des systèmes septiques sur la concentration en phosphore du lac en Cœur. Dans un premier temps, les types de défaillances technologiques potentielles encourues par les systèmes sont identifiées et leur apport en phosphore respectif quantifié. Les effets atténuateurs du sol dans le transport du nutriment vers le lac est aussi considéré grâce à des tests laboratoires de sorption sur les échantillons de sol collectés sur le territoire du lac en Cœur. Les autres sources de phosphore sont identifiées, comme l'apport des forêts, la déposition atmosphérique et des processus internes des lacs comme la sédimentation. Ces étapes permettent de déterminer la masse totale de phosphore exportée vers le lac en Cœur. Dans un second temps, un bilan de masse hydrologique est conduit pour estimer la variation annuelle de volume du lac en Cœur grâce aux données climatiques de précipitations et de températures disponibles pour St-Hippolyte. Des variables hydrologiques annuelles du bilan de masse sont estimées grâce à ces données et une série

temporelle de volumes de lac est générée. Grâce à la masse totale de phosphore annuelle exportée vers le lac en Cœur et au volume annuel calculé, il est possible de déterminer la concentration de phosphore annuelle du lac en Cœur sur la période historique de 1982-2022. Le modèle est calibré et sur les quelques observations disponibles de concentrations de phosphore disponibles sur la période historique.

La méthodologie complète sur le montage et la calibration du modèle intégré qualité-quantité du lac en Cœur est exposée dans un premier article soumis au *Journal of Environmental Science and Pollution Research* le 19 février 2026 intitulé ‘*A Novel Framework to Evaluate Septic System Impacts on Lake Phosphorus in Data-Scarce Regions: A Case Study in Quebec, Canada*’. Cet article a été rédigé par Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh, Maria Ximena Mora Guerrero, Jesus Eduardo Arellano Cortes et Dominique Claveau-Mallet.

Dans le **Chapitre 5**, l’objectif 2 est adressé. Une fois le modèle intégré qualité-quantité de l’eau est monté et calibré sur la période historique, il est utilisé pour prédire la concentration de phosphore dans le lac en Cœur dans un horizon futur. Maintenant que les concentrations historiques de phosphore ont été simulées pour valider la performance du modèle intégré, les simulations futures servent surtout comme aide à la décision pour guider le choix des stratégies de mitigation et de prévention. L’objectif étant de préserver la santé du lac en Cœur le plus longtemps possible, il faut déterminer les horizons critiques et les possibles solutions permettant de mitiger le plus possibles les effets anthropiques et climatiques. C’est pourquoi, dans un premier temps, les projections climatiques CMIP6 de précipitations et de températures à échelle spatiale réduite sont extraites pour étendre le bilan hydrologique du lac en Cœur dans la période future 2023-2100. Les volumes futurs du lac sont alors calculés par la même méthodologie que pour la période historique pour prendre en compte l’impact des changements climatiques sur le volume du lac. Des scénarios anthropiques sont énoncés pour modéliser des pressions humaines sur la qualité du lac. Des scénarios plausibles d’augmentation démographique, de présence accrue sur le BV ainsi que de l’évolution de l’intégrité technologique des systèmes septiques sont tous des facteurs qui ont une influence sur la masse de phosphore exportée dans le futur. Le couplage des scénarios anthropiques et climatiques prédisent donc l’évolution de la concentration annuelle de phosphore sur la période future de 2023-2100. Dans ce second objectif, on s’intéresse donc à une série temporelle attendue pour la fin du siècle et aux horizons de dépassement de certains seuils de qualité critiques. Par exemple, en étendant la simulation du modèle jusqu’en 2100, on s’intéresse à dans combien de

temps le statut trophique du lac passera d'oligotrophe (lac en santé) à mésotrophe (lac qui présente des signes d'enrichissement), voire à eutrophe (lac au stade d'eutrophisation le plus avancé ne pouvant pas supporter de biodiversité). L'impact des pressions anthropiques et des solutions potentielles sont simulées afin de déterminer quelles stratégies peuvent repousser le plus longtemps possible le seuil d'eutrophisation du lac à des fins de planification territoriale et d'adaptation pour les parties prenantes.

La méthodologie complète du second objectif est exposée dans le second article soumis au *Journal of Environmental Sciences* (Facteur d'impact : 6.3) intitulé '*Can Septic-System Management Practices Outweigh Climatic and Anthropogenic Drivers of Phosphorus-induced Lake Eutrophication?*' le 19 mars 2026. Les auteurs de l'article sont Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh et Dominique Claveau-Mallet.

Dans le **Chapitre 6**, les résultats obtenus sont analysés en faisant des liens avec les limitations du modèle intégré. Les impacts des hypothèses principales émises sur les résultats et les prédictions du modèle sont énoncées et expliquées, ainsi que les améliorations proposées dans des étapes subséquentes. Des avenues potentielles pour développer et étendre la portée du projet sont également suggérées à des fins d'universalisation et pour pallier les nombreuses lacunes en modélisation de la qualité de l'eau.

Le **Chapitre 7** conclut et réitère les points à retenir les plus importants. Des recommandations de planification territoriale et des stratégies de mitigations sont proposées aux parties prenantes afin de tirer un maximum de conclusions et de rétroaction communiquées par le modèle. Des suggestions techniques et des possibilités à explorer à moyen terme sont abordées afin de répondre aux objectifs du projet et d'orienter le processus décisionnel de la municipalité de St-Hippolyte pour l'avenir du lac en Cœur.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: A NOVEL FRAMEWORK TO EVALUATE SEPTIC SYSTEM IMPACTS ON LAKE PHOSPHORUS IN DATA- SCARCE REGIONS: A CASE STUDY IN QUEBEC, CANADA

Carmen Iulia Oniga^{a*}, Elmira Hassanzadeh^{a,b}, Maria Ximena Mora Guerrero^a, Jesús Eduardo Arellano Cortes^c, Dominique Claveau-Mallet^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, Montreal, Canada

^b United Nations University Institute for Water, Environment and Health (UNU-INWEH), Hamilton, Canada

^c Université de Poitiers ENSI Poitiers: Université de Poitiers École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers, 86022 Poitiers, France

**Corresponding author: carmen-iulia.oniga@polymtl.ca*

Article soumis le 19 février 2026 à la revue « Journal of Environmental Science and Pollution Research »

Abstract

Phosphorus over-enrichment has become a major driver of lake water quality degradation worldwide. In rural areas, communities near lakes often depend on septic systems, which can be significant sources of phosphorus. However, their contribution to lake phosphorus dynamics remains poorly quantified. Existing models often assume constant inputs from these systems or account for only a limited set of controlling factors. In this study, we propose a novel modeling framework to evaluate the dynamic impact of septic systems on lake phosphorus concentrations in data-scarce regions. The framework incorporates septic system performance status, system age, distance from the lake, and soil phosphorus adsorption capacity to quantify both surface and subsurface phosphorus transport and to determine the timing at which phosphorus may reach the lake. Phosphorus concentration in the lake is simulated using a system dynamics approach, taking into account changes in lake volume and phosphorus mass, given the contribution of septic systems. The framework was applied to evaluate the impact of septic systems on the Lake en Cœur in Québec, Canada. The results indicate that the model successfully simulates the observed patterns

and captures the phosphorus variation in the lake over time, demonstrating its potential for evaluating septic system contributions in other regions.

Keywords: Lake phosphorus, Septic system P loading, Soil adsorption capacity, Conformity cases, Monte-Carlo method, System Dynamics approach

4.1 Introduction

Lakes provide enormous benefits to humans and ecosystems (Grizzetti et al., 2016). They often supply water for agricultural, municipal, and industrial uses, and support power production, navigation, recreational activities, and aesthetic enjoyment (Carpenter & Cottingham, 1997). Nevertheless, their water quality is under pressure, mainly due to excessive nitrogen and phosphorus (Kane et al., 2014; Schindler, 2006). Phosphorus is retained in lakes through biological assimilation and deposition of sediments (Correll, 1998). Over-enrichment of phosphorus often triggers algae and cyanobacteria growth, which can lead to hypoxia, or anoxia in extreme cases (Kane et al., 2014), with detrimental consequences for human and ecosystem health. Septic systems are among the potential contributors to excess phosphorus in aquatic environments (Schellenger & Hellweger, 2019). These decentralized wastewater treatment systems are widely used, particularly in rural communities worldwide (Abbassi et al., 2018). In Canada, for instance, about 15% of households rely on septic systems (Statistics Canada, 2011). In Ontario alone, 25,000 systems are installed or replaced annually. Despite their widespread use, septic systems are often overlooked as significant sources of phosphorus to tributary streams, resulting in limited monitoring and regulatory oversight (Withers et al., 2014).

Conventional septic systems consist of a septic tank and a drain field. The septic tank separates solids, which settle at the bottom, from lighter materials such as oils, fats, and greases, while the drain field treats the effluent discharged from the tank through filtration, adsorption, and biological processes that further remove chemical and microbial constituents. When a septic tank becomes full or fails, untreated or partially treated effluent may overflow and reach surface waters, potentially contaminating downstream water bodies such as lakes (Withers et al., 2014). In addition, clogging or failure of the drain field primarily affects subsurface transport, allowing effluent to infiltrate into surrounding soils and potentially impact groundwater and downstream waters (Adegoke & Stenström, 2019). The performance of septic system effluent treatment

therefore depends on multiple factors, including system design and maintenance, hydraulic loading density, local geology, soil phosphorus adsorption capacity, and the vertical separation between the drain field and the water table (Beal et al., 2005; Butler & Payne, 1995). When properly designed, installed, and maintained, septic systems operating in soils with high phosphorus retention capacity, can remove phosphorus in the unsaturated zone (Robertson, 2008). It has been reported that their retention efficiency can be as high as 99%. For instance, Robertson et al. (2012) demonstrated that phosphorus from a septic system over 20 years old was completely retained by the sand filter beneath the drain field (Robertson, 2012). In contrast, non-conforming, malfunctioning, or illegally modified septic systems can further exacerbate phosphorus inputs to downstream waterbodies (Oldfield et al., 2020). Poor onsite conditions can reduce pollutant attenuation efficiency and accelerate system degradation over time. For example, the phosphorus attenuation can drop to as low as 10-30% in subsoils with low sorption capacity (Robertson et al., 1998). In North America, it is estimated that up to one-third of soils fail to meet the requirements for drain field installation, offering suboptimal conditions to prevent pollutants from tributaries (Withers et al., 2014).

Nevertheless, limited knowledge is available about septic systems' performance and the surrounding soil and water conditions at a regional scale. For instance, there is often no comprehensive inventory of septic installations that includes their spatial distribution across watersheds, distance from waterbodies, or the proportion of failing systems or a consensus on system failure (Swann, 2001). This information is essential to estimate the phosphorus generated by septic systems and reaching streams (Oldfield et al., 2020). The actual number of defective septic systems remains unknown because these installations are not systematically inspected. Most non-conformity cases are only discovered when acute water quality or odor issues arise (Withers et al., 2014). Several models have been developed to estimate phosphorus inputs and their impact on lakes. Among these, the export coefficient method is commonly used due to its simplicity and limited input requirements (Nuno Gonçalo & Johnes, 2012). This approach uses a fixed phosphorus input per person and coefficients to estimate phosphorus loading without taking into account variability in septic system design, maintenance, soil characteristics, and environmental conditions (Nuno Gonçalo & Johnes, 2012). In some studies, the phosphorus transport model has been further improved to consider soil adsorption mechanisms using an empirical attenuation coefficient (Oldfield et al., 2020). Rakhimbekova et al. (2021) aimed for a more detailed representation of

phosphorus transport, incorporating the adsorption capacity of the soil as well as the number of septic systems and their relative distance from a lake. However, phosphorus input from the systems was estimated using a fixed value (Rakhimbekova et al., 2021). To the best of our knowledge, none of the reviewed models account for dynamic phosphorus loading from septic systems, considering septic system failures and aging, which influence the timing and magnitude of phosphorus reaching lakes.

In this study, we proposed an integrated modeling framework to assess phosphorus loads from an ensemble of septic systems, considering the household, septic system and watershed characteristics. Since the exact locations and compliance of individual systems are confidential, we used a scenario-based approach for individual septic systems, incorporating their age, failure risk, distance from the lake, and local soil phosphorus adsorption capacity. These scenarios informed phosphorus input to the lake model, which simulated phosphorus concentrations using a System Dynamics approach (SD) approach (Forrester, 1994; Winz et al., 2009; Zammali et al., 2021). This framework was implemented to model phosphorus loads in the Lake en Cœur, located in Quebec, Canada, which is surrounded by septic systems.

4.2 Study area

The Lake en Cœur watershed, with an area of approximately 1.70 km², is located in the municipality of St-Hippolyte in the Laurentian region of Quebec, Canada. The annual precipitation in the watershed is around 1200 mm, and the annual temperature is approximately 4.4°C, aligning with the regional averages (Government of Canada, 2025; Herischi et al., 2018). The key water body in this watershed is the Lake en Cœur with an area of 0.44 km² (see Figure 4.1). Lake en Cœur supports various recreational activities as well as natural ecosystems. The lake is home to several fish species, such as brook trout and other salmonids. These species are highly sensitive to decreases in oxygen concentration, which can result from the deterioration of water quality (Herischi et al., 2018). The watershed lies within the territory of the Laurentian Biology Station, and benefits from a provisional status as a biodiversity reserve. The Biology Station is used for educational and research purposes (Herischi et al., 2018). This status protects the area from extensive urban development, forestry activities, hydraulic exploitation, as well as mining, gas, and oil operations, in order to preserve the established natural environments. Currently the basin is

predominantly covered in forests (67%). In terms of human activities, there are numerous houses, located close to the lake's perimeter (see Figure 4.1), which rely on septic systems for wastewater treatment. Indeed, out of the 108 houses, 100 are situated less than 100 meters from the lake (Herischi et al., 2018). As the population density around the lake relative to its surface area is considerable, there has been questions on the role of septic systems in altering natural phosphorus concentration in the lake.

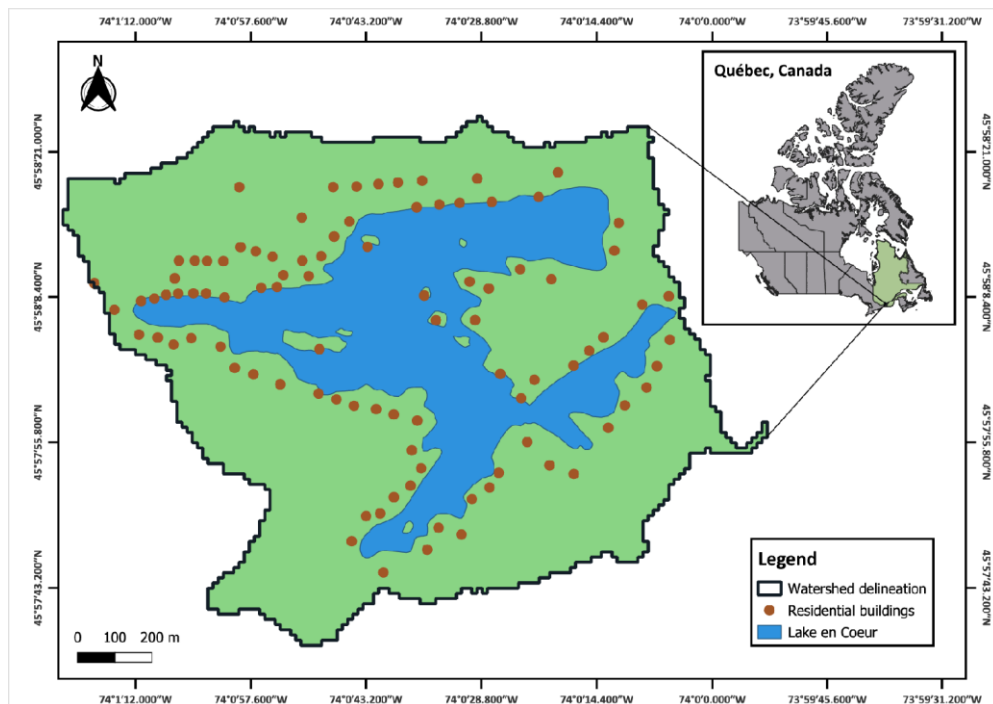


Figure 4.1 Lake *en Cœur* watershed and lake in Quebec, Canada. Septic systems surrounding lake are shown with dots.

In particular, the degradation of lake water quality since 2003 increased concerns on the impact of septic systems on lake water quality (St-Hippolyte Municipality, 2025). As a result, an inspection program conducted between 2007 and 2016 found that approximately 12% of septic systems were noncompliant among the 78% of systems that were inspected (Herischi et al., 2018). While the lake's phosphorus concentrations since 2006 can be obtained from the local lake monitoring website, it should be noted that the sampling has not been continuous and contains missing years. Nonetheless, the average phosphorus concentration was about $6.7\mu\text{g/L}$ in 2001 and $7.3\mu\text{g/L}$ in

2019 (Government of Canada, 2025). While the phosphorus concentration is still below the oligotrophic threshold (10 µg/L) set by the Government of Quebec to preserve the health of lakes with natural concentrations, increases in the concentration has raised questions to determine the impact of septic systems on lake water quality (Berryman, 2006).

4.3 Materials and methods

4.3.1 Rationale

Estimating phosphorus input into lakes requires understanding how septic systems function and how phosphorus from these installations is transported to the lake. As previously noted, the effectiveness of a septic system depends on both the tank and drain field, but obtaining detailed information on these components is challenging (Swann, 2001). In most regions, no legal authority monitors or records septic systems, making it difficult to assess their functionality or maintenance history (Withers et al., 2011). In Québec, for instance, municipal involvement in septic system oversight varies widely. While some municipalities directly manage pumping and strictly enforce provincial guidelines, others place responsibility on property owners and lack structured inspection programs for tanks and drain fields (Mansour & Claveau-Mallet, 2022). This regulatory inconsistency contributes to incomplete and fragmented septic system records across the province. Once phosphorus reaches the soil, its retention depends on characteristics such as soil adsorption capacity, which is often not well studied regionally. Another critical factor is the distance phosphorus travels through the soil before reaching a waterbody. Limited information about the location of individual septic systems and their proximity to lakes further complicates compliance assessments with guidelines (Government of Quebec, 2025b).

One way to address these uncertainties is their incorporation into the models through plausible scenarios representing a range of real conditions (Käki et al., 2014). The proposed framework for estimating phosphorus input to lakes using a scenario-based approach is presented in Figure 4.1. This framework considers three key components: (1) septic system conformity cases, (2) household information, and (3) soil characteristics between septic systems and the lake. Each component includes variables that are either directly measured/estimated or explored through scenarios. Conformity cases are based on septic system performance and distance from the lake. Conforming (or well-functioning) systems typically retain phosphorus in the soil, contributing only delayed

underground loads to the lake, depending on soil retention capacity and system age. In contrast, nonconforming (deficient, poorly maintained or too close to shoreline) systems can generate both surface and underground phosphorus inputs due to tank overflows or clogged drain fields. Surface phosphorus loading reaches the lake rapidly via the quickest pathway, whereas underground phosphorus transport is delayed by soil sorption and hydrogeological processes. Proximity to the lake amplifies risk; systems located near the shore (e.g., 3 m) pose higher contamination potential than those farther away (e.g., 15 m), as recommended by provincial regulations (MDDELCC, 2015). Together, system performance and distance define the conformity cases in Figure 4.2.

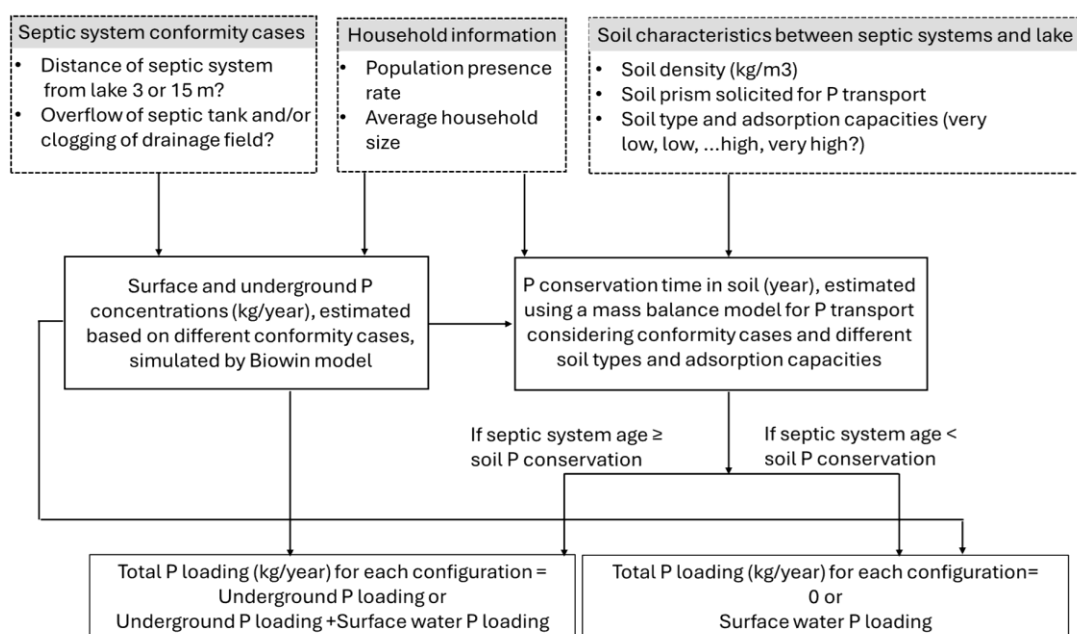


Figure 4.2 Framework to estimate the phosphorus loading from septic systems to downstream lakes, considering septic system conformity cases, household information, as well as soil characteristics. Comparisons between soil phosphorous conservation time and septic system age determines the time of underground phosphorus to the lake.

Household information, such as average household size in municipalities and occupancy rates, determine the influent to septic systems and is typically available from census reports. Soil characteristics play a critical role in underground phosphorus transport and must be determined through laboratory tests. However, due to high soil heterogeneity, it is impractical to sample every

The diagram illustrates the dynamics of Lake P, divided into two main stocks: **Lake P mass** and **Lake P volume**.

- Lake P mass** receives inputs from **Forest P**, **Atmospheric P**, **Surface P from septic systems**, and **Underground P from septic systems**. It has an output **Particular P settling** and an **Outflow P** to the **Lake P volume**.
- Lake P volume** receives inputs from **Precipitation rate**, **Lake precipitation**, **Surface water from septic systems**, and **Groundwater from septic systems**. It has outputs for **Evaporation rate**, **Lake evaporation**, and **Outflow**.
- Feedback loops** involve **Household information** and **Septic conformity cases**, which influence both the mass and volume stocks through septic system inputs.
- Watershed dynamics** include **Watershed runoff**, **Watershed actual evapotranspiration**, **Infiltration**, and **Soil characteristics**, which interact with the lake's volume and mass.

Figure 4.3 Integrated lake water phosphorus concentration model, incorporating surface and underground phosphorous and discharge from septic systems.

4.3.2 Phosphorus loading from septic systems

Considered conformity cases

Table 4.1 summarizes eight conformity cases, given the performance of the septic tank, the drain field, and the distance from the lake. Under the Conforming Septic System (CSS) case, a portion of the influent phosphorus is removed through settling and precipitation in the septic tank, and the treated wastewater is then infiltrated into the soil through the drain field, where the dominant process for phosphorus attenuation is sorption (Lusk et al., 2017). Therefore, water flow is exclusively underground. Non-conforming cases, Septic Tank Overflow (STO) and/or Clogged Drain Field (CDF), generate surface flows in addition to underground phosphorus.

Table 4.1 Considered eight conformity cases based on septic system performance and distance from the lake. CSS means conforming septic system; STO indicate septic tank overflow, CDF implies clogging of drain field; STO & CDF means septic tank overflow and clogging of drain field; 3 and 15 beside these cases represent the distance of septic system from the lake

Conformity cases	Septic Tank overflow	Clogged drain field	Distance from lake
CSS15	No	No	15
STO15	Yes	No	15
CDF15	No	Yes	15
STO15 & CDF15	Yes	Yes	15
CSS3	No	No	3
STO3	Yes	No	3
CDF3	No	Yes	3
STO3 & CDF3	Yes	Yes	3

Phosphorus concentrations in septic system effluent for each conformity case are estimated using a mass balance approach (Equation 4.1). Figure 4.4 presents the main phosphorus fluxes, where red arrows represent phosphorus input and green arrows represent phosphorus retention.

$$F_{total} = F_{surface} + F_{underground} \quad (4.1)$$

Surface phosphorus flux is computed using Equation 4.2:

$$F_{surface}(or F6) = F2 + F4 - C3 \quad (4.2)$$

where C3 represents phosphorus retained by the riparian buffer zone. F2 is the phosphorus load from septic tank overflow, and F4 is the phosphorus load from surface drain field overflow. Both F2 and F4 are zero for CSS15 and CSS3. In STO3 and STO15 cases, F2 is non-zero, whereas in CDF3 and CDF15, F2 is zero. When both CDF & STO occur (STO3 & CDF3 or STO15 & CDF15), F2 and F4 are non-zero. Depending on buffer efficiency, $F_{surface}$ may be zero or negative, indicating complete phosphorus retention. Underground phosphorus flux is computed using Equations 4.3 and 4.4 for all conformity cases

$$F3 = F1 - F2 - C1 \quad (4.3)$$

$$F_{underground}(or F5) = F3 - F4 - C2 \quad (4.4)$$

where C1 represents phosphorus removal in the septic tank through precipitation and biological processes, and C2 represents phosphorus removal in the drain field through biological processes.

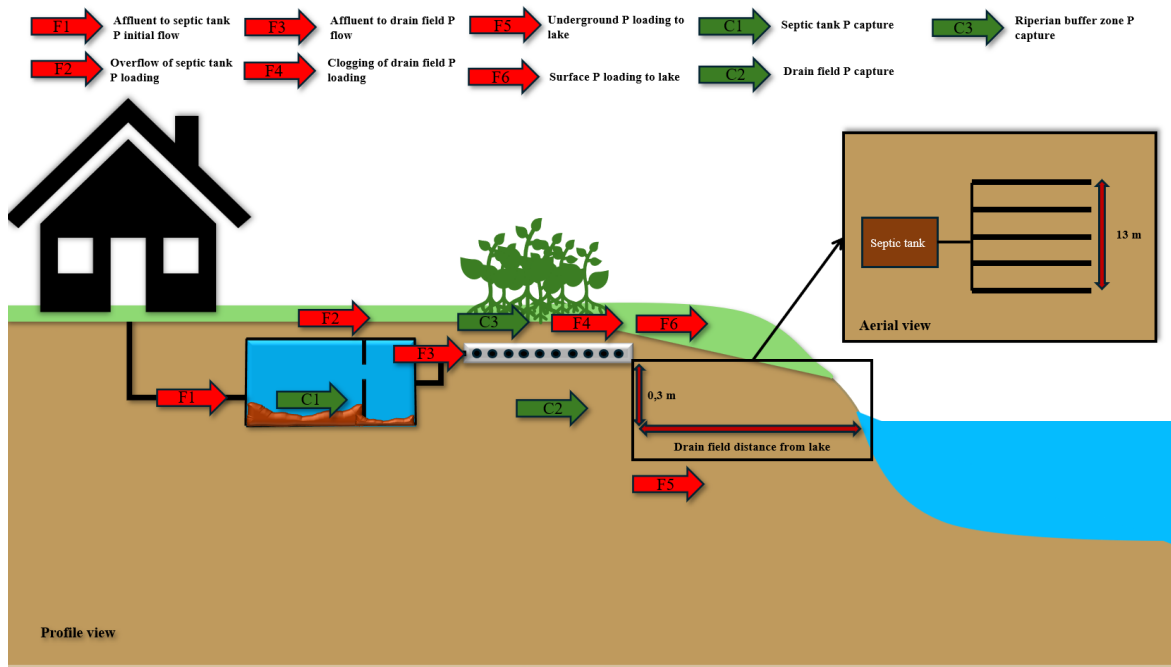


Figure 4.4 Phosphorus input (red arrows) and retention (green arrows). Soil prism is shown, which is solicited for P transport from base of drain field to lake given the distance of system from it.

Phosphorus concentrations in septic tank effluent (F3) were estimated using BioWin software (Liwerska-Bizukojs & Biernacki, 2010). Although not specifically designed for decentralized wastewater treatment systems, BioWin can simulate key processes such as sedimentation and phosphorus removal through biomass assimilation, represented by an ideal clarifier (Reshma et al., 2022). To ensure a conservative estimate, a phosphorus removal efficiency of 55% was assumed for C1, compared to the 60–80% total suspended solids removal efficiency reported by (Siegrist, 2017). However, most of the phosphorus in domestic wastewater is dissolved rather than particulate (between 70-85%) (Mechtensimer & Toor, 2016), which indicates that the 55% removal efficiency in the tank does not affect most of the dissolved phosphorus, but rather the particulate phosphorus. Thus, most dissolved phosphorus isn't removed in the tank, but in the drain field and vadose zone (Mechtensimer & Toor, 2016). Phosphorus flux associated with septic tank overflow (F2) was simulated using a discharge of 150 L/d to represent a significant hydraulic shock.

The drain field was modeled by considering phosphorus removal through biological treatment in the unsaturated zone beneath the distribution pipes (C2). Drain field effluent was also simulated using BioWin, with the septic tank effluent concentration (F3) used as the model input.

Figure 4.5 illustrates the estimated underground and surface phosphorus loadings from septic systems across the eight conformity cases. Since the phosphorus mass entering the system is identical in all cases (Equation 4.1), conforming septic systems (CSS15 and CSS3) exhibit the highest underground loading, as all phosphorus is transported through subsurface pathways rather than surface flows. In contrast, cases where septic tank overflow and drain field clogging occur simultaneously (CDF3 & STO3 or 15), show the highest surface phosphorus loadings. As previously noted, when surface loading is negative, it means no overflow caused by non-conformities, but plants still draw a certain amount, which brings the value into the negatives. In the following section, we quantify the time required for underground phosphorus to reach the lake.

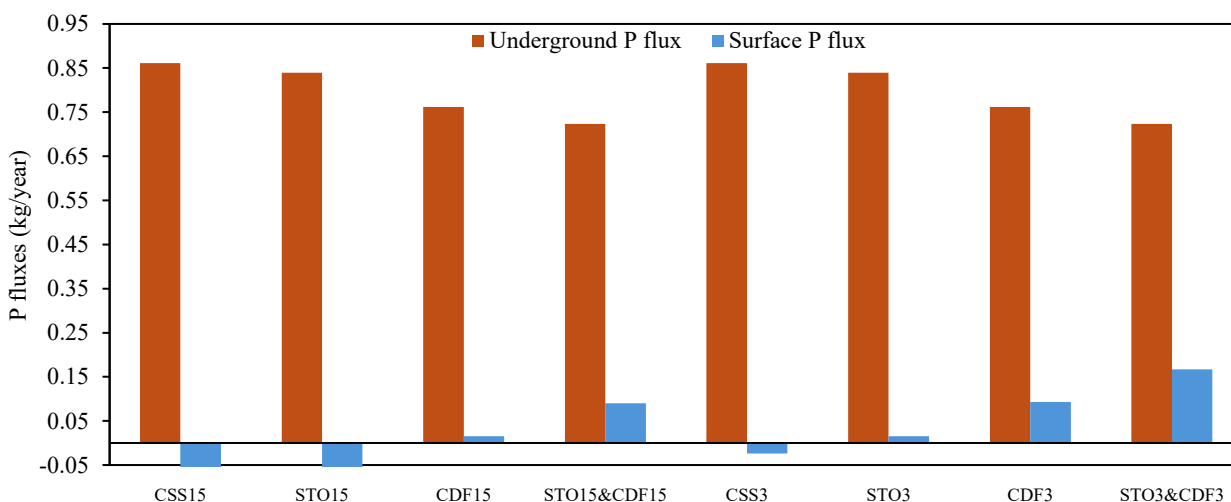


Figure 4.5 Surface and underground phosphorus loading based on eight conformity cases, given septic system performance and distance from lake.

The underground fluxes from Figure 4.5, when converted, represent septic system effluent concentrations ranging between 3.4 mg P/L to 3.8 mg P/L (see Table 4.5) which are consistent with septic system effluent values found in the literature ranging from 1 to 6 mg P/L (Roberston, 2021), and can vary as much as between 2.90 mg P/L and 39.5 mg P/L (Iverson et al., 2022).

Soil characterization

As previously noted, the first recipient of phosphorus after it exits the septic system is the unsaturated soil portion, known as the vadose zone, located directly beneath the drain field. Several processes contribute to phosphorus attenuation, notably sorption, which includes phosphorus precipitation with ions such as aluminum, calcium, or iron, as well as direct adsorption onto soil particles. These two processes are generally difficult to distinguish and quantify separately since they occur simultaneously. Adsorption is usually rapid at first and eventually reaches a plateau as adsorption sites become occupied by phosphate ion fixation on the surface of soil grains. Adsorption contributes to the removal of phosphorus at the septic system's outlet and helps mitigate its loading toward tributaries (Lusk et al., 2017). Therefore, it is necessary to evaluate soil adsorption capacity. For this purpose, a soil sampling campaign was conducted in the study area. To obtain samples within a restricted radius around the lake, access to private properties was required, which was limited by participation from local residents. In total, six soil samples were

collected around the lake, uniformly distributed along the watershed perimeter to ensure representative spatial coverage. Samples were obtained by direct coring at a depth of approximately 30 cm beneath the topsoil layer, which was removed beforehand.

To quantify soil adsorption capacity, sorption isotherm tests were conducted to assess the natural ability of the samples to retain phosphorus on their surface (Murphy et al., 2023). The tests followed the ASTM D4646-16 standard protocol, which involves placing the soil in contact with an aqueous solution containing a known phosphorus concentration and quantifying its sorption affinity. Multiple samples can be tested simultaneously and classified according to their performance (ASTM International, 2023). The soil samples in aqueous solution are then placed in an agitation device to expose all adsorption sites. The phosphorus concentration after agitation is then recorded and compared to the known initial concentration. These tests were conducted in the CREDEAU laboratory of Polytechnique Montréal. Although the ASTM D4646-16 standard provides a good initial framework for quantifying the adsorption capacity of the samples, the protocol had to be adapted to the needs of the project. The standard dictates an agitation time of 24 hours, assuming equilibrium is reached after this period. However, after several preliminary tests, it became evident that sorption equilibrium was far from being achieved within 24 hours. While adsorption is very rapid at first, it slows down after these initial 24 hours, making it necessary to measure phosphorus concentration over several days to observe stabilization. Thus, the sorption equilibrium time was determined for each sample in preliminary tests before launching the main experiment with the pre-established agitation duration. Sorption equilibrium was reached after approximately three days for some soils and up to five days for others.

The agitation device was also determined through preliminary tests based on soil performance between the rotating agitator or the agitation bench. The rotating device, as suggested by the standard, can only hold a volume of 40 mL of phosphate aqueous solution and 2 g of substrate. However, four out of the six soils were so effective at retaining phosphorus that the contaminant present in such a small volume was entirely adsorbed by the samples in less than a day in some cases. It was therefore necessary to place 2 g of soil in contact with a much larger volume of phosphate solution, 200 mL instead of 40 mL, to measure a residual phosphorus concentration after the established agitation period. The agitation bench was then the best choice of device to conduct the tests. To construct sorption isotherm curves, five known phosphorus concentrations were selected for the aqueous solutions used with each soil sample. Using a range of concentrations

provides sufficient data points to characterize the sorption behavior and fit the isotherm curves. We then classified the surrounding soil types into adsorption-capacity classes. The soils were grouped into six categories: very low adsorption (VLA), low adsorption (LA), medium adsorption (MA), medium–high adsorption (MHA), high adsorption (HA), and very high adsorption (VHA).

To assess whether septic systems release underground phosphorus into the lake at a given stage of their lifespan, the soil phosphorus conservation time was compared with septic system age. As previously noted, conservation time depends on soil adsorption capacity and the characteristics of the soil transport prism. The conservation time is a conversion of the notion of contaminant delay in hydrogeology (Fetter et al., 2018). Soil adsorption capacity was therefore converted into a conservation time, enabling direct comparison with septic system age. A phosphorus mass balance was carried out to convert batch test results into conservation time (years) representing the time during which the soil can retain phosphorus before the plume reaches the lake. It is assumed that the phosphorus mass exiting the septic system is equal to the mass migrating between the drain field and the lake, as expressed in Equation 4.5. Because adsorption is a partitioning process between liquid and solid phases, it delays phosphorus transport without reducing the total contaminant mass (Fetter et al., 2018). Accordingly, the mass of phosphorus exiting the septic system ($m_{P \text{ wastewater}}$) is assumed to be equal to the mass of phosphorus stored in the soil ($m_{P \text{ soil}}$):

$$m_{P \text{ wastewater}} = m_{P \text{ soil}} \quad (4.5)$$

This mass balance can be expressed as:

$$C_p \cdot Q_{eff} \cdot t_{conservation} = V_{soil} \cdot \rho_{soil} \cdot q_{ads} \quad (4.6)$$

$$t_{conservation} = \frac{V_{sol} \cdot \rho_{sol} \cdot q_{ads}}{C_p \cdot (Q_{aff} \cdot OR)} \quad (4.7)$$

where C_p is the septic system's effluent phosphorus concentration with an initial affluent concentration of 6.5 mg P/L as assumed for typical domestic wastewater composition, Q_{eff} is the septic system effluent flow, $t_{conservation}$ is the phosphorus conservation time in the soil, V_{soil} is the soil volume involved in phosphorus transport to the lake, ρ_{soil} is the soil density equal to 1800 kg/m³, and q_{ads} is the soil's phosphorus adsorption capacity, OR is the occupancy rate of the watershed.

The variable V_{soil} was calculated based on length, depth, and width of the soil prism, as shown in Figure 4.4. The length corresponds to 15 m or 3 m distance from the lake and represents the horizontal migration distance. The depth is a calibration parameter representing the vertical leaching depth (vertical migration) of phosphorus in the unsaturated portion of the soil which was fixed at 0.3 m below the drain field. The leaching depth, though determined through calibration, is also consistent with the high initial treatment of phosphorus exiting the drain field occurring at a depth of approximately 30.5 cm which represents the depth where most sorption processes occur (Mechtensimer & Toor, 2017). These migration distances represent the typical shape of the plume exiting the drain field characterised by a vertical leaching followed by a horizontal migration towards the lake (Robertson et al., 2019).

The width of the prism corresponds to the width of the drain field unit. According to local Q-2, r. 22 guidelines, the dimensions of the drain field varies based on the number of bedrooms in a dwelling, which dictates the required infiltration area (MDDELCC, 2015), as shown in Table 4.2. However, as it is almost impossible to determine the number of bedrooms in each dwelling, an average infiltration width, representative of all building types, is determined. For this purpose, by knowing the minimum required infiltration area, dimensions were determined for each residency case in Table 4.2.

Width for each residency case was divided by the average number of inhabitants per household, i.e., 2.3 in the municipality of St-Hippolyte (Statistics Canada, 2021) to find the width required per person. An arithmetic mean was then conducted for each bedroom case, then another to determine the mean width required for all house configurations resulting in an average width of 5.65 m/capita for the drain field. By multiplying 5.65 m/person by 2.3, a width of 13 m for the drain field is obtained, as shown in Figure 4.4, which accounts for all possible dwelling configurations whether it be a larger or smaller dwelling (MDDELCC, 2015).

Table 4.2 Minimum required drain field infiltration area according to number of bedrooms per household

Dwelling		
Number of bedrooms	Daily flow (L/d)	Minimum available infiltration surface area (m²)
1	0-540	80
2	541-1080	120
3	1081-1620	180
4	1621-2160	240
5	2161-2700	300
6	2701-3240	360

Given the average 2.3 habitants per household in the municipality of St-Hippolyte and an average wastewater generation of 270 L/person/day in Quebec (Quebec Ministry of the Environment, 2013), the calculated septic system inflow rate is 621 L/day per dwelling. This value represents Q_{eff} in Equation 4.6 (or $F1$ in Equation 4.3), as the incoming flow is assumed equal to the outgoing flow. By having the values for these variables in Equation 4.6, conservation time is found for 48 configurations (eight conformity cases with six soil types).

By comparing soil phosphorus conservation time with septic systems age, it is possible to determine when a system contributes underground phosphorus to the lake under different configurations. Figure A.2Figure A.1 in the Appendix A shows the age distribution of existing septic systems in the area, provided by the municipality without revealing their location due to confidentiality concerns. If a septic system is more recent than the soil conservation time, underground phosphorus remains sequestered in the soil through sorption, and its transport is delayed. When a septic system is older than the soil conservation time, it contributes underground phosphorus to the lake. Regardless of underground phosphorus, any non-conformity in the system (e.g., clogging) results in surface phosphorus reaching the lake rapidly via preferential pathways. This relation can be described as Equation 4.8:

$$P_{total}(t) = \begin{cases} 0 \text{ or } P_{surface}, & \text{Septic age}_t < \text{Conservation time} \\ P_{underground} \text{ or } P_{surface} + P_{underground}, & \text{Septic age}_t \geq \text{Conservation time} \end{cases} \quad (4.8)$$

$P_{surface}$ and $P_{underground}$ depend on the septic system conformity cases, household information, and soil characteristics between septic systems and the lake. As previously noted, although the total number (127) and age of septic systems (Figure A.1) surrounding the lake are available, the exact locations of individual systems and their conformity status are not disclosed due to confidentiality. Consequently, the soil type associated with each septic system cannot be directly determined. This limitation is common across many municipalities due to data gaps or confidentiality constraints in residential areas. To address this issue, we estimated the number of septic systems within each soil type by counting dwellings located in zones of homogeneous soil properties. These zones were delineated as six polygons representing different phosphorus adsorption capacities, derived using Thiessen polygons (Figure A.2). To account for uncertainties related to both system conformity and soil-type assignment, we employed a Monte Carlo sampling approach. In this framework, system conformity (X_1) and soil type (X_2) were treated as categorical random variables.

Monte Carlo methods allow deterministic models to incorporate uncertainty by running multiple realizations, each obtained by sampling uncertain inputs from predefined probability distributions. After a sufficient number of realizations, model outputs can be statistically analyzed to estimate expected behavior, variability, and other characteristics (Scharffenberg & Kavvas, 2011). Based on preliminary analyses and consultations with local authorities and given that initial inspections found 88% of systems to be conforming among the 78% inspected, we assumed that 80% of existing septic systems are conforming (CSS15), corresponding to an 80% probability that an individual system complies with regulations. The remaining 20% of systems are assumed to be nonconforming, with each of the seven nonconformity cases assigned an equal probability (i.e., approximately 2.9%). The spatial distribution of soil types was derived from the relative area of each soil-type polygon, yielding weighted probabilities for soil-type assignment. Hence, X_1 and X_2 were modeled using categorical (multinoulli) distributions (Goodfellow et al., 2016):

$$X_1 \sim \text{Categorical}(p^{(1)}), p^{(1)} = (0.80, 0.03, 0.03, 0.03, 0.02, 0.03, 0.03, 0.03), \quad (4.9)$$

$$X_2 \sim \text{Categorical}(p^{(2)}), p^{(2)} = (0.20, 0.19, 0.09, 0.16, 0.19, 0.17) \quad (4.10)$$

The categories for X_1 and X_2 were defined using cumulative probability intervals, see Table 4.3 and Table A.6. At each model realization, a random number R was drawn from a uniform

distribution $U(0,1)$ to assign each septic system to a conformity category and a soil type. For instance, a sampled value of $R = 0.35$ assigns a system to the CSS15 category, whereas $R = 0.87$ assigns it to the CDF15 category (see Table 4.3). The same procedure was applied to soil-type assignment. Conformity case and soil type is attributed once at the beginning of each realization and remained fixed throughout the simulation period. The combination of these attributes determines the phosphorus transport and retention characteristics of each system, as defined in Equation 4.7. The model then computes annual surface and underground phosphorus exports, aggregating them into the lake phosphorus mass time series during the simulation period of 1984–2022. The surface and underground water from septic systems are also input to the lake water volume module.

Table 4.3. Eight conformity case categories and the cumulative weighted probability of occurrence

Conformity categories	Probability of occurrence
CSS15	[0, 0.80]
STO15	[0.80, 0.83]
CDF15	[0.83, 0.86]
STO15&CDF15	[0.86, 0.89]
CSS3	[0.89, 0.91]
STO3	[0.91, 0.94]
CDF3	[0.94, 0.97]
STO3&CDF3	[0.97, 1.0]

This procedure was repeated across 1,000 Monte Carlo realizations given the computational constraints, each representing a distinct spatial configuration of conformity and soil-type assignments. By resampling X_1 and X_2 across realizations, the framework captures uncertainty and spatial variability in phosphorus contributions while preserving the deterministic temporal dynamics of the model (Yang & Chen, 2023). The Monte Carlo sampling was applied spatially rather than temporally; therefore, system attributes did not change every year within a given realization. This approach allowed robust estimation of expected phosphorus loads and their

variability while maintaining the model's temporal structure and focusing uncertainty analysis on spatial heterogeneity.

Phosphorus contributions from forest

In addition to septic systems, the lake receives natural phosphorus inputs from surrounding forested areas. We used the export coefficient method (Reckhow et al., 1980) Equation 4.11 to find the annual phosphorus loading P_{forest} (g) to the lake.

$$P_{forest} = C_{forest} \cdot A_{forest} \quad (4.11)$$

where C_{forest} is the export coefficient from forests ($\text{gP m}^{-2} \text{yr}^{-1}$), and A_{forest} the surface area of the forested zone in the watershed (m^2). The export coefficient of $0.0024 \text{ gP m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ is assumed based on (Brylinsky, 2004; Reckhow et al., 1980).

Lake integrated model

The integrated lake model was developed using mass balance equations for phosphorus (Equation 4.12) and water (Equation 4.13), explicitly accounting for septic system inputs as shown in Figure 4.4. The annual phosphorus mass in the lake is found by:

$$P_{lake}(t) = \int_{t_0}^t P_{septic\ system}(t) + P_{forest}(t) + P_{atmosphere}(t) - P_{sedimentation}(t) - P_{outflow}(t) dt \quad (4.12)$$

where $P_{septic\ systems}$ is the total P from the septic system, P_{forest} is P from the forests estimated using Equation 4.11, $P_{atmosphere}$ is the atmospheric P on the lake, and $P_{sedimentation}$ is the sedimentation at the bottom of the lake, $P_{outflow}$ the P outflow from lake in kg. $P_{atmosphere}$ stems from sources such as soil dust, deserts, marine aerosols, volcanic ash, biomass combustion, coal burning. These phosphorus particles are deposited on the lake through precipitation (Tipping, Benham, Boyle, Crow, Davies, Fischer, Guyatt, Helliwell, Jackson-Blake, Lawlor, Monteith, Rowe, et al., 2014). Atmospheric phosphorus deposition is assumed to be approximately $0.014 \text{ gP m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Brylinsky, 2004).

Sediments act as a phosphorus sink by sequestering phosphorus and reducing its concentration in the water column. If orthophosphates bind to crystallized iron oxides, aluminum oxides, or calcium

oxides, for instance, the resulting precipitate will be very difficult to break down, and phosphorus is likely to remain in an insoluble form in the sediments due to the strong affinity of these compounds for phosphate ions (Dapeng et al., 2011). Consequently, sedimentation is included in the phosphorus mass balance. Following Brylinsky (2004), and in the absence of site-specific measurements, $P_{sedimentation}$ is treated as a calibration parameter (Kennedy, 1999). Parameters required to quantify phosphorus sedimentation, such as settling velocity, are often time-consuming and impractical to measure in situ; therefore, calibration is commonly adopted in water-quality modeling studies (McIntyre & Wheeler, 2004). The proportion of particulate and soluble phosphorus was integrated into calibration. A fraction of atmospheric phosphorus, forest-derived phosphorus, and surface phosphorus from septic systems were assumed to be primarily particulate, capable of settling in the sediments without contributing to water column concentrations, and where thus set as a negative flux ($P_{sedimentation}$ in 4.12). In contrast, underground phosphorus inputs from septic systems were assumed to consist entirely of soluble orthophosphates ($P_{septic\ system}$ in 4.12). Particulate phosphorus is largely retained in the septic tank, so only the remaining soluble fraction reaches the lake through underground pathways. Thus, $P_{septic\ system}$ quantifies the soluble phosphorus speciation (orthophosphates), and $P_{sedimentation}$ quantifies the particulate phosphorus speciation. Through calibration, it was found that around 47% of the phosphorus from septic systems surface runoff, forests and atmosphere is particulate and settles at the bottom of the lake. Lake phosphorus concentrations were then calculated by dividing the total phosphorus mass in the water column by the lake volume, enabling comparison with provincial guidelines and assessment of water quality. Annual lake water volume S_{lake} in m^3 was calculated using Equation 4.13:

$$S_{lake}(t) = \int_{t_0}^t S_{Watershed\ runoff}(t) + S_{septic\ system\ surface\ flow}(t) + S_{septic\ system\ groundwater\ flow}(t) + S_{Precipitation}(t) - S_{lake\ evaporation}(t) - S_{lake\ outflow}(t) dt \quad (4.13)$$

For this purpose, $S_{Watershed\ runoff}$ (m^3) to the lake was estimated considering the basin's characteristics, precipitation, infiltration, and actual evapotranspiration (AET) over the basin. The AET was calculated using the Budyko framework (Yao et al., 2017) and Equation 4.15, with the reference evapotranspiration (ET_0) estimated using the Hargreaves equation (Berti et al., 2014), and Equation 4.14.

$$ET_0 = 0,0023 \cdot (T_{max} - T_{min})^{0,5} \cdot (T_{mean} + 17,8) \cdot R_a \quad (4.14)$$

$$\frac{AET}{P} = \left[\frac{ET_0}{P} \cdot \tanh\left(\frac{ET_0}{P}\right)^{-1} \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{ET_0}{P}\right)\right) \right]^{0,5} \quad (4.15)$$

where T_{max} , T_{min} , T_{mean} are daily maximum, minimum, and mean temperature ($^{\circ}\text{C}$), R_a (mm/d) is the extraterrestrial radiation, AET is the actual evapotranspiration (mm/y), and P is annual precipitations (mm/y).

Septic system contributions ($S_{septic\ system\ surface\ flow}$ and $S_{septic\ system\ groundwater\ flow}$ in m^3) were found based on the septic system module, previously explained, accounting for conformity, household information, and soil conditions. $S_{precipitation}$ (m^3) over the lake was found considering the rate of precipitation in mm and lake area over time. Similarly, $S_{lake\ evaporation}$ in m^3 was found based on lake area and the rate of evaporation in mm/d using the Meyer formula (Meyer, 1999) as per Equation 4.16.

$$Ev = K_M \cdot (e_w - e_a) \cdot \left(1 + \frac{u_9}{16}\right) \quad (4.16)$$

where $K_M = 0.50$ (small and shallow lake adjustment), e_w and e_a are saturated and air vapor pressure at the lake's surface (mmHg), and u_9 is the monthly mean wind speed at 9 m (km/h).

The $S_{lake\ outflow}$ from Lake en Cœur was not directly available, so it was estimated based on the outflow rate data from a neighboring lake (Lake Croche, St-Hippolyte, Québec) with similar characteristics and climate regime. The required precipitation and temperature data were obtained through the St-Hippolyte climate station (ID 7037310) located at ~ 2 km from the lake. This station did not provide wind speed and relative humidity for the lake evaporation estimation; thus, they were found other close by stations (IDs 7035290 and 7025251). While the period of 1984-2022 was selected to simulate the lake volume and lake phosphorus due to climatic data availability, the only available data for model calibration was lake phosphorus between 2002 and 2022 with some years of data lacking throughout. Equation 4.13 was computed at every time step with the only recorded measured lake volume ($1\ 347\ 000\ \text{m}^3$) serving as initial condition. This value was derived from a previous study where the lake's volume was first estimated (Herischi et al., 2018).

4.4 Results

4.4.1 Soil characteristics

Collected soil samples were analyzed to determine their adsorption capacities by measuring the residual phosphorus concentration in solution at equilibrium. Residual phosphorus concentration

was then used to draw isotherm curves which allow to find adsorption capacity for each sample. To determine which model best describes phosphorus sorption, three isotherm models of Henry (linear), Freundlich, and Langmuir were initially evaluated (Murphy et al., 2023). The Langmuir model showed the best fit for all soil samples, with the highest R^2 (see

Table 4.4) and was used to estimate the soil phosphorus sorption capacity based on septic system effluent.

Table 4.4 Pearson correlation coefficients (R^2) for the fit of three phosphorus sorption isotherm models Henry, Freundlich, and Langmuir

Soil type	Henry	Freundlich	Langmuir
VLA	0.88	0.94	0.97
LA	0.95	0.96	0.98
MA	0.92	0.86	0.92
MHA	0.88	0.98	0.99
HA	0.87	0.974	0.98
VHA	0.82	0.975	0.99

As can be seen in Figure 4.6Figure 4.1, the isotherm curves exhibit the typical Langmuir pattern, characterized by a plateau at the maximum adsorption capacity. These results are based on the model's assumptions: (1) monolayer adsorption, (2) homogenous distribution of adsorption sites, (3) constant adsorption energy, and (4) negligible interactions between adsorbed molecules (Wang & Guo, 2020). Significant variability in adsorption capacities was observed among soil samples surrounding the lake, corresponding to the previously defined classes: VLA, LA, MA, MHA, HA, and VHA. It is also noteworthy that the most effective soil has an exceptionally high maximum adsorption capacity, reaching nearly 3500 mg P/kg of substrate. This type of soil plays a crucial role in delaying the phosphorus plume and can significantly contribute to contaminant sequestration. Conversely, the least effective soil has a maximum adsorption capacity nearly ten times lower (400 mg of P/kg of substrate).

The sorption of a contaminant onto a solid depends on the properties of both the sorbate (phosphorus) and the sorbent (the solid). Factors such as the sorbent's surface area, electrostatic charge, organic matter content, and pH influence sorption processes (Strawn, 2021). Batch studies using phosphorus as the sorbate and various sorbents have shown that the Langmuir isotherm often best describes phosphorus adsorption behavior and allows estimation of the maximum sorption capacity. Cui et al. (2008) demonstrated that certain physicochemical properties of sandy soils significantly impact phosphorus adsorption, notably the calcium and magnesium ion content, porosity, hydraulic conductivity, or grain size (Cui et al., 2008). Similarly, in our study, variability among soils was high, reflecting heterogeneity in sorbent properties, with a maximum adsorption capacity of 3305 mg P/kg, comparable to that of turf sorption capacity found in a study of 4243 mg P/kg (Cui et al., 2008).

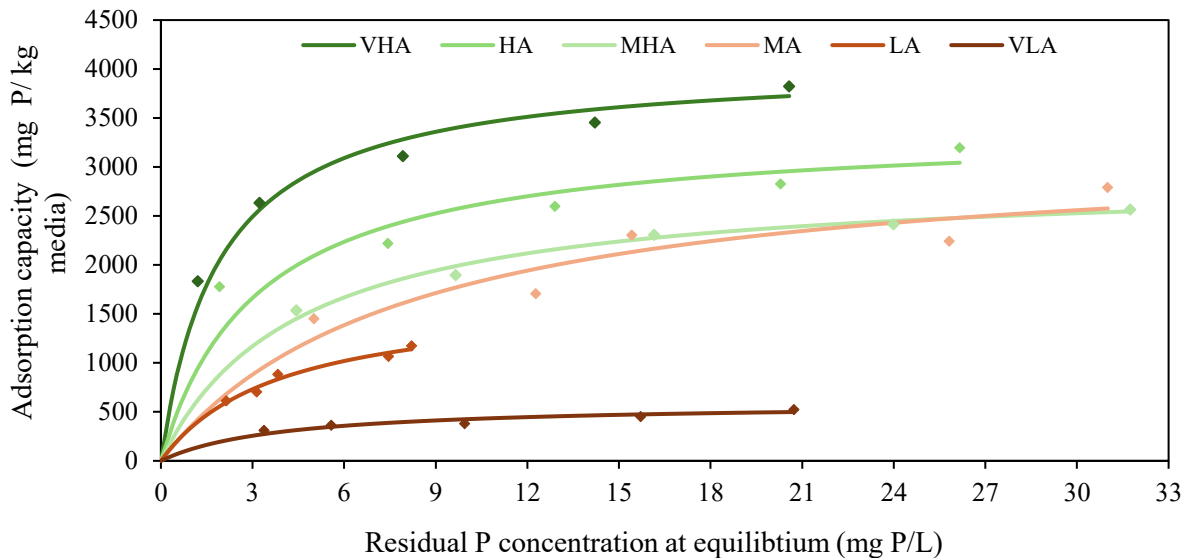


Figure 4.6 Langmuir isotherm for tested soil samples $n = 6$, constructed based on estimated sorption capacity and residual phosphorus concentration for six soil types surrounding the lake: very low adsorption (VLA), low adsorption (LA), medium adsorption (MA), medium high adsorption (MHA), high adsorption (HA) and very high (VHA) adsorption given their capacities.

Based on these adsorption capacities, we found soil phosphorus conservation time for each soil type combined with conformity cases using P concentration at the base of drain field (C_p , which represents the fluxes in Figure 4.4 but converted in mg P/L) and the known septic system effluent

flow (Q_{eff}) as per Equation 4.7. Table 4.5 presents the estimated soil conservation time for the soil classified as LA. The results for the rest of five soil classes were shown in Table A.1 to Table A.5 in Appendix A. As previously mentioned, each conformity case yields a phosphorus concentration at the system effluent (C_p) which were simulated with BioWin, and this value is read from the Langmuir isotherm curve to determine the corresponding adsorption capacity q_{ads} in mg P/ kg of substrate on the y axis and at C_p on the x axis. For example, 3.80 mg P/L represents the concentration yielded at the base of the drain field after primary and secondary treatment in the septic system. This is the concentration that needs to be read on the Langmuir isotherm in Figure 4.6 on the abscissa, which corresponds to 830 mg of phosphorus adsorbed per kg of soil on the y axis if LA soil is considered. However, as shown in Table 4.5, it still serves as a highly effective buffer when the soil conservation times are analyzed which can go as high as 316 years and as low as 50 years.

Table 4.5 Estimated phosphorus conservation time for underground phosphorus loading reaching the lake, given eight conformity cases and low adsorption capacity (LA).

Conformity case	P at the base of drain field (C_p in mg P/L)	Soil adsorption capacity (q_{ads} in mg P/kg of substrate)	Septic system effluent (Q_{eff} in L/d)	Soil conservation time from septic system to lake ($t_{conservation}$ in yr)
CSS15	3.80	830	248	254
STO15	3.80	830	242	260
CDF15	3.80	783	223	299
STO15&CDF15	3.40	783	210	316
CSS3	3.80	830	248	50.7
STO3	3.80	830	242	52.0
CDF3	3.40	830	223	59.7
STO3&CDF3	3.40	783	210	63.3

Figure 4.7 summarizes the soil conservation time for six soil adsorption capacity classes and eight conformity cases, where dark green indicates very high conservation times and dark red shows the lowest conservation times. The figure shows clearly the role soil adsorption capacity and the effect of distance from the lake on phosphorus conservation time. The large differences in conservation times between 15 m and 3 m distances result from the linear relationship between conservation time, transport distance, and adsorption capacity, as defined in Equation 4.7. For instance, CSS15 cases exhibit conservation times ranging from 89 to 829 years, whereas CSS3 ranges from 18 to 166 years. Considering soil types, the difference between very low and very high adsorption capacities can be as large as 860%. Under favorable conditions, high soil adsorption capacity and sufficient distance from the lake, phosphorus can remain sequestered in the soil for extended periods, potentially up to 1,000 years. While soil properties cannot be altered, these results highlight the importance of careful septic system placement. Even in cases of high system failure, contaminant retention underground remains effective, and riparian buffers can further attenuate surface phosphorus runoff through plant uptake.

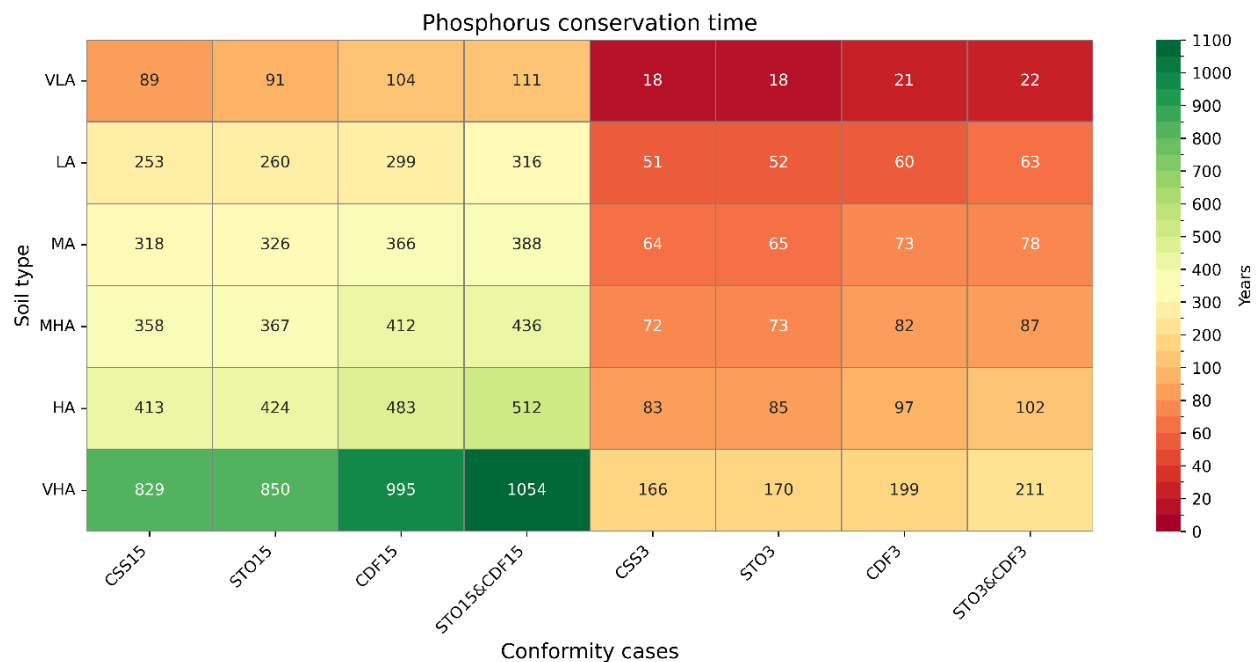


Figure 4.7 Soil phosphorus conservation time according to six soil types combined with eight conformity cases for septic systems.

4.4.2 Phosphorus concentration in the lake

The phosphorus concentration in the lake was estimated based on the quantified phosphorus input from septic systems and forest and using Equations 4.8 and 4.12. Figure 4.8 presents boxplots of simulated phosphorus concentrations from 1,000 Monte Carlo realizations, with measured phosphorus values shown by red dots. Although only nine years of observations are available, the model captures both the overall pattern and the order of magnitude of phosphorus concentrations. Most observations fall within the interquartile range, except for 2006 and 2011, which remain within the full range of simulations. In later years, particularly 2007, the simulated and observed values show close agreement, with observed values near the median of the model realizations (orange line). Specifically, the 2002, 2007, and 2020 observations correspond to the 40th, 53rd, and 46th percentiles of the simulated distributions, respectively, confirming that these observations align closely with the model median.

The boxplots in Figure 4.8 also shows how variability increases as random combinations of soil types and system conformity cases yield higher concentrations. They occur when critical pairings of low adsorption capacities and conformity cases exhibit system failures or short distance from the lake. The low performing soils (VLA and LA) have the highest combined probability of occurrence. By 2022, some conservation times have already expired. Some conservation times are shorter because they are the result of low performing soil and a nonconformity such as the combination VLA and STO3&CDF3, for instance that yield a conservation time of 22 years. If an older system, such as one installed in 1990, is assigned this combination, it exports more phosphorus than a system installed in 2010. This is because phosphorus has been exported for twenty years longer from the older system than from the system installed in 2010. Hence, when the same critical combination is randomly assigned to an older versus a more recent system, it can influence the mass exported to the lake and result in higher concentrations in 2022, at the end of the realization. Consequently, if older systems are assigned critical combinations and shorter conservation times, more systems will be exporting phosphorus in 2022, resulting in higher phosphorus concentrations. The model is sensitive to septic system age, and so the concentrations are influenced by where critical conformity and soil types of combinations fall. Conversely, when good conditions are met, such as high performing soil and good system compliance such as a combination of VHA and CSS15 (see Figure 4.7), phosphorus concentration in 2022 will be much lower.

Moreover, sedimentation is a calibration parameter and depends on atmospheric deposition, forest phosphorus export, and septic system surface export, which is a dynamic variable. As conformity cases are attributed randomly, different realizations yield different surface phosphorus exports, which in turn influence sedimentation. Sedimentation can therefore be increased or decreased by the variable nature of surface phosphorus export. More nonconformity will yield more surface export of phosphorus in some cases such as STO, CDF and STO&CDF, which can increase the concentration in the lake as it is not subjected to attenuation processes. In short, the variability can be attributed to both the random occurrence of more critical combinations, resulting in higher or lower surface or underground phosphorus export, a higher number of systems that export phosphorus than model mean behaviour, and to the fact that they may occur to more recent or older septic system across model realizations.

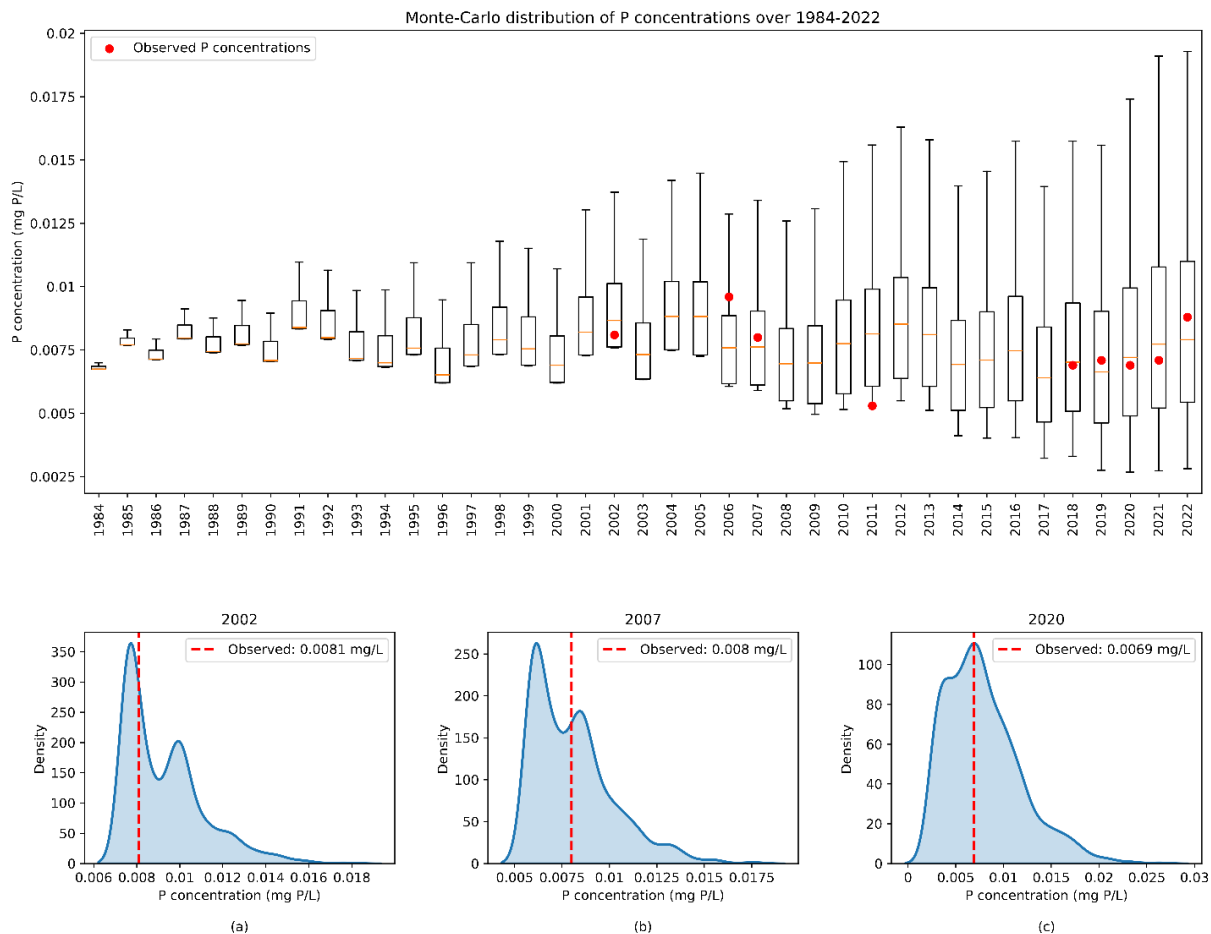


Figure 4.8 Total P loading distribution in the Lake *en Coeur*, considering P loading to the lake from septic systems, forest, and atmosphere as well as sedimentation in the lake for the years 2002, 2007, and 2020.

As an example, the bottom row in Figure 4.8 shows the phosphorus distribution for the specific years of 2002, 2007 and 2020. A high density of simulations cluster around the observed value, especially in the year 2020 where the highest density aligns with the observation. More extreme concentrations, resulting from critical combinations of soil and system conditions, are less likely to occur seeing as higher concentrations are present in the distribution's tails, and are not frequent throughout realizations. They are extreme configurations which have a low probability of occurring. Overall, the model captures the order of magnitude of the observed phosphorus concentrations, with observations generally falling within the range of simulations, especially between 2019 and 2022 where measurements cluster near the median. The septic systems can contribute up to 15% of total phosphorus exports in the historical period when compared to the total phosphorus mass exported by the atmosphere and the forested area (see Figure 4.9).

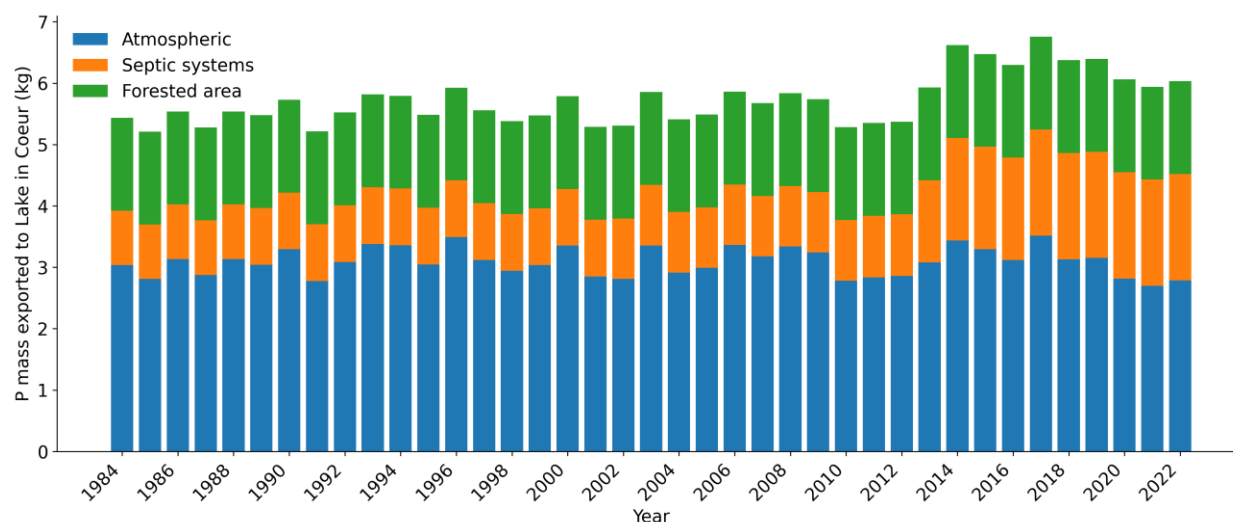


Figure 4.9 P contribution from every land use on the *Lake en Coeur* watershed.

This proportion is expected to increase in the future as more soil conservation times expire, allowing additional plumes to reach the lake, while outflow is unlikely to increase proportionally. As a result, more phosphorus will remain in the water column, and its residence time in the lake is expected to increase. Therefore, it is expected that in a future period if the simulation were extended, septic system contribution would be predominant as opposed to atmospheric and forest P contribution. Atmospheric deposition is prevalent in the historical period compared to the septic system contribution as observed on Figure 4.9. This is attributed to the atmospheric export coefficient of $0.014 \text{ mg PO}_4\text{-P/m}^2\text{/year}$ as opposed to an export coefficient of $0.0024 \text{ mg P/m}^2\text{/year}$ for the forested area. While these export coefficients were derived from the literature, they are

highly variable and dependent on the region (Lynam et al., 2023). The significant phosphorus contribution of the precipitations is explained by the fact that, in this case study, the surface areas of both the lake and the forest area are similar. It is also possible that the phosphorus contribution from the forest already accounts for the phosphorus from precipitations on the watershed, meaning that the atmospheric deposition would have to be adjusted accordingly.

It is important to note that, due to the limited availability of observed data, detailed validation of model performance is not possible, and additional data are needed for further assessment. Nevertheless, while the model still requires refinement, it provides valuable insights. For example, under worst-case scenarios, simulated phosphorus concentrations do not exceed the critical threshold of 0.02 mg/L, but the trend indicates that concentrations may increase over the coming decades. This highlights the need to preserve lake water quality, an assessment that would not have been possible using only the limited observed data.

4.5 Conclusions

Declining lake health is a pressing environmental issue worldwide. Septic systems in surrounding areas are one of the key contributors to phosphorus loading in lakes. However, these decentralized wastewater treatment systems are often poorly regulated and monitored. In fact, there is typically no official record of their performance status, exact number, or precise location, making it challenging to assess their impacts. In this study, we propose a novel modeling approach to estimate phosphorus concentrations in lakes by considering household information, septic system performance, age, distance from the lake, and soil adsorption capacity. These variables were either collected/estimated or considered through scenarios. A Monte-Carlo approach was also employed to assess spatial variabilities. Phosphorus loading from septic systems was then incorporated into an integrated lake phosphorus concentration model, developed using the System Dynamics approach. The model was applied to simulate phosphorus concentrations in Lake en Cœur, located in Quebec, Canada.

The performance status of septic systems, combined with their distance from the lake, resulted in eight distinct conformity cases. Moreover, soil samples from the watershed were collected and six levels of phosphorus adsorption capacity were estimated. In total, 48 unique cases were considered in the analysis. The results indicate that soil adsorption capacity, the proportion of conforming

septic systems, and the distance between the drain field and the lake were the most influential factors in phosphorus export to the lake. Under optimal conditions, where systems are regularly maintained, located at a regulatory distance from the lake, and situated in soils with high adsorption capacity, the soil can sequester phosphorus concentrations between 3.4 and 3.8 mg P/L very efficiently (see Table 4.5). Conversely, when these conditions are not met, septic systems contribute phosphorus to the lake throughout their operational lifespan. The results show that the simulated phosphorus concentrations follow the observed pattern of variation and order of magnitude. The distributions yielded by the Monte-Carlo sampling include median phosphorus values almost similar to the observed ones in 2002, 2007, and 2020. For future developments in this area, septic systems should be installed at a safe distance from the lake, ideally no less than 15-meter distance. Maintaining vegetated buffer zones and preserving the natural state of the watershed can help retain surface phosphorus and prevent it from reaching the lake. In this case study, the land use was primarily residential, and forested, which means that agricultural or industrial activities were not included. In a more complex watershed with various land uses, these categories and their respective phosphorus export should also be accounted for in the phosphorus budget.

While this study proposes a modeling framework suitable for data-scarce regions, it also inherits limitations. For instance, although soil samples were collected from areas surrounding the lake, only six samples were carried out as the campaign relied on the cooperation of residents allowing access to their private properties. A larger soil dataset would be needed to more accurately simulate phosphorus transport to the lake. Moreover, although the total number of septic systems and their ages were known, their exact spatial locations were not disclosed. While Monte Carlo sampling robustly captured variability, future studies could improve the spatial relevance of the model by incorporating the actual locations of septic systems, their precise distances from the lake, and system ages to produce more accurate estimates of phosphorus loading. Due to the limited availability of phosphorus concentration measurements, the developed lake model operates on an annual time scale. As a result, seasonal and short-term variations in phosphorus dynamics, such as sedimentation at the lake bottom or infiltration processes in the soil, were not studied. Other internal phosphorus cycling mechanisms that are sensitive to intra-annual climate variability, including temperature and precipitation, were also not well represented. These internal processes can substantially influence phosphorus concentrations in the lake, independent of external sources,

and warrant further investigation in future studies, particularly in the context of climate change. The scope of this study was to lay the groundwork for a more comprehensive water quality model that would address these limitations. The primary objective was to first develop a framework and validate it with the simplest form of integrated modeling to assess early performance and diagnosis. In the future, the current model version will require refinement, including the incorporation of more detailed water quality and quantity modules to capture finer-scale phenomena and enhance the resolution of its preliminary formulation.

Statements and declarations

Acknowledgements

This project was completed with the precious contribution of Eva Ponnelle-Danjan from Poitiers University, France, and all the CREDEAU personnel from Polytechnique Montréal.

Funding

This study was funded by the Natural Science and Engineering Research Council of Canada and the city of Saint-Hippolyte (grant number ALLRP 566459-21), the Canada Research Chair for Decentralized and Small-Scale Water Treatment (grant number 950-232871) and the Quebec Ministry for the Environment (research contract).

Competing interests

The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.

Authors' Contributions

Conceptualization: Carmen Iulia Oniga, Jesús Eduardo Arellano Cortes, Elmira Hassanzadeh, Dominique Claveau-Mallet

Methodology: Carmen Iulia Oniga, Jesús Eduardo Arellano Cortes, Elmira Hassanzadeh, Maria Ximena Mora Guerrero, Dominique Claveau-Mallet.

Formal analysis and investigation: Carmen Iulia Oniga

Writing - original draft preparation: Carmen Iulia Oniga

Writing - review and editing: Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh, Dominique Claveau-Mallet, Jesús Eduardo Arellano Cortes, Maria Ximena Mora Guerrero

Funding acquisition: Dominique Claveau-Mallet and Elmira Hassanzadeh

Resources: Elmira Hassanzadeh and Dominique Claveau-Mallet

Supervision: Elmira Hassanzadeh and Dominique Claveau-Mallet

Compliance with Ethical Standards

Not applicable

Consent to participate

Not applicable

Consent to publish

Not applicable

Data Availability

The datasets generated during and/or analyzed during the current study are not publicly available due to confidentiality reasons but are available from the corresponding author on reasonable request.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: CAN SEPTIC-SYSTEM MANAGEMENT PRACTICES OUTWEIGH CLIMATIC AND ANTHROPOGENIC DRIVERS OF PHOSPHORUS-INDUCED LAKE EUTROPHICATION?

Carmen Iulia Oniga^{a*}, Elmira Hassanzadeh^{a,b}, Dominique Claveau-Mallet^a

^a *Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada*

^b *United Nations University Institute for Water, Environment and Health (UNU-INWEH), Hamilton, ON, Canada*

**Corresponding author: elmira.hassanzadeh@polymtl.ca*

Article soumis le 19 mars 2026 à la revue « Journal of Environmental Sciences »

Abstract

Excess phosphorus loading is a major driver of lake eutrophication, with significant consequences for aquatic ecosystems and human health. In regions where septic systems are the dominant wastewater treatment technology, their cumulative contribution to lake phosphorus concentrations is an increasing concern. However, the combined effects of evolving septic system conditions and climate change remain poorly understood. Here, we assess lake phosphorus dynamics using an integrated septic system–lake phosphorus model that simulates septic contributions as a function of soil characteristics, system age, distance to the lake, and conformity cases. Climate projections are obtained from an ensemble of CMIP6 models under Shared Socioeconomic Pathways (SSPs). Anthropogenic scenarios consider variations in household population density, occupancy rates, and septic system conformity. Results for a lake watershed in Quebec, Canada indicate that climate change alone increases the likelihood of a transition toward meso-eutrophic conditions over time under status quo conditions. However, anthropogenic pressures exert a stronger influence: increased population density, followed by higher occupancy rates and reduced system conformity, substantially accelerate lake degradation. The implementation of source separation technology significantly improves water quality, although the impacts differ slightly between SSP2-4.5 and SSP5-8.5. Under current anthropogenic conditions, this septic system upgrade can maintain a

healthy lake state, and under increased human pressure, it delays the onset of eutrophic conditions. Proactive management of watershed development and septic system performance is therefore essential to prevent long-term degradation of lake water quality under changing conditions.

Keywords: Septic systems; Lake phosphorus; Climate change; CMIP6; Integrated Lake phosphorus model

5.1 Introduction

Excess phosphorus inputs from agriculture, urban runoff, and decentralized wastewater systems are widely recognized as the primary driver of eutrophication in freshwater systems (Correll, 1998; Raulino et al., 2021). Elevated phosphorus concentrations degrade lake ecosystems, impair recreational uses, and threaten drinking water supplies. Among these sources, septic systems, which are the most common form of decentralized domestic wastewater treatment, represent a potentially significant yet frequently underrepresented contributor of phosphorus (Withers et al., 2014). In Canada, approximately 15% of households rely on septic systems (Statistics Canada, 2011), yet monitoring and regulatory oversight remain limited (Swann, 2001). Reported annual failure rates of 10–20% are associated with improper siting, inadequate maintenance, overloading, unsuitable soil conditions, and hydrogeological constraints (Sarac et al., 2001; Sprouse et al., 2024). Additional factors, including household size and water use patterns, can further compromise system performance, increasing phosphorus release to groundwater and downstream surface waters (Ravi & Johnson, 2021).

Climate change is expected to intensify these pressures by altering hydrological regimes and thermal dynamics (Asif et al., 2023; Gedney et al., 2006). Increases in rainfall intensity and runoff enhance phosphorus transport (Tilahun et al., 2025), while rising air temperatures elevate water temperatures and modify stratification patterns, oxygen availability, and sediment–water interactions (Cheng et al., 2020; Harvey et al., 2011). Consequently, preserving lake water quality requires an improved understanding of the combined effects of climate change and septic system performance on phosphorus dynamics. Future climate conditions are commonly projected using Global Climate Models (GCMs), which provide physically based representations of the Earth’s climate system (Salehie et al., 2023). Recent simulations from the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) offer projections under Shared Socioeconomic Pathways (SSPs), which

describe alternative trajectories of population growth, land use, technological development, and greenhouse gas emissions (Eyring et al., 2016; Riahi et al., 2017; Tebaldi et al., 2021). Since raw GCM outputs are typically too coarse for regional analyses, downscaling techniques are applied to translate projections to relevant spatial and temporal resolutions (Gebrechorkos et al., 2023; Meenu et al., 2013). These downscaled climate data are then coupled with watershed models to estimate future phosphorus export (Tilahun et al., 2025; van Puijenbroek et al., 2014) or with lake models to determine its phosphorus concentration (Terry & Lindenschmidt, 2023).

Despite these advances, important limitations remain. Most lake phosphorus impact assessment studies either neglect septic system contributions entirely (Robertson et al., 2016) or represent them using static export coefficients that fail to account for temporal dynamics in septic system performance, including aging, conformity rates, and maintenance practices (Roberts et al., 2009; van Puijenbroek et al., 2014). While interactions between climate change and anthropogenic drivers such as population growth have been explored in lake phosphorus projections (Couture et al., 2014; Jin et al., 2015), the coupled effects of climate change and progressive septic system deterioration on future lake phosphorus concentrations remain poorly quantified. Moreover, the effectiveness of septic management strategies in mitigating climate and development-driven increases in phosphorus loading is still uncertain.

This study addresses these gaps by evaluating the combined impacts of climate change and septic system-related anthropogenic pressures on lake phosphorus concentrations using an integrated septic system–lake modeling framework. Septic system performance is represented as a function of system age, conformity (e.g., tank and drain field condition, distance from lake), and soil characteristics such as bulk density and phosphorus adsorption capacity. The model simulates phosphorus transport through both surface and underground pathways, accounting for attenuation processes and time lags in nutrient delivery to receiving lakes. The lake model dynamically simulates phosphorus concentration considering lake water volume and mass of phosphorus in the system. Downscaled climate projections under multiple SSP scenarios are incorporated, along with future anthropogenic scenarios that include increased wastewater generation (driven by population growth and occupancy patterns) and higher rates of septic system failure. Finally, management scenarios, including technological upgrades, are evaluated to assess their potential to offset projected increases in phosphorus loading under changing climatic and socio-environmental conditions.

5.2 Case study

The Lake en Cœur watershed (1.70 km²) is located in the municipality of St-Hippolyte in the Laurentian region of Quebec, Canada. It has an annual total precipitation of 1200 mm, and the annual temperature of 4.4°C (Government of Canada, 2025). The watershed is centered around Lake en Cœur, with an area of 0.44 km², as shown in Figure 5.1. The lake provides various services to the local community and harbours several fish species, such as brook trout and other salmonids, whose survival depends on the oxygen concentration. The watershed is a part of the Laurentian Biology Station, implemented for research and educational purposes, and benefits from a provisional status as a biodiversity reserve (Herischi et al., 2018). Land cover is predominantly forested; however, residential development is concentrated along the lake shoreline (Figure 5.1). Out of the 108 houses, 100 are situated less than 100 meters from the lake (Herischi et al., 2018). These residences primarily rely on on-site septic systems for wastewater treatment. As the population density around the lake relative to its surface area is considerable, concerns have been raised regarding septic systems' role in the alteration of the natural phosphorus concentration in the lake.

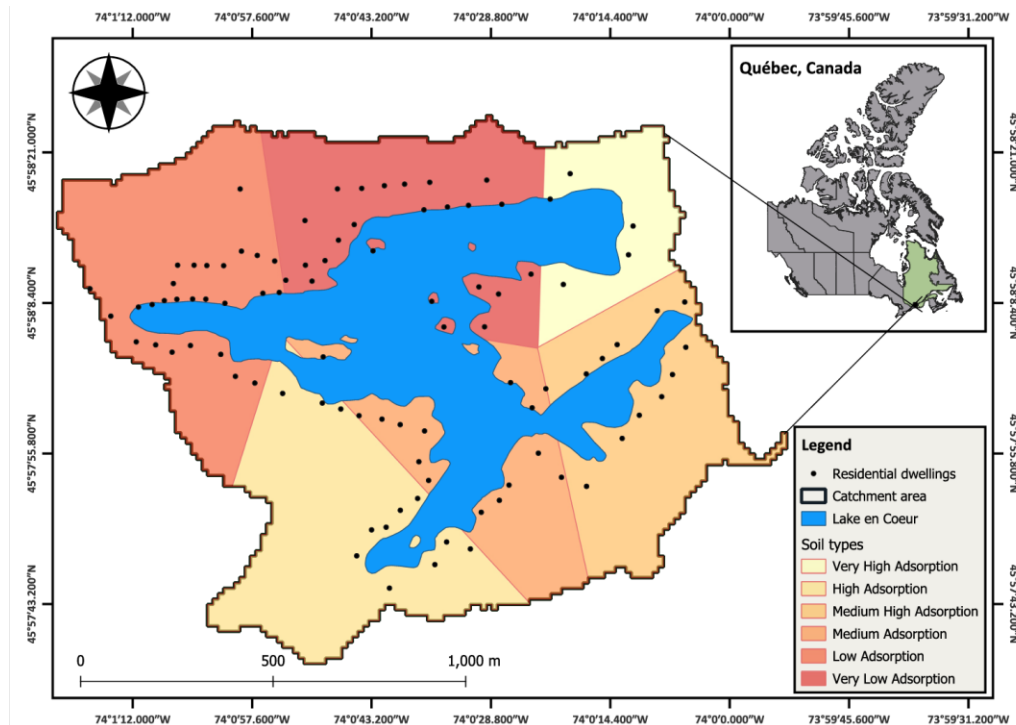


Figure 5.1 Lake en Cœur catchment in Quebec, Canada. The circles show residential dwellings (septic systems) and polygons present the adsorption capacities of the soil in this area.

Indeed, concerns regarding water quality degradation emerged between 2003 and 2007, prompting investigation into the potential contribution of septic systems (St-Hippolyte, 2025). As a result, a monitoring program between 2007 and 2016 was implemented and the inspection of 100 septic systems revealed that ~88% of them comply with regional regulations (Herischi et al., 2018). The lake's phosphorus concentrations have been monitored since 2006 by the *Réseau de Surveillance Volontaire des Lacs* (RSVL); however, the dataset is not continuous and contains missing data. While currently the phosphorus concentration is below the oligotrophic threshold of 0.01 mg/L set by the Government of Quebec (Berryman, 2006) to preserve lakes health, stakeholders have expressed concern regarding the future trajectory of phosphorus concentrations under changing environmental and anthropogenic conditions.

5.3 Materials and method

5.3.1 Lake phosphorus model

Lake phosphorus concentrations were simulated using the model developed in (Oniga et al., 2026), see Section S1 in the supplementary Materials for details. In brief, the model computes annual water and phosphorus mass balances of the lake. Annual mean phosphorus concentration is obtained by dividing total phosphorus mass by lake volume. The lake water balance is expressed as:

$$S_{lake}(t) = \int_{t_0}^t S_{septic,surf}(t) + S_{septic,gw}(t) + S_{runoff}(t) + S_{precip}(t) - S_{evap}(t) - S_{outflow}(t) dt \quad (5.1)$$

where S_{lake} is the lake water storage (m^3), $S_{septic,surf}$ and $S_{septic,gw}$ represent water contributions from septic systems via surface and groundwater pathways, respectively. S_{runoff} denotes watershed runoff excluding septic system contributions and is estimated using a Budyko-based water balance framework (Yao et al., 2017). S_{precip} is direct precipitation onto the lake surface, calculated from precipitation rate and lake area. S_{evap} represents lake evaporation, estimated from evaporation rates using the Meyer formula (Meyer, 1999).

The phosphorus mass balance is governed by:

$$P_{lake}(t) = \int_{t_0}^t P_{septic,surf}(t) + P_{septic,gw}(t) + P_{forest}(t) + P_{atm}(t) - P_{settling}(t) - P_{outflow}(t) dt \quad (5.2)$$

where P_{lake} is the phosphorus mass (kg). $P_{septic,surf}$ and $P_{septic,gw}$ represent phosphorus inputs from septic systems via surface and subsurface pathway. P_{forest} and P_{atm} denote contributions from forested areas and atmospheric deposition, estimated using the export coefficient method, which is commonly applied in data-limited watersheds (Nuno Gonçalo & Johnes, 2012). $P_{outflow}$ and $P_{settling}$ represent internal settling losses and export through the outlet, respectively; both were estimated through model calibration due to limited observations.

Septic system contributions are represented based on (i) household characteristics including household size, occupancy, affluent rate into the septic system; (ii) septic system performance (age, technological failures, distance to the lake, and septic system density on the watershed; and (iii) soil type (bulk density and phosphorus adsorption capacity). Since detailed information on the performance of individual systems is unavailable and may change over time, eight conformity cases were defined to represent different combinations of system condition and distance from the lake (Table 5.1). A Conforming Septic System (CSS) refers to when the wastewater flow is conveyed from the house to the septic tank, which treats the water primarily by removing about 52% of solids (Siegrist, 2017) and then the remaining phosphorus is conveyed to the drain field for secondary treatment. Septic tank overflow (STO) is represented by a surface discharge of 150 L/d. Under clogged drain field (CDF) conditions, 50% of the effluent is assumed to infiltrate while the remainder flows overland. Systems may also exhibit both failures (STO & CDF). In addition, systems are classified by distance to the lake: compliant systems are located at 15 m, regulatory minimum (MDDELCC, 2015), whereas non-compliant systems are assumed at 3 m. A conforming septic system that respects the minimal distance from lake therefore falls in case CSS15. The surface and underground phosphorus loads for each configuration in Table 5.1 were adopted from Oniga et al. (2026). These loads were estimated using the BioWin model (Liwarska-Bizukojc & Biernacki, 2010), assuming the phosphorus mass entering the septic system is partitioned between retention within the tank and export from the system, through either surface flow or underground pathways. These estimates are based on a household phosphorus input of approximately 1.47 kg yr⁻¹, assuming an average household size of 2.3 persons (Statistics Canada, 2021), and water use of 270 L/d/capita (Quebec Ministry of the Environment, 2013), that generate affluent rate of 621 L/d under these conditions. In conforming systems, surface phosphorus is negative, reflecting uptake within the riparian buffer zone. Underground phosphorus loads are highest under conforming conditions and lowest under combined failure scenarios.

Table 5.1 Considered 8 scenarios for septic system performance and their corresponding underground and surface water phosphorus export to lake

Conformity Cases considering the septic system performance and distance from the lake	Underground P generated at the base of the drain field (kg/yr)	Surface P generated at the base of the drain field (kg/yr)
Conforming Septic system in the system at 15 m distance (CSS15)	0.861	-0.144
Septic tank overflow in the system at 15 m distance (STO15)	0.653	0.212
Clogged drain field in the system at 15 m distance (CDF15)	0.385	0.391
Septic tank overflow and Clogged drain in the system at 15 m distance (STO & CDF15)	0.199	0.747
Conforming Septic system in the system at 3 m distance (CSS3)	0.861	-0.036
Septic tank overflow in the system at 3 m distance (STO3)	0.653	0.356
Clogged drain field in a system at 3 m distance (CDF3)	0.385	0.535
Septic tank overflow and Clogged drain in a system at 3 m distance (STO & CDF3)	0.199	0.891

The reported underground phosphorus does not instantly reach the lake and is delayed by soil adsorption processes (Robertson, 2008). To quantify this effect, soil samples were taken and adsorption capacities were determined in the laboratory by batch tests (ASTM International, 2023), based on six samples collected from the lake's surroundings, given the required consent from local residence (see Section S1 in the Supplementary Material). Six soil types ranging from very low to very high adsorption capacities were identified and shown by Thiessen polygons surrounding lake in Table 5.1 (Fiedler, 2003). Accordingly, soil conservation time was determined for each soil type and given the amount of phosphorus generated at the exit of the septic systems for each conformity

cases, see Figure B.3. The contribution of septic systems to lake phosphorus depends on the relationship between system age (Figure B.5) and soil conservation time (Figure B.4):

$$P_{total}(t) = \begin{cases} 0 \text{ or } P_{septic,surf}, & \text{Septic age}_t < \text{Soil conserv } t \\ P_{septic,gw} \text{ or } P_{septic,surf} + P_{septic,gw}, & \text{Septic age}_t \geq \text{Soil conserv } t \end{cases} \quad (5.3)$$

If septic system age is less than the soil conservation time, underground phosphorus remains attenuated (underground contribution is zero). Otherwise, it contributes to the lake. Surface phosphorus, when present, i.e., in STO and/or CDF, reaches the lake without delay.

To estimate phosphorus contributions from all septic systems to the lake, a Monte-Carlo approach was adopted (Fisherman, 1996). This is required because, although the number and installation year of systems are known, the exact location and conformity status of each specific system are not. Therefore, conformity cases and soil type for individual systems must be treated as random variables within the model to quantify uncertainty. Each septic system is assigned a conformity case (*CC*) and a soil type (*ST*). These variables are modeled as categorical (multinoulli) distributions (Goodfellow et al., 2016):

$$CC \sim \text{Categorical}(p^{(1)}), p^{(1)} = (0.80, 0.03, 0.03, 0.03, 0.02, 0.03, 0.03, 0.03) \quad (5.4)$$

$$ST \sim \text{Categorical}(p^{(2)}), p^{(2)} = (0.20, 0.19, 0.09, 0.16, 0.19, 0.17) \quad (5.5)$$

With historical data, a probability of 0.80 among *CC*s was assigned to conformity case CSS15 based on previously noted inspections of septic systems in the region few years ago. The remaining 20% probability was distributed among the seven other conformity cases. Soil type probabilities were defined according to their spatial distribution shown in Figure 5.1 Table 5.1 (see Appendix B for more information).

The lake phosphorus model was then run during the 1984-2022 period, the period with available climate data. A total of 1,000 Monte-Carlo simulations were performed to account for uncertainty in system condition and soil type (Scharffenberg & Kavvas, 2011). Therefore, the model produces a distribution of phosphorus concentrations rather than a single deterministic value. Lake phosphorus concentration values in each year are therefore represented by a distribution. Figure 5.2 shows the boxplots of simulated phosphorus concentration in the lake as well as the observed values with dots. The order of magnitude of the simulated concentrations agrees with the observations. Observed values typically fall within the interquartile range, except for 2006 and

2011, where they fall within the full simulated range. From 2018 onward, observations cluster close to the simulated median. The model is subsequently applied under future scenarios.

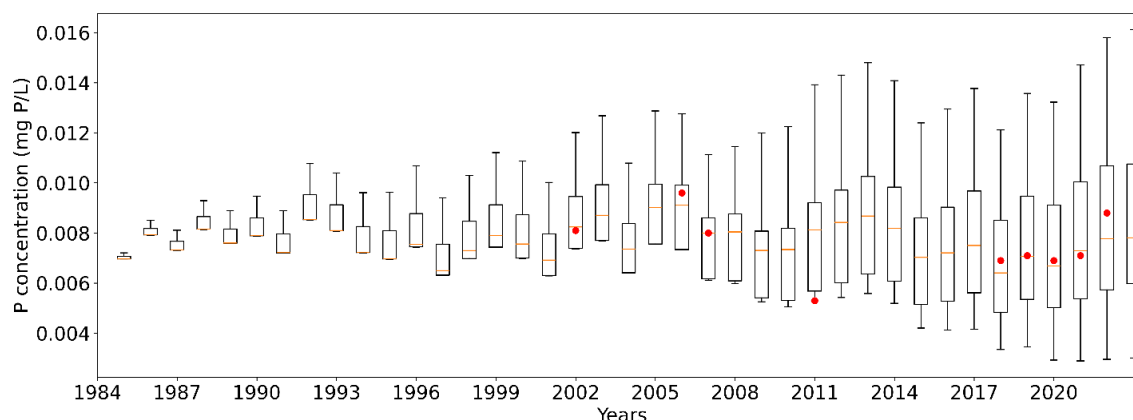


Figure 5.2 Simulated phosphorus concentration in Lake *en Cœur* using the integrated septic-lake model and considering Monte-Carlo distribution (boxplots) versus observed values (dots) for the historical period of 1984-2022.

5.3.2 Climate projections

An ensemble of climate projections under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 was used to simulate future lake conditions over the period 2023–2100. These scenarios represent intermediate and high radiative forcing pathways, respectively, with similar trends in the short term but increasing divergence toward the end of the century due to stronger warming under SSP5-8.5 (Taylor et al., 2012). The selected climate models are listed in Table B.4 Appendix B. Daily minimum and maximum temperature and precipitation were obtained from statistically downscaled GCMs at 1/12° resolution in the CanDCS-M6 product (Sobie et al., 2024). The data were downscaled and bias-corrected using the N-dimensional Multivariate Bias Correction method (Cannon, 2018). Figure 5.3 shows the multi-model ensemble of climate projections along with their expected values until end of century projections. A consistent increase in both minimum and maximum temperature can be observed. Precipitation projections exhibit substantial inter-model and inter-annual variability, although ensemble means suggest modest changes, with slightly higher values under SSP5–8.5 toward the end of the century. These projections were forced to the integrated septic system-lake model to simulate future lake volume and phosphorus concentrations.

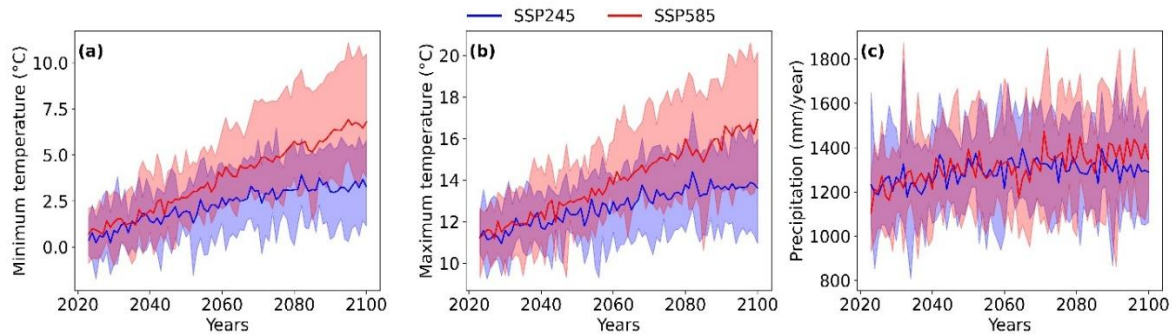


Figure 5.3 Envelopes and expected values (lines) of projected minimum and maximum temperature and precipitation based of GCMs under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios in the Lake en Cœur watershed.

5.3.3 Anthropogenic scenarios

In addition to climate change, potential alterations in anthropogenic conditions were presented in impact assessment through a set of “what-if” scenarios focusing on the most critical factors influencing phosphorus inputs to the lake. These include household characteristics (population density and occupancy) and septic system performance. Population growth was represented by increasing average household size from 2.3 to 3.45 persons per dwelling, consistent with high-growth projections for Quebec (Government of Quebec, 2025a). Residential occupancy was arbitrarily increased from 40% to 80%, reflecting a transition from seasonal to predominantly year-round habitation, knowing that historically the watershed’s occupation was seasonal with mostly secondary residences. In parallel, we assume changes in the conformity of septic systems within the watershed relative to historical conditions. Specifically, conformity is also arbitrarily reduced from 80% for CSS to 60% to simulate exacerbated system failure due to aging which is expected to decrease their performance, with the remaining 40% distributed among other seven conformity cases. Table 5.2 presents these anthropogenic scenarios, in which the top row represents the status-quo conditions with similar system characteristics during the historical period. Given that the considered anthropogenic scenarios are expected to increase phosphorus loading, a management strategy based on source separation technology was evaluated. This approach targets phosphorus removal at the source by separating blackwater from greywater prior to treatment in the septic system. Blackwater represents approximately 12–33% of household wastewater but contributes up to 70% of domestic phosphorus loads (Comber et al., 2013; Zhang et al., 2023). Source separation

technologies, defined as systems that isolate blackwater from greywater for targeted treatment (Malila et al., 2019), were represented in the model by modified phosphorus input fluxes. These fluxes were estimated using the BioWin model, consistent with the approach used for conventional systems (Table 5.1), and correspond to greywater-only discharges i.e., wastewater from sinks, showers, and laundry (Zhang et al., 2023). Although the specific technology implementation is site-dependent and subject to cost, feasibility, and stakeholder considerations, its impact on phosphorus loading can be evaluated through these reduced fluxes.

Table 5.2 Considered anthropogenic scenarios given household population density, residence occupancy rate, overall percentage of conforming septic systems on the watershed, with conventional systems.

Scenario ID	Household size (Person)	Occupancy rate (%)	Conformity rate (%)	Septic system P removal technology
1	2.3	40	80	Conventional/Source separation
2	2.3	40	60	Conventional/Source separation
3	2.3	80	80	Conventional/Source separation
4	2.3	80	60	Conventional/Source separation
5	3.45	40	80	Conventional/Source separation
6	3.45	40	60	Conventional /Source separation
7	3.45	80	80	Conventional /Source separation
8	3.45	80	60	Conventional/Source separation

Accordingly, the eight anthropogenic scenarios defined in Table 5.2 were re-simulated considering source separation technology to quantify its mitigation potential. The resulting phosphorus fluxes are shown in Figure 5.4 and compared with those with conventional treatment (previously presented in Table 5.1). As can be observed, across conformity cases, source separation reduces underground phosphorus loads by approximately 73–80%. Surface phosphorus loads are reduced by 60–100% when surface discharge occurs, while remaining unchanged (in cases without surface flow, i.e., CSS3 and CSS15). In some configurations (e.g., septic tank overflow at compliant distances), surface phosphorus export becomes negative due to complete interception and uptake within the riparian buffer zone.

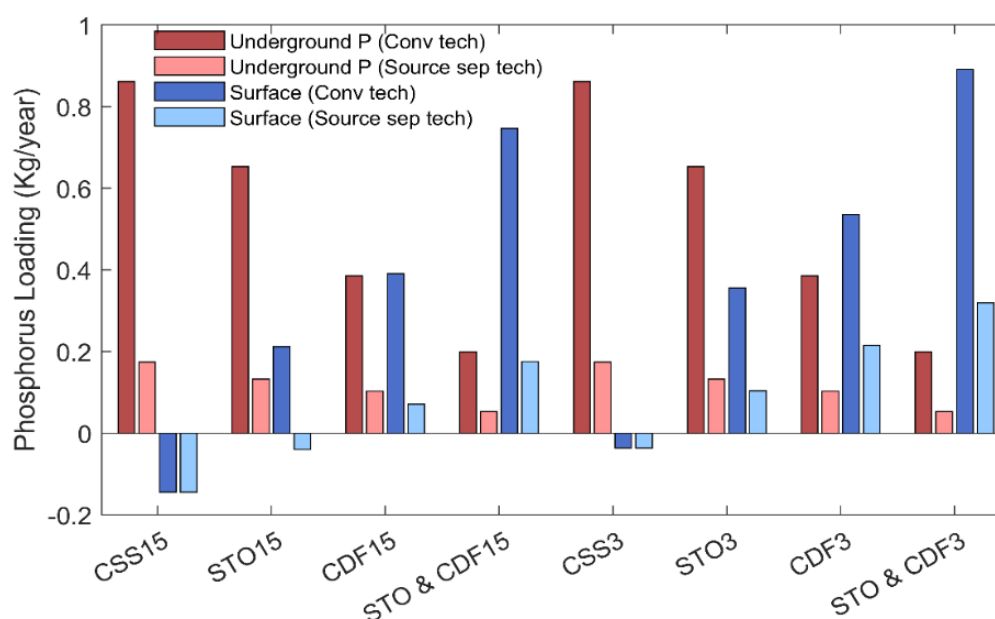


Figure 5.4 Underground and surface water phosphorus fluxes to the lake considering conventional and source separation technology in septic systems.

5.3.4 Simulating climate and anthropogenic impacts

The Monte-Carlo framework described in Section S1 was extended to simulate future lake phosphorus dynamics under combined climate and anthropogenic scenarios. For each scenario, the model was run 100 times over the period 2023–2100 to generate distributions of annual phosphorus concentrations. To assess future lake status, we evaluated the timing of exceedance of key

phosphorus thresholds associated with trophic state classification. According to Quebec guidelines, total phosphorus concentrations below 0.01 mg P /L correspond to oligotrophic conditions, values between 0.01 and 0.02 mg P/ L indicate moderate enrichment (mesotrophic), and concentrations above 0.02 mg P/L suggest increasing risk of eutrophication (meso-eutrophic), with levels exceeding 0.03 mg P/L indicative of eutrophic conditions (Berryman, 2006). Model outputs were therefore analyzed to identify the timing of exceedance of these thresholds.

A survival analysis framework was used to quantify the probability that lake phosphorus concentrations remain below each threshold over time. Survival analysis provides a robust approach for estimating the timing of threshold exceedance while accounting for right-censored data, i.e., cases where thresholds are not exceeded within the simulation period ending in 2100 (Guo, 2009; Kartsonaki, 2016). One of the several documented techniques is the Kaplan-Meier method, which is widely used to estimate the survival probability, i.e., the probability of not experiencing the outcome of interest (Koletsis & Pandis, 2017). Kaplan-Meier has been previously used in water quality studies (Jørgensen et al., 2013; Vandeberg et al., 2015), in some cases to assess pipe risk of failure (Christodoulou, 2011). In climate analysis, the method was used previously for drought risk assessment associated with climate data (Cetinkaya & Gunacti, 2024). In our study, the outcome of interest is the phosphorus concentration in the lake reaching the aforementioned thresholds. Each scenario has a survival probability associated with this outcome, which needs to be determined to be able to compare scenarios between them and identify the most critical scenario for lake health. Kaplan-Meier is a nonparametric estimator of the survival function:

$$S(t) = \prod_{t_j \leq t}^j \frac{n_j - d_j}{n_j} \quad (5.6)$$

where d_j is the number of individuals who have an event at time t_j (i.e. years where the concentration of critical thresholds is exceeded just before t_j), and n_j the number of individuals at risk just prior to t_j , i.e. the number of years still below 0.01, 0.02, or 0.03 mg P/L just before t_j (Kartsonaki, 2016). $S(t)$ is then the survival probability and is computed for each year and scenario in the future period. This approach enables comparison across scenarios by identifying those with higher probabilities of maintaining acceptable phosphorus conditions, thereby supporting the assessment of climate and anthropogenic impacts on long-term lake eutrophication risk.

5.4 Results

5.4.1 Lake volume in the future under changing climate

Downscaled climate projections under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 were used to simulate lake volume and phosphorus concentrations for the study area. Figure 5.5 presents simulated lake volumes for the period 2023–2100. Lake volume shows a downward trend with time, which can be due to increasing temperature causing higher watershed evapotranspiration and lake evaporation by the end of century. Although variability exists among ensemble members, the expected lake volume trajectories are almost similar under both radiative forcing scenarios. Higher projected temperatures in SSP5-8.5 resulted in somewhat higher watershed evapotranspiration and lake evaporation compared to SSP2-4.5 and slightly greater precipitation under SSP5-8.5 resulted in higher input to the lake compared to SSP2-4.5 (see Figure 5.5). These compensatory processes largely balanced the lake water budget among the two pathways. Therefore, divergence in projected lake volumes between two SSPs has a maximum relative difference of 12% and a mean relative difference of 3%. In the following section, future phosphorus concentrations in the lake are estimated by feeding the expected projections to the lake phosphorus model.

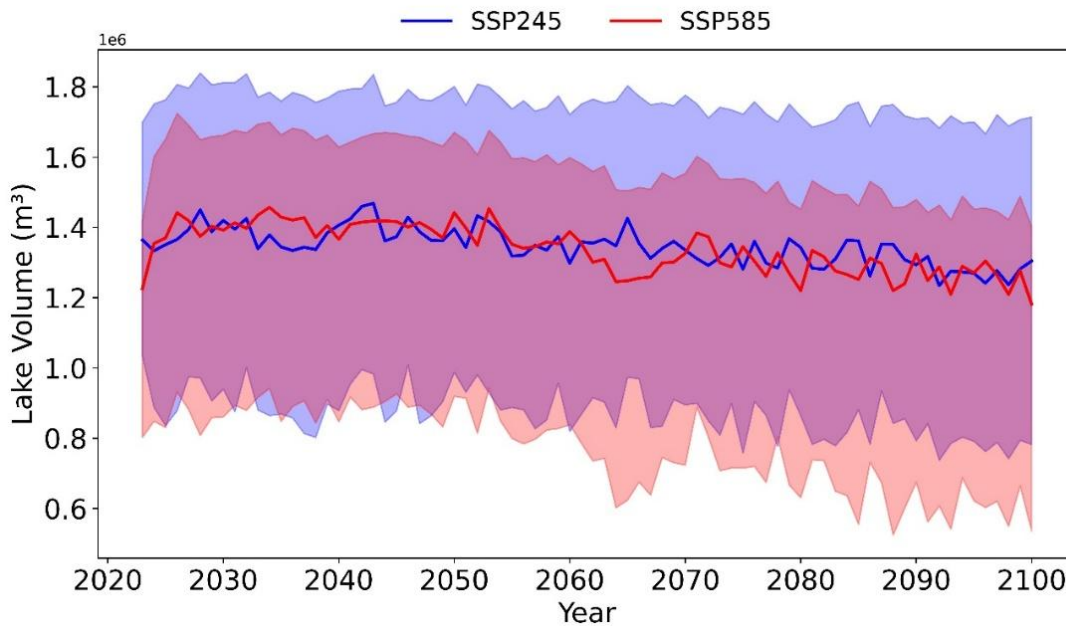


Figure 5.5 Envelope of simulated lake volume from an ensemble of climate projections, with expected lake volume trajectories (lines) for 2023–2100 under the SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios.

5.4.2 Climate change and anthropogenic impacts on lake phosphorus

This section focuses on the combined impact of changing climate and anthropogenic scenarios on lake phosphorus conditions. Here, we assess the lake phosphorus quality related to previously defined key trophic thresholds: oligotrophic (<0.01 mg P/L), mesotrophic (0.01–0.02 mg P/L), meso-eutrophic (0.02–0.03 mg P/L), and eutrophic (>0.03 mg P/L). Figure 5.6 presents the frequency of occurrence within each range under SSP2–4.5 and SSP5–8.5. Frequencies were computed as the proportion of simulated years falling within each category across all realizations (2023–2100).

The figure shows that not only all scenarios experience exceeding the oligotrophic threshold and rest in mesotrophic category (dark blue color), but also at some point, they can reach eutrophic conditions (red color). Even under status quo conditions without anthropogenic increase, the lake can reach eutrophic $\sim 40\%$ of the time, which is significant since rehabilitating the lake from this situation to healthy conditions can be challenging.

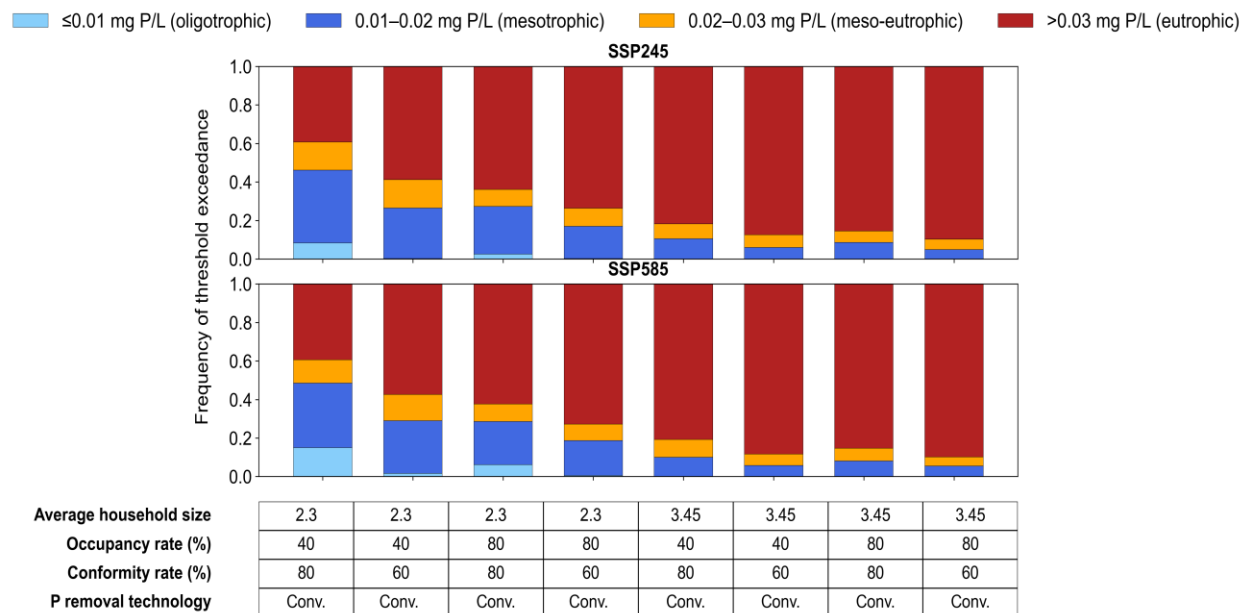


Figure 5.6 Frequency of falling in each water quality threshold: oligotrophic, mesotrophic, meso-eutrophic and eutrophic phosphorus thresholds in the lake, given conventional phosphorus removal technology under changing climate and radiative scenarios SSP2–4.5 (a) and SSP5–8.5 (b) as well as anthropogenic scenarios during the period 2023–2100.

Anthropogenic pressures further amplify these effects. Increasing occupancy from 40% to 80% raises the frequency of eutrophic conditions in the lake from approximately 40% to about 60% (see the second bar from left). Increasing household size alone results in eutrophic conditions occurring in more than 80% of simulations under both climate scenarios, without experiencing any oligotrophic lake conditions. Reductions in septic system conformity alone exacerbate lake quality degradation with less than 2% oligotrophic conditions and ~60% eutrophic conditions. Under combined anthropogenic scenarios, the impact can be significant, almost 90% of the time eutrophic status is reached. Differences between SSPs are relatively minor compared to anthropogenic influences. Under the status quo conditions, SSP5–8.5 shows a slightly higher frequency of maintaining oligotrophic state (~18%) compared to SSP2–4.5 (~10%). However, this distinction diminishes as anthropogenic pressures intensify.

To further characterize the timing of likely water quality degradation, a Kaplan–Meier analysis was conducted to estimate the annual probability of remaining below the thresholds of 0.01, 0.02, and 0.03 mg P/L by 2100. Results are presented in Figure B.8, Figure 5.7, and Figure B.9 respectively, for all combinations of anthropogenic scenarios under SSP2–4.5 and SSP5–8.5. A probability of 50% is highlighted in white, allowing identification of critical scenarios where survival probability drops below this threshold in the simulation period. For the oligotrophic threshold (Figure B.8), survival probabilities are extremely low under SSP2–4.5, approaching almost 0% across nearly all scenarios. Similar patterns are observed under SSP5–8.5, with the exception of the status quo and occupancy increase scenarios, where oligotrophic conditions persist for a limited number of years with relatively high probability.

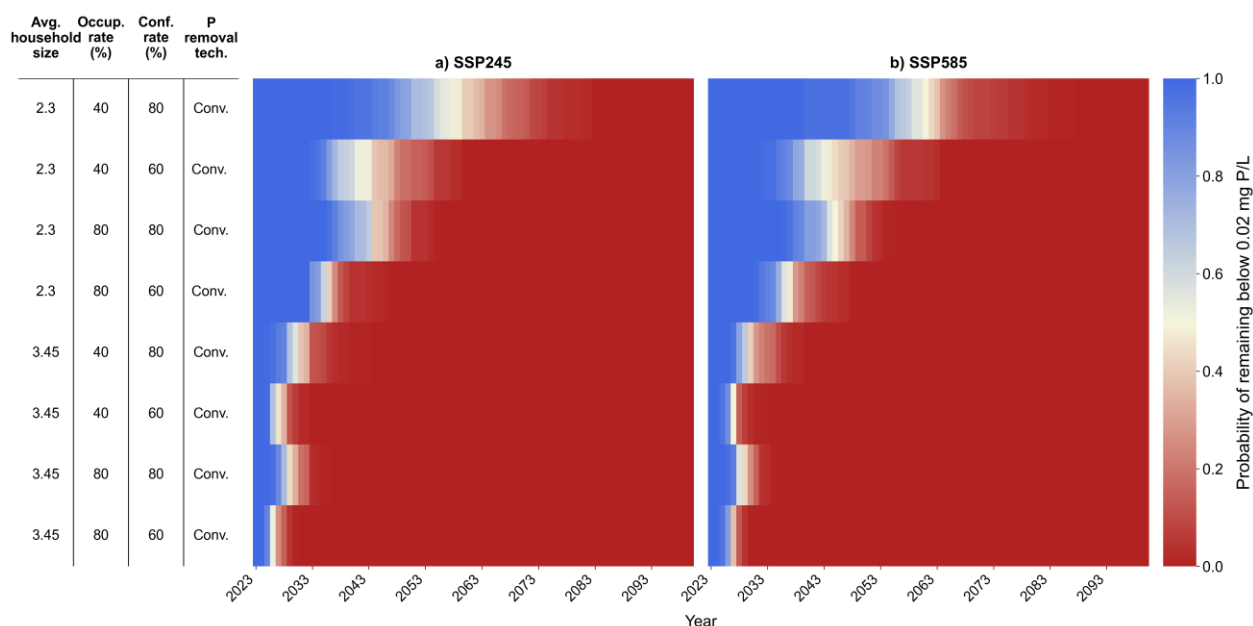


Figure 5.7 Survival probability of 0.02 mg P/L, mesotrophic state in the lake, considering the anthropogenic scenarios with conventional phosphorus removal technology in septic systems under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

For the mesotrophic threshold (Figure 5.7), the status quo scenario indicates that the probability of remaining below 0.02 mg P/L declines below 50% after approximately 40 years and approaches less than 5% by the end of the century. Differences between SSPs are relatively small, with most scenarios showing similar temporal patterns. However, the combined scenario exhibits the largest divergence (bottom row in Figure 5.7). This limited divergence is consistent with the relatively small differences in projected lake volume (maximum ~12%). Among anthropogenic drivers, increasing household size has the strongest influence on reducing the duration of mesotrophic conditions, shortening the time below the 50% probability threshold by up to 40 years relative to the status quo. Increased occupancy also reduces this duration, though to a lesser extent, advancing threshold exceedance by approximately 20%. Decreased system conformity produces a comparable but slightly smaller effect. For the eutrophic threshold (Figure B.9), similar temporal patterns as mesotrophic threshold is observed. Under the status quo conditions, the probability of remaining below 0.03 mg P/L remains high initially but declines rapidly, indicating that eutrophic conditions may be reached within approximately 30 years even without additional anthropogenic pressures.

Increased population density further accelerates this transition, emphasizing its dominant role in driving long-term water quality degradation.

Overall, these results are consistent with the frequency-based analysis, presented in Figure 5.6. The most detrimental scenario combines increased household size, higher occupancy, and reduced septic system conformity. Under this scenario, the eutrophic threshold is exceeded as early as 2030. Among all drivers, population growth exerts the strongest influence, as it directly increases phosphorus loading values presented in Table 5.1. A 50% increase in population results in a proportional increase in phosphorus exports. In contrast, occupancy primarily affects wastewater flow rates rather than phosphorus generation, leading to a comparatively smaller impact on lake concentrations (see Section S1). For example, if the average household size increases, the phosphorus mass exported increases proportionally, and are only subsequently multiplied by the occupancy rate. More precisely, more people will generate more phosphorus, and that mass is further multiplied by a 0.4 factor representing a 40% occupancy rate. Occupancy rate also affects conservation times (see Equation 4.7); it decreases as occupancy rate increases. These findings were based on using conventional septic system technology and highlight the need to explore mitigation strategies to maintain lake water quality.

5.4.3 Impact of septic management strategy under changing conditions

This section evaluates the effectiveness of source separation technology in mitigating lake phosphorus enrichment under the defined anthropogenic and climate scenarios. Comparisons between status quo conditions with conventional treatment (Figure 5.6) and source separation (Figure 5.8) demonstrate that technological upgrades on all septic systems can substantially improve lake water quality. Under status quo conditions, the frequency of maintaining oligotrophic conditions increases from less than 10% to approximately 90% under SSP2–4.5 and to almost 100% under SSP5–8.5. In addition, eutrophic conditions are effectively eliminated in this scenario. Differences between SSP2–4.5 and SSP5–8.5 are relatively modest, with maximum divergences of ~10%, and slightly poorer water quality outcomes under SSP2–4.5. These results indicate that improved septic system technologies can maintain healthy lake conditions even under changing climate. However, the benefits of source separation diminish as anthropogenic pressures increase. When population density, occupancy rate, or reductions in system conformity are introduced, either

individually or in combination, the technology alone is insufficient to maintain 100% oligotrophic or mesotrophic conditions (see Figure 5.8). Among these drivers, population density exerts the strongest influence, followed by occupancy rate. This suggests that maintaining fully oligotrophic conditions is unlikely under scenarios involving 50% increase in population growth or doubling year-round habitation. Septic system conformity also affects lake response, although its influence is smaller relative to population and occupancy. Nonetheless, maintaining high conformity rates (e.g., ~80%) through inspections, regulation, and system upgrades remains important for limiting phosphorus inputs and surface runoff of untreated wastewater.

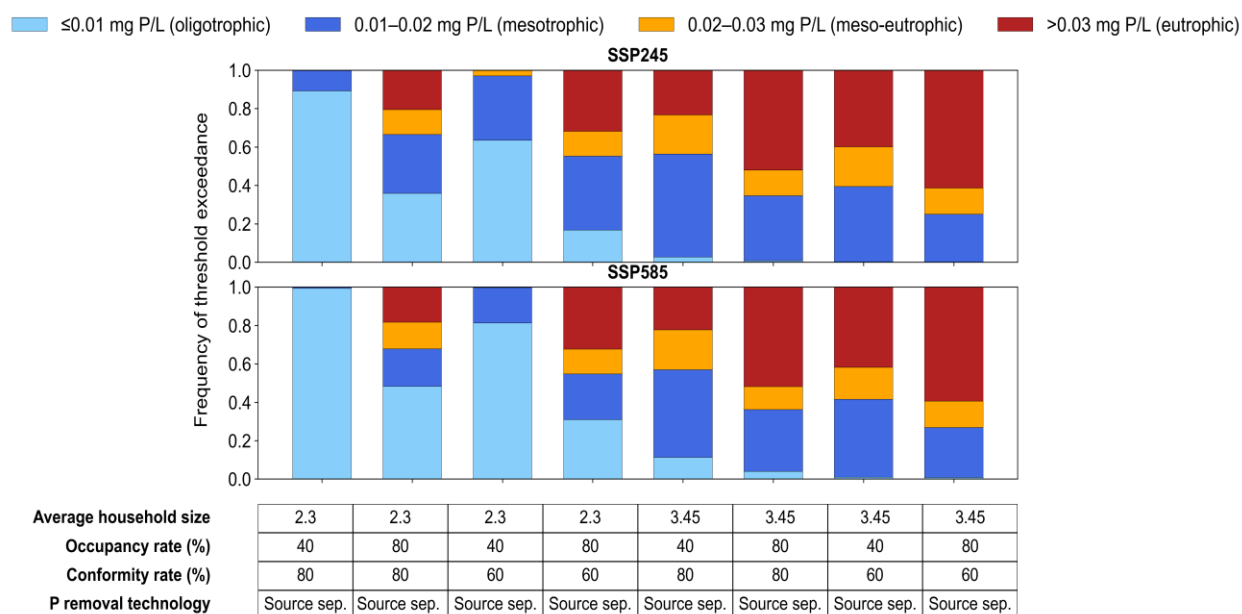


Figure 5.8 Frequency of falling in each water quality threshold: oligotrophic, mesotrophic, meso-eutrophic and eutrophic phosphorus thresholds in the lake, given source separation phosphorus removal technology under changing climate and radiative scenarios SSP2-4.5 (a) and SSP5-8.5 (b) as well as anthropogenic scenarios during the period 2023-2100.

Comparisons between Figure 5.6 and Figure 5.8 further highlight that source separation improves water quality across other scenarios relative to conventional systems, although exceedance of meso-eutrophic and eutrophic thresholds still occur. For example, under increased occupancy alone, the frequency of oligotrophic conditions increases from less than 5% to approximately 50%, while eutrophic conditions are reduced substantially. Similarly, under reduced conformity, source separation increases oligotrophic frequency from near 0% to about 85% and eliminates eutrophic

occurrences. Overall, these results demonstrate that while source separation technology is highly effective as a mitigation measure, it cannot fully offset the combined impacts of population growth, increased occupancy, and reduced conformity to keep the lake healthy.

Survival probability is also computed here for all scenarios given source separations technology, to determine the timeline of lake quality degradation. Figure B.10, Figure 5.9, and Figure B.9 show the results for 0.01, 0.02, and 0.03 mg P/L survival probabilities, respectively. Figure B. 10 highlights substantial improvements in maintaining oligotrophic conditions due to source separation. Under status quo conditions, the lake remains oligotrophic with high probability throughout most of the simulation period. Compared to conventional systems (Figure B.8) scenarios with increased occupancy or reduced conformity also exhibit markedly higher probabilities of maintaining oligotrophic conditions, although this probability declines over time depending on the scenario. Differences between SSPs are minor and primarily reflected in slight shifts (few years) in the timing at which survival probabilities occur. These results indicate that reductions in system conformity can be tolerated to a greater extent, whereas increases in occupancy can only be sustained for a limited period (approximately 30 years) before oligotrophic conditions become unlikely. For the mesotrophic threshold (Figure 5.9), status quo conditions, and, to a lesser extent, scenarios with reduced conformity, maintain high survival probabilities under both SSPs, even toward the end of the century.

Comparison with conventional system results (Figure 5.7) shows that source separation significantly delays threshold exceedance. For example, in the most impacted scenario (bottom row), the timing at which the probability drops below 50% is shifted from approximately year 2028-2029 to 2038–2039. Survival probabilities for the eutrophic threshold (Figure B.11) are even higher across all scenarios. Under status quo conditions and with 60% system conformity, the probability of exceeding 0.03 mg P/L remains negligible under both SSPs, indicating that eutrophic conditions are unlikely within the simulation horizon. More generally, most scenarios maintain high survival probabilities through approximately 2050, with near certainty of remaining below mesotrophic thresholds during this period, except in cases with increased population density. Overall, these results are consistent with the frequency-based analysis and reinforce that, although source separation substantially improves water quality, it cannot fully offset the effects of increasing anthropogenic pressure. In particular, population growth remains the dominant driver

of degradation, and even advanced treatment technologies provide limited capacity to accommodate 50% increases in population density.

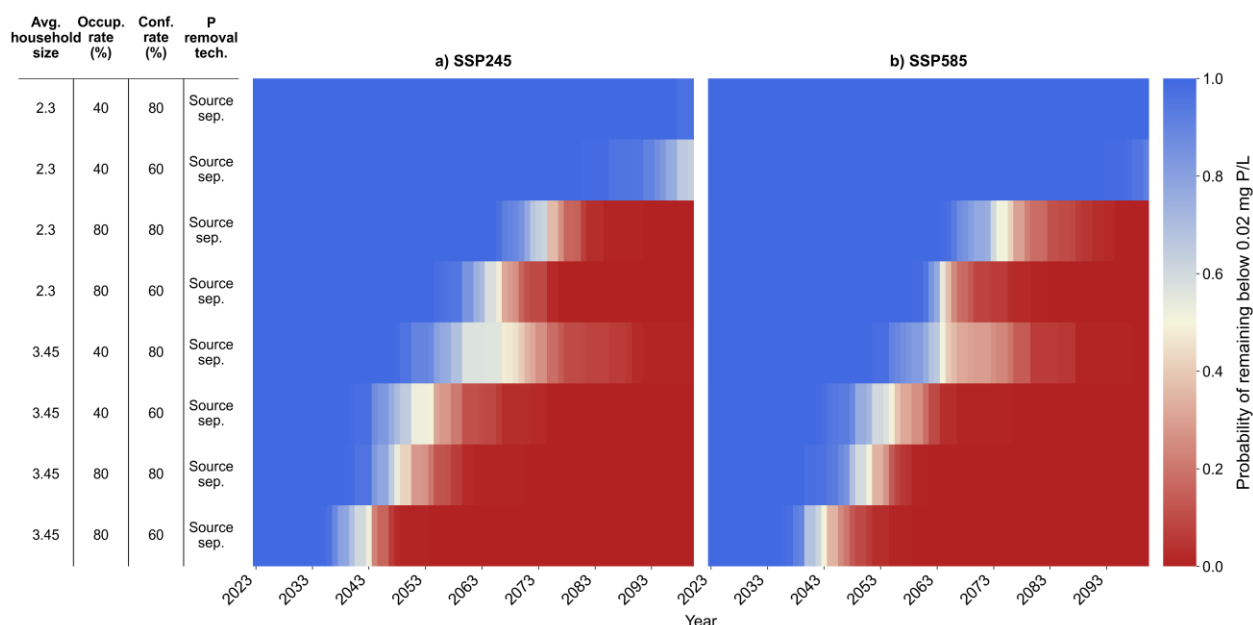


Figure 5.9 Survival probability of 0.02 mg P/L, mesotrophic state in the lake, considering the anthropogenic scenarios with source separation phosphorus removal technology in septic systems under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

5.5 Discussion

Here, we aim to understand the impact of anthropogenic scenarios from a different perspective. Figure 5.10 shows the evolution of the median phosphorus concentration with the gradual implementation of one strategy at a time and their efficiency. The violin plots below show phosphorus concentration distribution obtained by Monte-Carlo sampling with mean behaviour clustering around the median and the extremums at the tails represented by the absolute range boundaries. Assuming the worst-case anthropogenic scenario, increasing the septic system conformity rate to 80% alone could reduce the median phosphorus concentration by 18% by the end of the analysis period. Reducing the average household size to 2.3 inhabitants per dwelling could further decrease the median concentration by up to 66%. Although these measures produce noticeable improvements, the median lake phosphorus would still reach 0.28 mg/L, roughly ten times above the eutrophic threshold. Adding a reduction of the occupancy rate to 40%, in

combination with the previous measures, could further lower the median concentration to 0.09 mg/L, representing an 89% decrease, yet this remains above acceptable water quality standards under SSP2-4.5. Similar trends are observed under SSP5-8.5. Finally, implementing source separation technology across all septic systems within the next decade could reduce phosphorus concentrations by nearly 99%, bringing the median into the oligotrophic range under both climate scenarios.

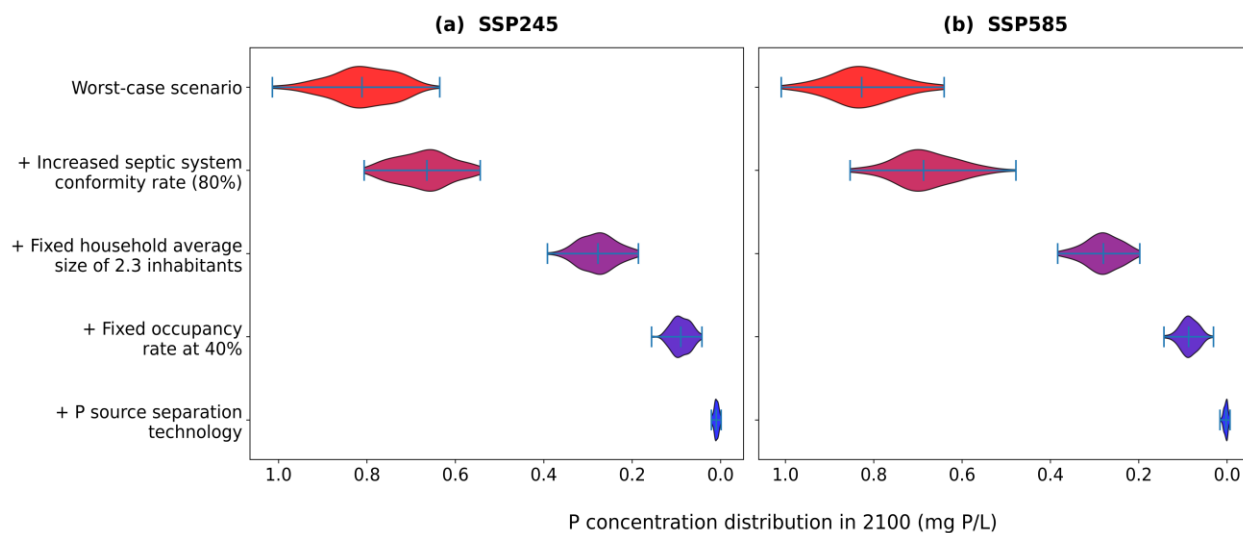


Figure 5.10 Evolution of the median phosphorus concentration in the lake with the gradual implementation of mitigation strategies by 2100 under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the future period 2023-2100.

Projections are less alarming if the same analysis is carried out under a shorter horizon. Municipalities often need projections that are not as far into the future, which is why mid-century predictions can also be relevant to plan for more short-term. Figure B.12 shows that lake health can be preserved if the catchment preserves its historical recreational vocation with same average household size, occupancy rates and 80% system conformity rate without having to invest in alternative technologies. While Figure B.12 still shows that fixing the average household size at 2.3 inhabitants per dwelling has the highest efficiency, maintaining current occupancy rate and ensuring an 80% conformity rate across septic systems are strong enough measures to preserve lake quality until 2050. Straightforward endeavours can greatly preserve septic system's technological integrity such as reducing hydraulic load, nutrient inputs, and sludge carry-over can

reduce typical failures such as drain field clogging (Sarac et al., 2001). To reduce hydraulic loads, indoor water efficiency upgrades can be considered and researched, which can also help reduce solids carry-over from septic tank to drain field and help prevent clogging (Sarac et al., 2001). Without investing into source separation technology, by mid-century the lake's trophic state can remain mesotrophic with a median concentration of 0.016 mg P/L under SSP2-4.5 and 0.013 mg P/L under SSP5-8.5 under status quo conditions.

5.6 Conclusions

Septic systems can be a critical source of phosphorus to lakes; however, their combined interaction with climate change and evolving anthropogenic pressures remains insufficiently understood. This study addressed this gap by evaluating the impact of climate change and anthropogenic scenarios using an integrated septic system–lake model. The model dynamically simulates septic phosphorus inputs as a function of system age, distance to the lake, conformity status, and soil characteristics, enabling a more realistic assessment of temporal variability in phosphorus loading. Anthropogenic scenarios included increases in household size, occupancy rates, and reductions in septic system conformity, while climate projections were based on SSP2–4.5 and SSP5–8.5 pathways. Results demonstrate that anthropogenic pressures dominate over climate effects in controlling phosphorus concentrations in a lake, in Quebec, Canada. In particular, increases in population density and occupancy substantially accelerate eutrophication, with critical thresholds frequently exceeded well before mid-century. Even under status quo conditions, the lake shows a high likelihood of transitioning toward meso-eutrophic conditions over time under future climate projections considering conventional septic systems. The implementation of source separation technology significantly improves outcomes by reducing phosphorus inputs at the source. Under status quo conditions, this approach can maintain oligotrophic conditions for most of the simulation period and prevent the occurrence of eutrophic states under changing climate.

Nevertheless, technological improvements alone are insufficient to offset the effects of increased anthropogenic pressure to maintain oligotrophic conditions. In particular, scenarios involving population growth show the limited capacity of upgrade of septic systems to compensate for increased loading, although, it can reduce the chance of achieving eutrophic lake conditions in the short-term. Overall, these findings underscore the importance of integrated watershed management

strategies that combine technological upgrades with controls on development and sustained system maintenance. While climate change introduces additional stressors, its influence is secondary to that of human-driven factors.

The importance of investing in alternative improvements of conventional septic systems has been extensively highlighted in this study, and nutrient removal through source separation techniques has proven its efficiency. Source separation technologies added to conventional septic systems exist. They are common for second residences and summer houses in Sweden, for instance, and are comprised of dry toilets, urine-diversion systems that are mostly found in rural areas (McConville et al., 2017). Other technologies such as anaerobic on-site treatment for blackwater have proven effective as well (Sharma et al., 2016). Source separation is a technique that exists alongside tertiary treatment of phosphorus whose cost-effectiveness has been studied (Zagklis & Bampos, 2022). Alternative phosphorus removal techniques must be discussed with the stakeholders and their feasibility analysed, knowing that it can be one of the most promising improvements that could preserve lake quality.

Acknowledgements

This project was completed with the precious contribution of Jesús Eduardo Arellano Cortes and Eva Ponelle-Danjean from Poitiers University, France, and all the CREDEAU personnel from Polytechnique Montréal. This study was funded by the Natural Science and Engineering Research Council of Canada and the city of Saint-Hippolyte (grant number ALLRP 566459-21), the Canada Research Chair for Decentralized and Small-Scale Water Treatment (grant number 950-232871) and the Quebec Ministry for the Environment (research contract).

Authors' Contributions

Conceptualization: Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh, Dominique Claveau-Mallet

Methodology: Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh, Dominique Claveau-Mallet.

Formal analysis and investigation: Carmen Iulia Oniga

Writing - original draft preparation: Carmen Iulia Oniga

Writing - review and editing: Carmen Iulia Oniga, Elmira Hassanzadeh, Dominique Claveau-Mallet

Funding acquisition: Dominique Claveau-Mallet and Elmira Hassanzadeh

Resources: Elmira Hassanzadeh and Dominique Claveau-Mallet

Supervision: Elmira Hassanzadeh and Dominique Claveau-Mallet

Competing interests

The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Les limitations du modèle incluent la simplification de phénomènes complexes comme la sédimentation au fond du lac et la suspension du phosphore dans la colonne d'eau. Ce phénomène, à l'inverse des autres sources en amont du lac, est interne. Pour inverser le phénomène d'eutrophisation, le contrôle des sources de phosphore externe a souvent été utilisé comme une méthode de réhabilitation comme des réglementations sur la densité de bétail, l'utilisation d'engrais, la reforestation et l'ajout de bandes végétales autour des cours d'eau (Jeppesen et al., 1999). Bien que plusieurs lacs aient répondu rapidement et positivement à ces mesures, la réhabilitation des lacs suivant la réduction de phosphore externe est souvent différée puisque l'accumulation de phosphore dans les sédiments du lac durant la période d'apport excessif s'équilibre avec la réduction et promeut de la resuspension (van der Molen & Boers, 1994).

Dans les lacs peu profonds comme le lac en Cœur, la resuspension du phosphore est un apport substantiel, parfois excédant même l'apport externe (Søndergaard et al., 2001). Dans les lacs peu profonds, l'apport interne de phosphore est encore plus important puisque la resuspension est grandement affectée par le vent et les turbulences fréquentes qui ont un effet cumulatif considérable (Qin et al., 2006). De plus, les lacs peu profonds et tempérés sont sujets à de la variabilité saisonnière importante qui peut être attribuée à l'utilisation plus fréquente des systèmes septiques durant la saison estivale, mais surtout à l'apport interne des sédiments causé par une hausse de la température de l'eau pendant l'été (Søndergaard et al., 1999). En bref, ces mécanismes très complexes et à petite résolution temporelle sont grandement simplifiés dans cette première version du modèle intégré. Les sédiments sont considérés comme un puits de phosphore, alors qu'ils peuvent agir aussi comme source interne de nutriment. Sa représentation très limitée est confinée comme paramètre de calibration étant donné le manque de données pour l'estimer. Dans une version plus perfectionnée du modèle, c'est l'une des premières améliorations que l'on souhaite apporter.

Parmi les processus internes du lac, autres que la resuspension, qui méritent d'être analysés plus en profondeur dans des étapes ultérieures, est aussi la capture du phosphore par les végétaux. Cette capture a été représentée en surface par une bande riveraine comme mentionné plus haut, mais la présence d'organismes dans le lac impacte aussi la concentration de phosphore. Bien que les sédiments eux-mêmes soient un puits qui accumule le phosphore, les macrophytes submergées

jouent un rôle capital dans le cycle du phosphore et plus spécialement dans le cas des lacs peu profonds comme le lac en Cœur (Maceda-Veiga et al., 2022). Les macrophytes submergés peuvent assimiler le phosphore de la colonne d'eau et des sédiments par les racines, les feuilles, des acides nucléiques et des enzymes (Gao et al., 2009) ce qui signifie qu'ils accumulent beaucoup de ce nutriment dans leur biomasse au cours de leur croissance (Dong et al., 2014). Cela signifie que les plantes aquatiques réduisent à la fois le phosphore dissous et celui des sédiments dans le système. La présence de macrophytes affectent des facteurs environnementaux importants comme l'oxygène dissous et le pH ce qui peut changer ce qui peut affecter les mécanismes de suspension et de sédimentation du phosphore (L. Wang et al., 2023). Sachant que ces organismes sont si importants dans le cycle du phosphore et dans leur interaction avec les processus internes, leur manque de représentativité représente une limitation importante de la présente étude et devrait être approfondi.

Le modèle développé se prête aussi à être utilisé sur des cas de bassins versants simples et des lacs simples non-stratifiés. Le bassin versant du lac en Cœur est un cas d'étude simple, un bon point de départ pour développer le cadre méthodologique. Son usage du territoire est très simple et ne comporte pas des zones urbaines, industrielles ou agricoles qui auraient complexifié le modèle, mais son lac est aussi un cas biochimique simple en étant peu profond et non-stratifié. Le modèle a été conçu pour traiter le lac comme une entité homogène alors que des cas beaucoup plus complexes de lacs profonds ont des comportements très différents des lacs peu profonds. La stratification permanente de certains lacs a un impact décisif sur la distribution du phosphore et de l'oxygène (Boehrer & Schultze, 2008). Les lacs profonds sont généralement stratifiés toute l'année sauf à quelques événements au tournant des saisons où ils sont brièvement mélangés ou peuvent même être exclusivement stratifiés (Wetzel, 2001). Dans les lacs profonds, la resuspension du phosphore ne domine pas autant que dans les lacs peu profonds parce que la stratification thermique et la longue distance verticale empêche le flux vertical de phosphore et est surtout observable dans la couche du fond du lac (Zhao et al., 2025). Ainsi, le comportement d'un lac stratifié et d'un lac non-stratifié sont très différents, le modèle devra alors être adapté et retravaillé pour s'adapter à des cas d'étude plus complexes. Ce cadre méthodologique serait donc applicable à un cas similaire d'usage du territoire et de lac peu profond. D'autres modules de transport de nutriments et de dynamiques internes des lacs pour prendre en compte la stratification et les processus biogéochimiques en jeu doivent être ajoutés afin qu'il soit généralisable à d'autres études de cas plus complexes.

Dans le second article, les simulations ont révélé que les conditions climatiques sont similaires sous SSP2-4.5 et SSP5-8.5, mais cette conclusion ne serait sans doute pas la même si le modèle considérait l'influence de la température de l'air sur la température de l'eau. Les variables dépendantes de la température dans le bilan hydrologique sont l'évaporation du lac, l'évapotranspiration sur le bassin versant et le ruissellement de surface. Étant un paramètre de calibration, la sédimentation ne dépend pas de la température de l'air dans la présente structure du modèle, mais dans la réalité, la hausse des températures de l'air affecte directement la température de l'eau. Une hausse de la température de l'eau signifie une baisse de l'oxygène dissous, beaucoup plus soluble dans des eaux plus froides, qui est un indicateur de qualité directement affecté par le réchauffement climatique (Harvey et al., 2011). Une hausse de la température de l'eau se traduit aussi par une diminution de l'adsorption du phosphore dans les sédiments et par une diminution de l'oxygène dissous qui peut donner lieu à des zones anaérobiques qui favorisent la resuspension du phosphore (Christophoridis & Fytianos, 2006). Ainsi, dans les prochaines étapes de l'amélioration continue de ce premier cadre de modélisation, modéliser la sédimentation du phosphore comme une fonction dépendante de la température de l'air va donner des résultats beaucoup plus parlants et compréhensifs. Les projections climatiques vont affecter plus que simplement le bilan de masse du lac et la quantité d'eau et pourraient donner des informations encore plus précises sur les mécanismes de qualité internes du lac et comment la hausse des températures globales qui les affectent.

Le couplage du modèle d'apport des systèmes septiques à un modèle de qualité des lacs peut être envisageable si on vise une bonne représentation de tous ces phénomènes combinés. Comme mentionné dans le Chapitre 2, plusieurs modèles de qualité des lacs sont en mesure de simuler des concentrations de phosphore pour peu que les données d'entrée nécessaires soient disponibles. Des modèles complexes qui permettent une analyse de niveau très élevé de l'hétérogénéité des lacs comme FABM (Bruggeman & Bolding, 2014) existent, mais aussi des modèles de niveau intermédiaire de complexité uni-dimensionnels comme MyLake (Saloranta & Andersen, 2007) et PCLake (Janse et al., 2010). PCLake, un modèle écologique physique, a le potentiel d'être adapté pour des cas généraux pour étudier l'eutrophisation, l'écologie, la qualité et l'impact du réchauffement climatique des lacs en plus d'être économe de temps de calcul et de données d'entrée (Janssen et al., 2019). Ainsi, le couplage de modèle de qualité des lacs au modèle d'apport total en phosphore peut être une solution tout indiquée pour utiliser des produits déjà développés pour

représenter la stratification des lacs et les mécanismes internes qui dépendent des caractéristiques de cas d'études variés. Cependant, la possibilité de développer nous-mêmes un module biochimique des lacs reste ouverte en fonction des besoins et des demandes des parties prenantes.

Les outils de modélisation tels que CE-QUAL-W2 ou même ceux plus simples comme MyLake ont cependant le désavantage de ne pas être facilement opérés par les toutes les parties prenantes. Bien que les modèles de manière générale sont créés pour permettre la planification territoriale présente et future, beaucoup d'entre eux sont très complexes, compréhensifs, dispendieux, demandent une collecte ou une disponibilité des données extensive et de la main d'œuvre qualifiée pour les opérer (Klosterman, 2013). L'utilisation de modèles simples favorisent une élaboration de politiques plus transparente et démocratique en rendant plus explicite les hypothèses que les modèles complexes rendent souvent inaccessibles et difficilement compréhensibles (Klosterman, 2013). Lorsque les parties prenantes sont incluses dans le processus décisionnel, l'emploi des modèles simples ne limitent pas le savoir à la discrétion des professionnels et réduisent l'écart entre les connaissances des ingénieurs et des parties prenantes ce qui a pour effet d'augmenter l'acceptation des politiques proposées lorsque les outils sont transparents et plus vulgarisés (Klosterman, 1987; Wachs, 2001). De plus, il a été démontré que les modèles complexes ne sont pas nécessairement plus précis que les modèles plus simples qui performant parfois même mieux malgré le grand nombre de simplifications qui n'ont pas une influence si importante sur les résultats (Katsikopoulos et al., 2018). Dans un cas comme le présent, la flexibilité, la facilité d'interprétation, le nombre restreint de données disponibles et la facilité d'opération du modèle doivent être privilégiés puisque l'objectif est de le remettre entre les mains des planificateurs territoriaux.

L'inclusion des parties prenantes est l'un des piliers de ce projet de doctorat, c'est pourquoi chaque décision a été prise avec leur participation en tête. De plus, il a été prouvé par plusieurs études qu'il y a des bénéfices évidents à inclure les parties prenantes dans les études d'impact. Les politiques et les plans directeurs qui sont montés à l'aide de leur participation sont plus compréhensifs, moins à risque d'ignorer les préoccupations environnementales et sont plus aisément implémentables (Ulibarri et al., 2019). De plus, l'inclusion du public peut grandement favoriser l'acceptation et le respect des nouvelles mesures et politiques proposées (Sultana & Abeyasekera, 2008). Elle a également de nombreux autres avantages comme des interventions avec plus de succès, un impact

plus marqué des politiques proposées et aussi une communication plus vaste des résultats (Haddaway et al., 2017).

Lorsqu'il s'agit de gestion des ressources hydriques les personnes responsables de proposer des politiques peuvent rarement y arriver en isolant les parties prenantes, mais l'un des défis majeurs est le développement d'outil efficaces pour communiquer ces stratégies. La dynamique des systèmes est une approche de modélisation employée dans ce projet. Elle permet de pallier le défi de communication scientifique avec la municipalité de St-Hippolyte. La dynamique des systèmes (DS) représente les boucles de rétroaction principales d'un système et sa simulation permet de montrer l'effet des certaines mesures, politiques ou conséquences sur son comportement (Stave, 2003). Les modèles de DS sont régis par des équations mathématiques et sont de nature causale (Winz et al., 2009). Leur principe repose sur l'évolution d'un système dans le temps en le transformant en une série de stocks et de flux qui relient tous les stocks et qui s'influencent mutuellement par des boucles de rétroaction positives ou négatives (Mashaly & Fernald, 2020). Par exemple, dans le modèle du lac en Cœur, la masse de phosphore et le volume du lac sont deux stocks qui s'influencent mutuellement. Lorsque le volume diminue, la concentration augmente, de même si la masse de phosphore exportée croît. À son tour, le volume du lac est influencé par un autre stock comme l'évaporation du lac. Si l'évaporation diminue, le volume du lac augmente, et ainsi de suite. L'utilisation des modèles DS est relativement récent pour favoriser l'approche participative dans la résolution de problèmes environnementaux, mais a été utilisé dans une variété de problématiques de qualité de l'eau (Beall & Zeoli, 2008). Les modèles les plus communément utilisés sont Powersim, Simile, Madonna, Dynamo ou Vensim (Voinov & Bousquet, 2010). Ces logiciels fournissent aux modélisateurs et aux parties prenantes des programmes de simulations transparents, intuitifs et faciles d'utilisation pour une communication efficace et qui favorise l'approche participative (Beall & Zeoli, 2008).

Vensim est un logiciel qui a comme fonction de facilement se coupler à Excel. Ainsi, l'un des projets envisagés par St-Hippolyte pour donner suite à ce projet est le développement de l'interface utilisateur sur Vensim pour avoir non seulement l'outil intégré pour estimer la concentration de phosphore dans le lac en Cœur, mais aussi l'interface pouvant évaluer en temps réel la réponse du système face aux différents scénarios et de politiques implantées. Avec tous les avantages des modèles DS énumérés ci-haut et les nombreuses plateformes de simulation existantes pour monter

une interface plus conviviale et intuitive qui manque dans la présente version du projet, c'est une ouverture qui a été discutée pour des étapes subséquentes au projet.

L'un des défis importants rencontrés lors de ce projet a été le manque de données général. Ce défi étant commun en modélisation hydrologique, il est encore plus difficile de développer un modèle intégré à l'échelle du bassin versant en raison de la complexité induite par la nature hautement variable des précipitations, l'usage du territoire, les caractéristiques du sol, les changements climatiques et les pressions anthropiques (Almeida & Coelho, 2024). L'usage du territoire du BV du lac en Cœur était simple, majoritairement composé de forêt et du lac (voir Figure 4.1), mais il n'en reste pas moins que pour déterminer la capacité d'adsorption du sol, l'une des variables principales du modèle intégré, aucune donnée en temps réel n'était disponible par rapport au type de sol. Le type de sol ayant une influence très importante sur la sorption, nous avons été contraints d'aller sur place pour échantillonner le sol autour du lac sur place. L'effet retardateur du sol et son impact sur la migration du phosphore vers les cours d'eau tributaire est bien documenté et il est connu que certains sols sont beaucoup plus efficaces que d'autres à ralentir sa migration (Robertson et al., 1998; Schellenger & Hellweger, 2019; S. Wang et al., 2024), il était donc primordial d'inclure des données réelles et non seulement empiriques ou théoriques dans le modèle.

Étant donné que le lac est entouré de terrains privés, la participation volontaire des résidents a été nécessaire pour avoir accès aux terrains sur la rive. Heureusement, plusieurs résidents ont accepté le carottage direct sur leur terrain pour être analysé en laboratoire ultérieurement. L'isotherme de Langmuir est une méthode souvent employée pour décrire les caractéristiques d'adsorption du phosphore (Wang et al., 2025) et a été déterminé en laboratoire (voir Figure 4.6, Figure B.3). Cependant, en raison des contraintes de temps et du nombre limité de sites disponibles, l'échantillonnage n'a pas été optimal. Il n'a pas été possible de creuser profondément dans la terre ou dans plusieurs couches stratigraphiques dans le temps alloué pour cette campagne et nous n'avons eu accès qu'à six terrains pour conduire l'échantillonnage. Dans une étude subséquente ou des données sur le type de sol n'est pas disponible ou lorsqu'il est préférable de les valider, il faudrait raffiner la stratégie avec de l'équipement plus mécanisé et performant pour creuser plus profondément dans le sol, plus de temps alloué et l'emploi d'une méthode analytique pour déterminer le nombre optimal d'échantillons à prélever. Le modèle étant très sensible au nombre d'échantillons puisque les types de sol ont une incidence directe sur la masse de phosphore exportée par les systèmes septiques, avoir un nombre d'échantillons qui représente bien l'hétérogénéité

spatiale du BV est nécessaire pour améliorer sa performance. Bien que ce soit une limitation du modèle de n'avoir que six types de sol pour l'échantillonnage Monte-Carlo, c'est une donnée qui a un fondement physique et qui est personnalisé au lac en Cœur à défaut d'être tiré de la littérature (voir Figure 5.1). C'était aussi une donnée manquante qui, comme c'est rarement le cas, a pu être mesurée *in situ*.

La capacité d'adsorption estimée dans cette étude est déterminée par des tests en batch et bien que ce soit une méthode d'analyse commune, elle peut présenter beaucoup de variabilité expliquée par l'influence de plusieurs facteurs. Par exemple, la concentration de la solution aqueuse dans laquelle le média est agitée peut grandement influencer les résultats. Des concentrations typiques de départ devraient se situer autour des concentrations d'effluent allant de 5 mg P/L jusqu'à 30 mg P/L, mais la performance élevée des échantillons testés a nécessité que la concentration de la solution soit augmentée jusqu'à 70 mg P/L pour certains échantillons afin d'être en mesure de mesurer une concentration résiduelle après agitation. Or, utiliser une concentration initiale aussi élevée peut grandement biaiser les résultats et surestimer la capacité d'adsorption puisque cela diminue le pH de la solution, ce qui favorise grandement la sorption (Drizo et al., 2002). D'autres paramètres expérimentaux comme le temps de contact et le type d'agitation peuvent influencer les tests. Par exemple, le délai nécessaire pour atteindre l'équilibre lors de l'agitation dépend du ratio sol/solution, et plus le ratio est bas, plus le délai d'atteinte d'équilibre est long (Cucarella & Renman, 2009) ce qui signifie que les 24 heures prescrites par les protocoles de tests en batch peuvent s'avérer insuffisants dans plusieurs instances comme c'a été le cas dans cette étude. Le processus d'agitation doit aussi être contrôlé pour ne pas agiter la solution trop agressivement et risquer de désagréger le média, mais elle doit être assez rapide pour éviter la stagnation (Cucarella & Renman, 2009). Une rotation entre 100 et 200 rpm semble convenable selon la littérature et dans cette étude une agitation de 180 rpm a été fixée. Bien que d'autres facteurs puissent être à l'origine d'une grande variabilité dans les résultats d'adsorption, celui qui présente la probabilité d'avoir biaisé le plus les résultats est la concentration initiale élevée qui a diminué le pH du milieu et a favorisé l'adsorption puisque le phosphore a synthétiquement été introduit par un composé de KH_2PO_4 comme c'est le cas dans plusieurs tests similaires (Drizo et al., 2002). De plus, il faut considérer que les tests en batch peuvent surestimer la capacité d'adsorption puisqu'il n'existe pas de compétition ionique pour les sites d'adsorption et que le temps de contact n'est pas représentatif des conditions terrain. Tous ces paramètres variables des tests en batch et ses limitations

expérimentales peuvent expliquer les valeurs très élevées de capacité d'adsorption obtenues dans cette étude et, conséquemment, les temps de conservation élevés même pour un débit d'effluent plutôt faible et une distance de migration de 3 m. L'application des tests en batch dans une autre étude de cas devra être strictement contrôlée et tous ces facteurs affectant les résultats sérieusement pris en compte.

Par ailleurs, la calibration du modèle a aussi été un défi rencontré en raison du peu de mesures disponibles de concentrations de phosphore dans le lac. Le RSVL (MELCCFP, 2024) s'est chargé de conduire l'échantillonnage et l'analyse en phosphore du lac, mais seulement une dizaine de points ont été disponibles et les méthodes d'analyse ont changé à un certain point inconnu avant 2010 selon la municipalité. Ainsi, les données mesurées avant 2010 ne sont probablement pas valides, mais ont quand même servi de référence pour la calibration. Le manque de données saisonnières de concentration de phosphore est aussi la raison principale pour laquelle une résolution temporelle annuelle a été privilégiée. Les données de phosphore disponibles ont été échantillonnées en été ce qui signifie que les dynamiques en saison froide n'ont pas été explicitement représentées dans la modélisation. Or, la gestion de la qualité des lacs ne peut être réellement efficace qu'en identifiant les facteurs biogéochimiques et les dynamiques internes au cours de toutes les saisons (Del Giudice et al., 2018). Or, le fonctionnement des écosystèmes comme les lacs sont vulnérables aux changements de saison.

Le couvert de glace en hiver influence le flux d'oxygène et la pénétration de la lumière, mais aussi l'hydrodynamique des lacs puisque le mouvement de l'eau est minimal ce qui a une incidence sur les processus physiques et biologiques comme le mélange du lac et la production biologique (Alam et al., 2024). La resuspension du phosphore peut être favorisée dans la période anoxique hivernale puisque le mouvement interne limité dans le lac est propice à une réduction de l'oxygène dissous dans le fond ce qui remobilise le nutriment dans la colonne d'eau (Joung et al., 2017). Bien que les lacs profonds et peu profonds ne se comportent pas de la même manière en raison de la stratification, les lacs peu profonds comme le lac en Cœur sont sensibles à la vitesse du vent qui, en hiver, sont relativement faibles et peuvent promouvoir la resuspension du phosphore des sédiments (Håkanson, 2004). Afin de pouvoir raffiner l'impact des saisons sur les dynamiques internes des cycles de phosphore, beaucoup plus de données auraient été nécessaires comme des concentrations mesurées à chaque saison ainsi que d'autres paramètres comme l'oxygène dissous. De plus, bien que certaines études relèvent l'impact de l'azote aussi comme nutriment limitant dans

les systèmes aquatiques (Chaffin et al., 2014), l'absence de toute donnée reliée à l'azote n'a pas permis de prendre en compte son impact sur la qualité du lac en Cœur, mais il est admissible que leur impact puisse être non-négligeable.

Certaines hypothèses du modèle méritent d'être soulignées : la concentration moyenne entrante dans le système septique de 6.5 mg P/L. Or, il est largement documenté que la composition des eaux usées est hautement variable. Des concentrations moyennes documentées dans la littérature sont de l'ordre de 15 mg P/L pour 2 occupants par résidence (Sarac et al., 2001) avec des variations pouvant se situer de 2.90 mg P/L jusqu'à 39.50 mg P/L (Iverson et al., 2022). Une étude menée sur l'analyse de l'eau usée domestique de 15 résidences unifamiliales a également déterminé une valeur moyenne de 15.30 mg P/L comme concentration de phosphore générée avec une concentration de 6.5 mg P/L se situant dans le 10^e percentile (Dubois et al., 2022). Cette variabilité importante peut être expliquée par les habitudes de consommation d'eau et les pratiques ménagères qui peuvent envoyer plus de phosphore dans le système septique comme par exemple des broyeurs dans les éviers au lieu de disposer de la nourriture dans la poubelle ou l'utilisation de technologie de séparation des eaux grises et noires (Iverson et al., 2022). Des facteurs comme une diète riche en protéines, l'utilisation de produits ménagers phosphatés comme les détergents ont également une incidence sur la concentration de phosphore générée dans les eaux usées (van Puijenbroek et al., 2019). Cela signifie que la probabilité que la concentration moyenne entrante dans les systèmes septiques utilisée dans la présente étude ait pu être sous-estimée.

La taille moyenne des ménages a une incidence directe aussi sur la masse de phosphore générée (Sarac et al., 2001; van Puijenbroek et al., 2019). La taille moyenne des ménages selon les statistiques à St-Hippolyte est de 2.3 habitants par ménage (Statistics Canada, 2021). Cette donnée, multipliée par une consommation moyenne domestique journalière de 270 L/d/capita, donne le débit entrant dans le système septique de 621 L/d/capita. Ce scénario de densité de population est le scénario historique nommée statu quo dans l'article 2 (voir Scenario ID 1 dans Tableau 5.2). Un scénario de croissance alternatif avec une taille de ménage de 3.45 habitants a aussi été simulé dans le second article et a été démontré comme étant le facteur le plus déterminant dans l'accélération de l'eutrophisation du lac en Cœur. Puisque la masse de phosphore exportée est directement proportionnelle à la densité de population, c'est une conclusion attendue, mais cette augmentation démographique n'a pas été calculée avec une augmentation graduelle entre 2023 et 2100 comme c'est le cas du taux d'occupation. Les flux de phosphore générés (voir Tableau 5.2) par 2.3 habitants

par ménage ont été déterminés séparément avant d'être incorporés dans le modèle pour la période historique (entre 1984 et 2022). Pour simuler une croissance dans la densité de la population, ces flux ont été recalculés, séparément de nouveau, pour 3.45 habitants par ménage au lieu de 2.3 avant d'être inclus dans le modèle pour la période historique 2023-2100. Ainsi, la croissance de population est modélisée de manière drastique, ce qui influence les résultats d'analyse de l'article 2. La raison pour laquelle cette approche a été privilégiée était pour réduire le temps de calcul qui aurait été très coûteux si une augmentation graduelle de 2.3 habitants à 3.45 entre 2023 et 2100 aurait été adoptée. Ces flux auraient dû être calculés à chaque pas de temps, pour chaque scénario, pour 100 itérations Monte-Carlo.

Le taux d'occupation, quant à lui, a été modélisé de manière dynamique et graduelle. Un taux d'occupation de 40% fixe entre a été simulé pour période historique 1984-2022, puis une augmentation linéaire a été simulée entre 2023-2100 avec 80% atteint en 2100. Bien que le taux d'occupation affecte directement le calcul du temps de conservation (voir Équation 4.7), son temps de calcul était beaucoup moins dispendieux. Idéalement, la densité de population et le taux d'occupation devraient tous deux être simulés de manière dynamique, c'est une amélioration qui est projetée dans les prochaines étapes de ce projet. Une autre avenue possible serait de repousser l'horizon dans lequel l'augmentation de la taille des ménages se produit. Il est possible de simuler les flux de phosphore associés à une taille moyenne des ménages de 3.45 habitants à partir de 2045 par exemple pour mieux représenter physiquement l'évolution démographique et son impact sur le système tout en conservant l'économie de temps de calcul et de simulation.

Il mérite d'être souligné aussi que ces augmentations démographiques ont été déterminées arbitrairement et simulent des scénarios de croissance anthropiques extrêmes et leur impact est reflété dans les résultats. C'est-à-dire qu'une augmentation de la taille des ménages de 50% est très conservatrice. En réalité, la taille de ménage peut fluctuer beaucoup moins de 50%, mais les simulations montrent des combinaisons de scénarios anthropiques conservateurs ce qui signifie que leurs impacts sont prédominants dans les résultats. Dans un cas où la croissance démographique stagne, ou demeure significativement moins marquée que les scénarios très conservateurs simulés dans l'article 2, il est possible que ce soit l'impact des changements climatiques qui domine la dégradation de la qualité du lac en Cœur pour peu que ses impacts soient bien représentés par une meilleure résolution des processus biogéochimiques internes. Des phénomènes comme la resuspension du phosphore causée par une augmentation de la température de l'air, elle-même

responsable de la croissance de la température de l'eau, pourraient s'avérer critiques dans des analyses alternatives où les pressions anthropiques ne sont pas aussi dominantes.

Une autre hypothèse qui influence les flux de phosphore générés par les systèmes septiques est la durée des non-conformités qui est un paramètre non-dynamique. Le débordement de la fosse septique (cas STO) a une durée estimée de 38 jours, le colmatage de l'élément épurateur (cas CDF) de 76 jours et lorsque les deux surviennent simultanément (cas STO&CDF), la durée est de 76 jours. Ces durées ont été déterminées de manière arbitraire, et pourraient même être utilisés comme paramètres de calibration ou comme variable aléatoire analysée par Monte-Carlo. Ces données ont servi à ajuster les flux du Tableau 5.1 pour considérer l'impact des non-conformités sur les flux souterrains et de surface.

Dans l'article 2, la simulation d'intervention technologique proposée pour réduire l'apport en phosphore est la séparation des eaux à la source. Si les eaux noires sont retenues à la source et que seules les eaux grises alimentent les systèmes septiques, l'apport en phosphore est grandement diminué. Cependant, il existe d'autres technologies de traitement avancé du phosphore pour les résidences isolées comme énumérées dans la section 2.2 qui n'ont cependant pas l'avantage d'intercepter le phosphore avant qu'il ne devienne une source diffuse. Pour ces raisons, aucun des traitements avancés n'a été considéré dans la simulation des stratégies de mitigation. Il a été conclu que pour des raisons économiques, de faisabilité et d'efficacité, la séparation à la source est la technologie la plus réaliste à considérer dans le cas du lac en Cœur et est la seule stratégie qui a fait l'objet de simulations dans cette phase du projet. D'autres mesures et solutions potentielles pourront être simulées ultérieurement après une consultation avec la municipalité.

En bref, les limitations de ce modèle incluent la simplification de phénomènes complexes, mais essentiels dans le cycle du phosphore comme la sédimentation et la stratification des lacs. La structure du modèle est basée sur le temps de conservation et la capacité d'adsorption, mais un plus grand nombre d'échantillons pour raffiner l'analyse aurait été préférable, de même que le nombre d'observations pour calibrer le modèle. Ultérieurement, il serait aussi indiqué de représenter la croissance démographique dynamiquement pour représenter plus fidèlement son impact sur le niveau trophique du lac et d'inclure dans l'échantillonnage Monte-Carlo la durée des non-conformités pour évaluer leur impact sur la réponse du système. De plus, il serait pertinent de

simuler d'autres mesures de mitigation pour évaluer leur impact sur le lac en Cœur afin de choisir les stratégies d'adaptation et de planification du territoire les plus adaptées à cette étude de cas.

CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

D’abord et avant tout, ce projet de doctorat a été entamé pour répondre aux besoins de la municipalité de St-Hippolyte qui souhaite être proactive dans la préservation de la qualité des lacs sur son territoire. Cette analyse a été conduite pour donner des pistes de solutions et des stratégies de mitigation à des fins d’adaptation aux conditions changeantes et à la planification territoriale. Dans un premier temps, le modèle intégré qualité-quantité a été monté et calibré sur la période historique pour valider sa performance, puis, a été simulé sur une période future pour prédire la concentration en phosphore dans le lac en Cœur sous des conditions anthropiques et climatiques changeantes.

Le premier article a permis de mettre en lumière l’importance du respect des directives provinciales par rapport aux résidence isolées. Les résultats ont démontré que dans la structure du modèle, les variables qui influencent le plus l’apport en phosphore vers le lac sur le bassin versant sont la capacité d’adsorption du sol et la distance du système par rapport au lac. La capacité d’adsorption est intrinsèque aux caractéristiques hydrogéologiques du sol et peu de contrôle peut être exercé sur ce paramètre, de même que sur la distance des systèmes existants. Cependant, pour les futurs systèmes, il est de mise de respecter la distance minimale de 15 mètres dictée par les directives provinciales (Government of Quebec, 2025b). Il est également essentiel de mettre sur pieds des programmes d’entretien, de sensibilisation et d’inspection des systèmes septiques pour sensibiliser la population quant aux meilleures pratiques à adopter qui peuvent se montrer efficaces dans le prolongement de leur vie utile. Des mesures comme le développement de couches géospatiales avec de l’information sur les type de sol et les systèmes septiques âgés pour cibler certaines zones à risque peut s’avérer utile pour cibler où concentrer les efforts de mitigation sachant que les systèmes septiques ont une durée de vie entre 15 et 40 ans (Capps et al., 2020). Certaines stratégie d’entretien des systèmes septiques pour prévenir des défaillances incluent la vidange de la fosse septique chaque 2 ou 4 ans selon l’usage de la résidence, utiliser efficacement l’eau dans la maison en considérant les toilettes, les robinets et les machines à laver efficaces à plus faible volume, l’élimination des déchets à l’extérieur de la maison au lieu de tout jeter dans les conduits de la maison (ex : broyeurs dans la cuisine) pour éviter l’excès de solides dans le système, et le maintien de l’élément épurateur en ne mettant pas de poids au-dessus et en s’assurant que les racines et les pompes sont installés loin (United States Government, 2025).

Dans ce modèle, la capture de phosphore de la bande végétale a été modélisée avec une géométrie précise, à savoir lorsque le système septique est à au moins 15 mètres du lac, la bande végétale par systèmes septique avait une dimension de 12 m x 20 m et lorsque le système était trop près, il a été considéré qu'il n'y a pas assez d'espace pour en planter une. Une bande riveraine végétale de cette dimension captait 0,0006 kg/m²/an pour une capture totale de 0.144 kg/an ce qui correspond à une capture typique d'un mélange de gazon et de bande forestière (Mander et al., 1997). Végétaliser la rive du lac peut être une bonne stratégie pour intercepter le phosphore provenant du ruissellement de surface des non-conformités et du ruissellement sur le BV puisque les bandes riveraines sont efficaces pour capturer le phosphore particulaire si la pente ne dépasse pas trop 2 degrés (Darch et al., 2015). Les bandes végétales dans des conditions optimales de type de végétation, de pente et de vitesse d'écoulement peuvent ralentir le ruissellement et intercepter dans certains cas entre 32 et 79% du phosphore particulaire, mais peu de phosphore dissous réactif qui est souvent la source majeure de dégradation de la qualité des lacs (Roberts et al., 2012). Cependant, il faut choisir une bonne méthode pour modéliser l'impact des bandes riveraines sur l'interception du phosphore et étudier leurs bénéfices puisqu'il est documenté qu'à la longue, la végétation peut aussi devenir une source de phosphore lorsque les plantes sont saturées (Hoffmann et al., 2009). Il serait tout de même intéressant d'investiguer la solution peu coûteuse, esthétique et écologique que représente la végétalisation des rives pour la capture du phosphore, mais aussi pour d'autres potentiels bienfaits sur la biodiversité et les habitats naturels.

Bien qu'il existe d'autres technologies de traitement d'effluent des eaux usées pour les résidences isolées tels que les traitement avancés aérobiques ou anaérobiques, le traitement de séparation à la source est parmi les plus efficaces, économiques, respectueux de l'environnement, durables qui peut être utilisé autant en milieu rural que dans les zones urbains denses (Sharma et al., 2022). Plusieurs des scénarios les plus néfastes à la qualité du lac en Cœur ont pu être grandement mitigés par l'interception du phosphore des eaux noires à la source (voir Figure 5.6). La recommandation serait donc d'investiguer avec les parties prenantes la séparation des eaux à la source au lieu d'envisager les traitements tertiaires coûteux, avares d'espace et dont l'efficacité n'a pas été totalement éprouvée pour garantir la longévité du lac en Cœur. Le traitement du phosphore à la source garantit son enlèvement total alors que les filtres à sable ou les milieux humides ont un risque élevé de lixiviation et de contamination du milieu récepteur en plus de dépendre de facteurs externes difficiles à contrôler. L'utilisation de la technologie de séparation à la source est de plus

en plus étudiée en raison de tous les avantages qu'elle offre lorsque couplée aux systèmes de traitement décentralisés : favorise la réutilisation des ressources comme l'eau et les nutriments, réduit la complexité des procédés de traitement des eaux en étant plus facile d'entretien et est une solution très adaptée pour mitiger une croissance abrupte de population (Opher & Friedler, 2016).

En séparant les eaux grises et les eaux noires résidentielles l'empreinte carbone des systèmes septiques et leur impact sur la santé des lacs peut être grandement réduites, surtout si les produits dérivés sont recyclés pour différentes utilisations (Cornejo et al., 2013). Une étude menée par de Simone Souza et al. (2023) a démontré que l'impact environnemental des systèmes septiques peut être grandement réduit s'ils sont couplés à des technologies de séparation des eaux qui recyclent les produits dérivés, comme le phosphore pour être réutilisé en agriculture, en plus de grandement réduire les risques pour la santé humaine. Des technologies citées pour séparation à la source sont les toilettes sous-vide, des systèmes de stockage d'urine et des systèmes TEvap et EvaTAC (de Simone Souza et al., 2023). Ainsi, l'une des meilleures solutions sans investissement faramineux réside dans la séparation des eaux usées qui mérite une investigation et une étude de faisabilité plus approfondie auprès de la municipalité et une connaissance plus approfondie des technologies mentionnées ci-haut.

En conclusion, les recommandations pour donner suite à cette étude d'impact de la qualité du lac en Cœur serait de mener des campagnes de sensibilisation et d'inspection sur la conformité des systèmes septiques existants et de privilégier l'implantation des futurs systèmes à une distance d'au moins 15 m de la rive. Les bienfaits et le rôle des bandes riveraines devraient être modélisés de manière plus compréhensive comme solution peu coûteuse et esthétique dans l'interception des flux de surface provenant des non-conformités des systèmes septiques. Additionnellement, une étude de faisabilité des technologies disponibles au Québec pour séparer les eaux à la source devrait être menée. Cette approche est économique, écologique et efficace pour contrer les pressions anthropiques et climatiques sur la qualité du lac en Cœur d'ici la fin du siècle. Si les conditions historiques d'occupation du territoire et démographiques venaient à changer, un investissement dans des interventions supplémentaires pour réduire l'apport en phosphore des résidences est inévitable pour mitiger le plus possible les effets inexorables des changements climatiques et de leur impact sur les mécanismes régissant la qualité des lacs.

RÉFÉRENCES

- Abbassi, B. E., Abuharb, R., Ammary, B., Almanaseer, N., & Kinsley, C. (2018). Modified Septic Tank: Innovative Onsite Wastewater Treatment System. *Water*, 10(5), 578. <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/5/578>
- Abdi, B., Bozorg-Haddad, O., & Chu, X. (2021). Uncertainty analysis of model inputs in riverine water temperature simulations. *Scientific Reports*, 11(1), 19908. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99371-0>
- Adegoke, A., & Stenström, T. (2019). *Septic Systems*. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.59>
- Alam, M. S., Zastepa, A., & Dittrich, M. (2024). Phosphorus dynamics in an ice-covered lake: Insights from geochemical gradients in water and sediments. *Chemical Geology*, 657, 122093. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2024.122093>
- Almeida, M., & Coelho, P. (2024). Improving the accuracy of an integrated watershed-reservoir water quality modeling approach (SWAT and CE-QUAL-W2) in data scarce watersheds. *Journal of Hydrology*, 644, 132076. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132076>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Asif, Z., Chen, Z., Sadiq, R., & Zhu, Y. (2023). Climate Change Impacts on Water Resources and Sustainable Water Management Strategies in North America. *Water Ressources Management*, 37, 2771-2786.
- ASTM International. (2023). *Standard Test Method for 24-h Batch-Type Measurement of Contaminant Sorption by Soils and Sediments*. Compass. Retrieved 26 January 2025 from <https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CD4646-16%7Cen-US&proxycyl=https%3A%2F%2Fsecure.astm.org&fromLogin=true>
- Beal, C. D., Gardner, E. A., Kirchhof, G., & Menzies, N. W. (2006). Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water Research*, 40(12), 2327-2338. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.018>
- Beal, C. D., Gardner, E. A., & Menzies, N. W. (2005). Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank–soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research*, 43(7), 781-802. <https://doi.org/10.1071/sr05018>
- Beall, A., & Zeoli, L. (2008). Participatory modeling of endangered wildlife systems: Simulating the sage-grouse and land use in Central Washington. *Ecological Economics*, 68(1), 24-33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.08.019>
- Berryman, D. (2006). *Establish water quality criteria and reference values for phosphorus, according to eco-regions: timeliness, feasibility and first exploratory exercise*. (2-550-46503-2). Québec: Quebec Ministry of Sustainable Development, of the Environment and Parks

- Berti, A., Tardivo, G., Chiaudani, A., Rech, F., & Borin, M. (2014). Assessing reference evapotranspiration by the Hargreaves method in north-eastern Italy. *Agricultural Water Management*, 140, 20-25. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.03.015>
- Bird, S. C., & Drizo, A. (2010). EAF Steel Slag Filters for Phosphorus Removal from Milk Parlor Effluent: The Effects of Solids Loading, Alternate Feeding Regimes and In-Series Design. *Water*, 2(3), 484-499. <https://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/484>
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2006RG000210>
- Bojanowski, D., Orlńska-Woźniak, P., Wilk, P., & Szalińska, E. (2022). Estimation of nutrient loads with the use of mass-balance and modelling approaches on the Wełna River catchment example (central Poland). *Scientific Reports*, 12(1), 13052. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17270-4>
- Bruggeman, J., & Bolding, K. (2014). A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environmental Modelling & Software*, 61, 249-265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.04.002>
- Brylinsky, M. (2004). *User's Manual for Prediction of Phosphorus Concentration In Nova Scotia Lakes: A Tool for Decision Making*. Acadia University.
- Bui, H. H., Ha, N. H., Nguyen, T. N. D., Nguyen, A. T., Pham, T. T. H., Kandasamy, J., & Nguyen, T. V. (2019). Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(2), 210-223. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.005>
- Butler, D., & Payne, J. (1995). Septic tanks: Problems and practice. *Building and Environment*, 30(3), 419-425. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0360-1323\(95\)00012-U](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0360-1323(95)00012-U)
- Cannon, A. J. (2018). Multivariate quantile mapping bias correction: an N-dimensional probability density function transform for climate model simulations of multiple variables. *Climate Dynamics*, 50(1), 31-49. <https://doi.org/10.1007/s00382-017-3580-6>
- Capps, K. A., Bateman McDonald, J. M., Gaur, N., & Parsons, R. (2020). Assessing the Socio-Environmental Risk of Onsite Wastewater Treatment Systems to Inform Management Decisions. *Environmental Science & Technology*, 54(23), 14843-14853. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03909>
- Carpenter, S. R., & Cottingham, K. L. (1997). Resilience and Restoration of Lakes. *Conservation Ecology*, 1(1), 2.
- Celi, L., & Barberis, E. (2005). Abiotic stabilization of organic phosphorus in the environment. *CABI*, 113-132. <https://doi.org/10.1079/9780851998220.0113>
- Cetinkaya, C. P., & Gunacti, M. C. (2024). Meteorological and Agricultural Drought Risk Assessment via Kaplan–Meier Survivability Estimator. *Agriculture*, 14(3), 503.
- Chaffin, J. D., Bridgeman, T. B., Bade, D. L., & Mobilian, C. N. (2014). Summer phytoplankton nutrient limitation in Maumee Bay of Lake Erie during high-flow and low-flow years. *Journal of Great Lakes Research*, 40(3), 524-531. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.04.009>

- Cheng, X., Huang, Y., Li, R., Pu, X., Huang, W., & Yuan, X. (2020). Impacts of water temperature on phosphorus release of sediments under flowing overlying water. *Journal of Contaminant Hydrology*, 235, 103717. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103717>
- Christodoulou, S. E. (2011). Water Network Assessment and Reliability Analysis by Use of Survival Analysis. *Water Resources Management*, 25(4), 1229-1238. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9679-8>
- Christophoridis, C., & Fytianos, K. (2006). Conditions Affecting the Release of Phosphorus from Surface Lake Sediments. *Journal of Environmental Quality*, 35(4), 1181-1192. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2005.0213>
- Claveau-Mallet, D., Boutet, É., & Comeau, Y. (2018). Steel slag filter design criteria for phosphorus removal from wastewater in decentralized applications. *Water Research*, 143, 28-37. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.032>
- Claveau-Mallet, D., Seltani, H., & Comeau, Y. (2020). Phosphorus Removal and Carbon Dioxide Capture in a Pilot Conventional Septic System Upgraded with a Sidestream Steel Slag Filter. *Water*, 12(1), 275. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/1/275>
- Cogger, C. G., Hajjar, L. M., Moe, C. L., & Sobsey, M. D. (1988). Septic System Performance on a Coastal Barrier Island. *Journal of Environmental Quality*, 17(3), 401-408. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1988.00472425001700030009x>
- Comber, S., Gardner, M., Georges, K., Blackwood, D., & Gilmour, D. (2013). Domestic source of phosphorus to sewage treatment works. *Environmental Technology*, 34(10), 1349-1358. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.747003>
- Cornejo, P. K., Zhang, Q., & Mihelcic, J. R. (2013). Quantifying benefits of resource recovery from sanitation provision in a developing world setting. *Journal of Environmental Management*, 131, 7-15. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.043>
- Correll, D. L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261-266. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
- Couture, R.-M., Tominaga, K., Starrfelt, J., Moe, S. J., Kaste, Ø., & Wright, R. F. (2014). Modelling phosphorus loading and algal blooms in a Nordic agricultural catchment-lake system under changing land-use and climate. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7), 1588-1599. <https://doi.org/10.1039/C3EM00630A>
- Cucarella, V., & Renman, G. (2009). Phosphorus Sorption Capacity of Filter Materials Used for On-site Wastewater Treatment Determined in Batch Experiments—A Comparative Study. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 381-392. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2008.0192>
- Cui, L., Zhu, X., Ma, M., Ouyang, Y., Dong, M., Zhu, W., & Luo, S. (2008). Phosphorus Sorption Capacities and Physicochemical Properties of Nine Substrate Materials for Constructed Wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55(2), 210-217. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9109-y>
- Czepirski, L., Balys, R., & Komorowska-Czepirska, E. (2000). Some generalization of Langmuir adsorption isotherm. *Internet Journal of Chemistry*, 14(3).

- D'Amato, V., Linker, L., Zhou, N., Wood, D., Ator, S., Brakebill, J., & Sekellick, A. (2016). *Nutrient Attenuation in Chesapeake Bay Watershed Onsite Wastewater Treatment Systems—Final Report*. 59.
- Dapeng, L., Yong, H., Chengxin, F., & Yan, Y. (2011). Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions. *Chemical Engineering Journal*, 168(3), 1049-1054. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.082>
- Darch, T., Carswell, A., Blackwell, M. S. A., Hawkins, J. M. B., Haygarth, P. M., & Chadwick, D. (2015). Dissolved Phosphorus Retention in Buffer Strips: Influence of Slope and Soil Type. *Journal of Environmental Quality*, 44(4), 1216-1224. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2014.10.0440>
- de Graffe, M. S. (2010). *Resource recovery from blackwater* Wageningen University]. Wageningen, Netherlands.
- de Simone Souza, H. H., de Morais Lima, P., Medeiros, D. L., Vieira, J., Filho, F. J. C. M., Paulo, P. L., Fullana-i-Palmer, P., & Boncz, M. Á. (2023). Environmental assessment of on-site source-separated wastewater treatment and reuse systems for resource recovery in a sustainable sanitation view. *Science of the Total Environment*, 895, 165122. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165122>
- Debele, B., Srinivasan, R., & Parlange, J. Y. (2008). Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environmental Modeling & Assessment*, 13(1), 135-153. <https://doi.org/10.1007/s10666-006-9075-1>
- Del Giudice, D., Zhou, Y., Sinha, E., & Michalak, A. M. (2018). Long-Term Phosphorus Loading and Springtime Temperatures Explain Interannual Variability of Hypoxia in a Large Temperate Lake. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 2046-2054. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04730>
- Deng, Y., Zhang, Y., Pan, D., Yang, S. X., & Gharabaghi, B. (2024). Review of Recent Advances in Remote Sensing and Machine Learning Methods for Lake Water Quality Management. *Remote Sensing*, 16(22), 4196. <https://doi.org/doi:10.3390/rs16224196>
- Dillon, P. J., & Molot, L. A. (1996). Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. *Water Research*, 30(10), 2273-2280. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00110-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00110-8)
- Dillon, P. J., & Rigler, F. H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 19(5), 767-773. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>
- Dong, B., Qin, B., Gao, G., & Cai, X. (2014). Submerged macrophyte communities and the controlling factors in large, shallow Lake Taihu (China): Sediment distribution and water depth. *Journal of Great Lakes Research*, 40(3), 646-655. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.04.007>
- Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., & Chapuis, R. P. (2002). Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. *Environmental Science & Technology*, 36(21), 4642-4648. <https://doi.org/10.1021/es011502v>

- Dubois, V., Falipou, E., & Boutin, C. (2022). Quantification and qualification of the urban domestic pollution discharged per household and per resident. *Water Science and Technology*, 85(5), 1484-1499. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.064>
- Dunne, J. P., Horowitz, L. W., Adcroft, A. J., Ginoux, P., Held, I. M., John, J. G., Krasting, J. P., Malyshev, S., Naik, V., Paulot, F., Shevliakova, E., Stock, C. A., Zadeh, N., Balaji, V., Blanton, C., Dunne, K. A., Dupuis, C., Durachta, J., Dussin, R.,...Zhao, M. (2020). The GFDL Earth System Model Version 4.1 (GFDL-ESM 4.1): Overall Coupled Model Description and Simulation Characteristics. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 12(11), e2019MS002015. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2019MS002015>
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C. A., Stevens, B., Stouffer, R. J., & Taylor, K. E. (2016). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geosci. Model Dev.*, 9(5), 1937-1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>
- Fetter, C. W., Boving, T., & Kreamer, D. (2018). Transformation, Retardation, and Attenuation of Solutes. In *Contaminant Hydrogeology* (3 ed., pp. 133-154). Waveland Press, Inc.
- Fiedler, F. R. (2003). Simple, Practical Method for Determining Station Weights Using Thiessen Polygons and Isohyetal Maps. *Journal of Hydrologic Engineering*, 8(4), 219-221. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2003\)8:4\(219\)](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)1084-0699(2003)8:4(219))
- Fisherman, G. S. (1996). *Monte Carlo* (1 ed.). Springer New York, NY. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4757-2553-7>
- Forrester, J. W. (1994). System dynamics, systems thinking, and soft OR. *System Dynamics Review*, 10(2-3), 245-256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/sdr.4260100211>
- Gao, J., Xiong, Z., Zhang, J., Zhang, W., & Obono Mba, F. (2009). Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes. *Desalination*, 242(1), 193-204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.006>
- Gebrechorkos, S., Leyland, J., Slater, L., Wortmann, M., Ashworth, P. J., Bennett, G. L., Boothroyd, R., Cloke, H., Delorme, P., Griffith, H., Hardy, R., Hawker, L., McLelland, S., Neal, J., Nicholas, A., Tatem, A. J., Vahidi, E., Parsons, D. R., & Darby, S. E. (2023). A high-resolution daily global dataset of statistically downscaled CMIP6 models for climate impact analyses. *Scientific Data*, 10(1), 611. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02528-x>
- Gedney, N., Cox, P. M., Betts, R. A., Boucher, O., Huntingford, C., & Stott, P. A. (2006). Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. *Nature*, 439(7078), 835-838. <https://doi.org/10.1038/nature04504>
- Goodfellow, I., Bengio, Y., & Aaron Courville, A. (2016). Probability and Information Theory. In *Deep learning* (1 ed., pp. 60-61). The MIT Press. <https://doi.org/10.1007/s10710-017-9314-z>
- Government of Canada. (2025). *1981-2010 Canadian Climate Normals Stations*. 1981-2010 Climate Normals and Averages. Retrieved 3 February 2025 from https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/station_select_1981_2010_e.html?searchType=stnProx&txtRadius=25&selCity=&selPark=&txtCentralLatDeg=&txtCentralLatMin=&txtCentralLatSec=&txtCentralLongDeg=&txtCentralLongMin=&txtCentralLongSec=&optProxType=decimal&txtLatDecDeg=45%2C98&txtLongDecDeg=-74

- Government of Quebec. (2025a). *Population projections based on age groups, Quebec*. Quebec's Institute of Statistics. Retrieved March 9 2026 from <https://statistique.quebec.ca/fr/document/projections-de-population-le-quebec/publication/le-quebec-projections-demographiques>
- Government of Quebec. (2025b). *Regulation respecting waste water disposal systems for isolated dwellings*. Quebec Official Publisher
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Guo, S. (2009). *Survival Analysis*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195337518.001.0001>
- Haddaway, N. R., Kohl, C., Rebelo da Silva, N., Schiemann, J., Spök, A., Stewart, R., Sweet, J. B., & Wilhelm, R. (2017). A framework for stakeholder engagement during systematic reviews and maps in environmental management. *Environmental Evidence*, 6(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0089-8>
- Håkanson, L. (2004). Internal loading: A new solution to an old problem in aquatic sciences. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 9(1), 3-23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2004.00230.x>
- Hamisi, R., Renman, A., Renman, G., Wörman, A., & Thunvik, R. (2022). Long-term phosphorus sorption and leaching in sand filters for onsite treatment systems. *Science of the Total Environment*, 833, 155254. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155254>
- Harman, J., Robertson, W. D., Cherry, J. A., & Zanini, L. (1996). Impacts on a Sand Aquifer from an Old Septic System: Nitrate and Phosphate. *Groundwater*, 34(6), 1105-1114. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02177.x>
- Harvey, R., Lye, L., Khan, A., & Paterson, R. (2011). The Influence of Air Temperature on Water Temperature and the Concentration of Dissolved Oxygen in Newfoundland Rivers. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 36(2), 171-192. <https://doi.org/10.4296/cwrj3602849>
- Hassanzadeh, E., Strickert, G., Morales-Marin, L., Noble, B., Baulch, H., Shupena-Soulodre, E., & Lindenschmidt, K.-E. (2019). A framework for engaging stakeholders in water quality modeling and management: Application to the Qu'Appelle River Basin, Canada. *Journal of Environmental Management*, 231, 1117-1126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.016>
- Hassanzadeh, E., Zarghami, M., & Hassanzadeh, Y. (2012). Determining the Main Factors in Declining the Urmia Lake Level by Using System Dynamics Modeling. *Water Resources Management*, 26(1), 129-145. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9909-8>
- Herischi, A., Vigeant, É., & Carignan, R. (2018). *Lake en Coeur management plan*. CRE Laurentians.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H. C. B., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of*

- Environmental Quality*, 38(5), 1942-1955.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2008.0087>
- Huang, R., Ma, C., Ma, J., Huangfu, X., & He, Q. (2021). Machine learning in natural and engineered water systems. *Water Research*, 205, 117666.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117666>
- Iverson, G., Humphrey, C. P., O'Driscoll, M. A., Sanderford, C., Jernigan, J., & Serozi, B. (2018). Nutrient exports from watersheds with varying septic system densities in the North Carolina Piedmont. *Journal of Environmental Management*, 211, 206-217.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.063>
- Iverson, G., Humphrey, C. P., O'Driscoll, M., Jernigan, J., Serozi, B., & Sanderford, C. (2022). Quantifying Total Phosphorus and Heavy Metals in Residential Septage. *Applied Sciences*, 12(7), 3336. <https://www.mdpi.com/2076-3417/12/7/3336>
- Janse, J. H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Lieere, L., Sloot, J. S., & Mooij, W. M. (2010). Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecological Modelling*, 221(4), 654-665.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.07.023>
- Janssen, A. B. G., Teurlinckx, S., Beusen, A. H. W., Huijbregts, M. A. J., Rost, J., Schipper, A. M., Seelen, L. M. S., Mooij, W. M., & Janse, J. H. (2019). PCLake+: A process-based ecological model to assess the trophic state of stratified and non-stratified freshwater lakes worldwide. *Ecological Modelling*, 396, 23-32.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.006>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J. P., Svendsen, L. M., & Lauridsen, T. L. (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia*, 395(0), 419-432.
<https://doi.org/10.1023/A:1017071602549>
- Jin, L., Whitehead, P. G., Sarkar, S., Sinha, R., Futter, M. N., Butterfield, D., Caesar, J., & Crossman, J. (2015). Assessing the impacts of climate change and socio-economic changes on flow and phosphorus flux in the Ganga river system. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(6), 1098-1110. <https://doi.org/10.1039/C5EM00092K>
- Johansson Westholm, L. (2006). Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment? *Water Research*, 40(1), 23-36.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.006>
- Johnes, P. J. (1999). Understanding lake and catchment history as a tool for integrated lake management. *Hydrobiologia*, 395(0), 41-60. <https://doi.org/10.1023/A:1017002914903>
- Johnes, P. J., & Butterfield, D. (2002). Landscape, regional and global estimates of nitrogen flux from land to sea: Errors and uncertainties. *Biogeochemistry*, 57(1), 429-476.
<https://doi.org/10.1023/A:1015721416839>
- Jones, L. (2014). Vensim and the development of system dynamics. In *Discrete-Event Simulation and System Dynamics for Management Decision Making* (pp. 215-247).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118762745.ch11>
- Jørgensen, S. L., Olsen, S. B., Ladenburg, J., Martinsen, L., Svenningsen, S. R., & Hasler, B. (2013). Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality

- improvements—Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics*, 92, 58-66. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.015>
- Joung, D., Leduc, M., Ramcharitar, B., Xu, Y., Isles, P. D. F., Stockwell, J. D., Druschel, G. K., Manley, T., & Schroth, A. W. (2017). Winter weather and lake-watershed physical configuration drive phosphorus, iron, and manganese dynamics in water and sediment of ice-covered lakes. *Limnology and Oceanography*, 62(4), 1620-1635. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/lno.10521>
- Käki, A., Salo, A., & Talluri, S. (2014). Scenario-Based Modeling of Interdependent Demand and Supply Uncertainties. *IEEE transactions on engineering management*, 61(1), 101-113. <https://doi.org/10.1109/TEM.2013.2266418>
- Kane, D., Conroy, J. D., Richards, R. P., Baker, D. B., & Culver, D. A. (2014). Re-eutrophication of Lake Erie: Correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass. *Journal of Great Lakes Research*, 40(3), 496-501. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.04.004>
- Kartsonaki, C. (2016). Survival analysis. *Diagnostic Histopathology*, 22(7), 263-270. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mpdhp.2016.06.005>
- Katsikopoulos, K. V., Durbach, I. N., & Stewart, T. J. (2018). When should we use simple decision models? A synthesis of various research strands. *Omega*, 81, 17-25. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.omega.2017.09.005>
- Kennedy, R. H. (1999). Basin-Wide Considerations for Water Quality Management: Importance of Phosphorus Retention by Reservoirs. *International Review of Hydrobiology*, 84(6), 557-566. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/iroh.199900047>
- Klosterman, R. E. (1987). The politics of computer-aided planning. *Town Planning Review*, 58(4), 441. <https://doi.org/doi:10.3828/tpr.58.4.145wt05130416rn6>
- Klosterman, R. E. (2013). Lessons Learned About Planning. *Journal of the American Planning Association*, 79(2), 161-169. <https://doi.org/10.1080/01944363.2013.882647>
- Koletsis, D., & Pandis, N. (2017). Survival analysis, part 2: Kaplan-Meier method and the log-rank test. *American Journal of Orthodontics and Dentofacial Orthopedics*, 152(4), 569-571. <https://doi.org/10.1016/j.ajodo.2017.07.008>
- Kroeze, C., Bouwman, L., & Seitzinger, S. (2012). Modeling global nutrient export from watersheds. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(2), 195-202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.01.009>
- Kuczera, G., & Parent, E. (1998). Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. *Journal of Hydrology*, 211(1), 69-85. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00198-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00198-X)
- Kujawa-Roeleveld, K., & Zeeman, G. (2006). Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 115-139. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5789-9>
- Laaksonen, P., Sinkkonen, A., Zaitsev, G., Mäkinen, E., Grönroos, T., & Romantschuk, M. (2017). Treatment of municipal wastewater in full-scale on-site sand filter reduces BOD efficiently but does not reach requirements for nitrogen and phosphorus removal. *Environmental*

- Science and Pollution Research*, 24(12), 11446-11458. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8779-x>
- Lake, B. A., Coolidge, K. M., Norton, S. A., & Amirbahman, A. (2007). Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. *Science of the Total Environment*, 373(2), 534-541. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.021>
- Lance, J. C. (1977). Phosphate Removal from Sewage Water by Soil Columns. *Journal of Environmental Quality*, 6(3), 279-284. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1977.00472425000600030010x>
- Leader, J. W., Dunne, E. J., & Reddy, K. R. (2008). Phosphorus Sorbing Materials: Sorption Dynamics and Physicochemical Characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 37(1), 174-181. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2007.0148>
- Lee, W. L., Wang, Y. C., Shiu, C. J., Tsai, I., Tu, C. Y., Lan, Y. Y., Chen, J. P., Pan, H. L., & Hsu, H. H. (2020). Taiwan Earth System Model Version 1: description and evaluation of mean state. *Geosci. Model Dev.*, 13(9), 3887-3904. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3887-2020>
- Liwerska-Bizukoje, E., & Biernacki, R. (2010). Identification of the most sensitive parameters in the activated sludge model implemented in BioWin software. *Bioresource Technology*, 101(19), 7278-7285. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.065>
- Lombardo, P. (2006). Phosphorus Geochemistry in Septic Tanks, Soil Absorption Systems, and Groundwater.
- Loucks, D. P. (1992). Water Resource Systems Models: Their Role in Planning. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 118(3), 214-223. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1992\)118:3\(214\)](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(1992)118:3(214))
- Lovato, T., Peano, D., Butenschön, M., Materia, S., Iovino, D., Scoccimarro, E., Fogli, P. G., Cherchi, A., Bellucci, A., Gualdi, S., Masina, S., & Navarra, A. (2022). CMIP6 Simulations With the CMCC Earth System Model (CMCC-ESM2). *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 14(3). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2021MS002814>
- Lusk, M. G., Toor, G. S., Yang, Y.-Y., Mechtensimer, S., De, M., & Obreza, T. A. (2017). A review of the fate and transport of nitrogen, phosphorus, pathogens, and trace organic chemicals in septic systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(7), 455-541. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1327787>
- Lynam, M. M., Oriol, L., Mann, T., Dvonch, J. T., Barres, J. A., Gratz, L., White, E. M., Landis, M. S., Mahowald, N., Xi, C., & Steiner, A. L. (2023). Atmospheric dry and wet deposition of total phosphorus to the Great Lakes. *Atmospheric Environment*, 313, 120049. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120049>
- Maceda-Veiga, A., MacNally, R., Rodríguez, S., Szabo, S., Peeters, E. T. H. M., Ruff, T., & Salvadó, H. (2022). Effects of two submerged macrophyte species on microbes and metazoans in rooftop water-storage ponds with different labile carbon loadings. *Water Research*, 211, 117999. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117999>

- Malila, R., Lehtoranta, S., & Viskari, E. L. (2019). The role of source separation in nutrient recovery – Comparison of alternative wastewater treatment systems. *Journal of Cleaner Production*, 219, 350-358. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.024>
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., & Mauring, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8(4), 299-324. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(97\)00025-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00025-6)
- Mansour, M., & Claveau-Mallet, D. (2022). On-site sanitation: towards best practices for sanitation inspection. *Vecteur Environnement*, 55(4).
- Mashaly, A. F., & Fernald, A. G. (2020). Identifying Capabilities and Potentials of System Dynamics in Hydrology and Water Resources as a Promising Modeling Approach for Water Management. *Water*, 12(5), 1432. <https://doi.org/doi:10.3390/w12051432>
- Masteali, S. H., Bayat, M., Bettinger, P., & Ghorbanpour, M. (2025). Uncertainty analysis of linear and non-linear regression models in the modeling of water quality in the Caspian Sea basin: Application of Monte-Carlo method. *Ecological Indicators*, 170, 112979. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112979>
- Mateus, M., Vieira, R. d. S., Almeida, C., Silva, M., & Reis, F. (2018). ScoRE—A Simple Approach to Select a Water Quality Model. *Water*, 10(12), 1811. <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/12/1811>
- McConville, J. R., Kvarnström, E., Jönsson, H., Kärrman, E., & Johansson, M. (2017). Source separation: Challenges & opportunities for transition in the swedish wastewater sector. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 144-156. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.12.004>
- McCray, J. E., Kirkland, S. L., Siegrist, R. L., & Thyne, G. D. (2005). Model Parameters for Simulating Fate and Transport of On-Site Wastewater Nutrients. *Groundwater*, 43(4), 628-639. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.0077.x>
- McIntyre, N. R., & Wheeler, H. S. (2004). Calibration of an in-river phosphorus model: prior evaluation of data needs and model uncertainty. *Journal of Hydrology*, 290(1), 100-116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.003>
- MDDELCC. (2015). *Isolated dwellings wastewater treatment*. Government of Quebec.
- Mechtensimer, S., & Toor, G. S. (2016). Fate, mass balance, and transport of phosphorus in the septic system drainfields. *Chemosphere*, 159, 153-158. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.084>
- Mechtensimer, S., & Toor, G. S. (2017). Septic Systems Contribution to Phosphorus in Shallow Groundwater: Field-Scale Studies Using Conventional Drainfield Designs. *PLoS ONE*, 12(1), e0170304. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170304>
- Meenu, R., Rehana, S., & Mujumdar, P. P. (2013). Assessment of hydrologic impacts of climate change in Tunga-Bhadra river basin, India with HEC-HMS and SDSM. *Hydrological Processes*, 27(11), 1572-1589. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.9220>
- MELCCFP. (2024). *Réseau de surveillance volontaire des lacs*. Retrieved 15 January 2025 from https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/relais/rsvl_details.asp?fiche=150

- Meyer, W. S. (1999). *Standard reference evaporation calculation for inland, south eastern Australia*. Adelaide Laboratory.
- Miller, T., Durlík, I., Adrianna, K., Kisiel, A., Cembrowska-Lech, D., Spychalski, I., & Tuński, T. (2023). Predictive Modeling of Urban Lake Water Quality Using Machine Learning: A 20-Year Study. *Applied Sciences*, 13(20), 11217. <https://doi.org/doi:10.3390/app132011217>
- Murphy, O. P., Vashishtha, M., Palanisamy, P., & Kumar, K. V. (2023). A Review on the Adsorption Isotherms and Design Calculations for the Optimization of Adsorbent Mass and Contact Time. *ACS Omega*, 8(20), 17407-17430. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c08155>
- Navneet, S., & Arun, K. (2022). Assessing Water Quality Models for Surface Water Resources: A Review: Water quality models for surface water. *Journal of Soil Salinity and Water Quality*, 13(2), 136-146. <https://epubs.icar.org.in/index.php/JoSSWQ/article/view/140132>
- Nuno Gonçalo, M., & Johnes, P. (2012). Catchment Phosphorous Losses: An Export Coefficient Modelling Approach with Scenario Analysis for Water Management. *Water Resources Management*, 26(5), 1041-1064. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9946-3>
- Oldfield, L., Rakhimbekova, S., Roy, J. W., & Robinson, C. E. (2020). Estimation of phosphorus loads from septic systems to tributaries in the Canadian Lake Erie Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 46(6), 1559-1569. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.08.021>
- Oniga, C. I., Hassanzadeh, E., Mora Guerrero, M. X., Arellano Cortes, J. E., & Claveau-Mallet, D. (2026). *A Novel Framework to Evaluate Septic System Impacts on Lake Phosphorus in Data-Scarce Regions: A Case Study in Quebec, Canada*. Under review.
- Opher, T., & Friedler, E. (2016). Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. *Journal of Environmental Management*, 182, 464-476. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.080>
- Pak, G., Noh, Y., Lee, M.-I., Yeh, S.-W., Kim, D., Kim, S.-Y., Lee, J.-L., Lee, H. J., Hyun, S.-H., Lee, K.-Y., Lee, J.-H., Park, Y.-G., Jin, H., Park, H., & Kim, Y. H. (2021). Korea Institute of Ocean Science and Technology Earth System Model and Its Simulation Characteristics. *Ocean Science Journal*, 56(1), 18-45. <https://doi.org/10.1007/s12601-021-00001-7>
- Pappenberger, F., & Beven, K. J. (2006). Ignorance is bliss: Or seven reasons not to use uncertainty analysis. *Water Resources Research*, 42(5). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2005WR004820>
- Pettersson, K. (1998). Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia*, 373, 12-25.
- Pu, Y., Liu, H., Yan, R., Yang, H., Xia, K., Li, Y., Dong, L., Li, L., Wang, H., Nie, Y., Song, M., Xie, J., Zhao, S., Chen, K., Wang, B., Li, J., & Zuo, L. (2020). CAS FGOALS-g3 Model Datasets for the CMIP6 Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP). *Advances in Atmospheric Sciences*, 37(10), 1081-1092. <https://doi.org/10.1007/s00376-020-2032-0>
- Qin, B., Yang, L., Chen, F., Zhu, G., Zhang, L., & Chen, Y. (2006). Mechanism and control of lake eutrophication. *Chinese Science Bulletin*, 51(19), 2401-2412. <https://doi.org/10.1007/s11434-006-2096-y>

- Quebec Ministry of the Environment. (2013). *Wastewater flows and rates*. Gouvernement of Quebec, Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap2.pdf>
- Rahman, A., Weinmann, P. E., Hoang, T. M. T., & Laurenson, E. M. (2002). Monte Carlo simulation of flood frequency curves from rainfall. *Journal of Hydrology*, 256(3), 196-210. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00533-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00533-9)
- Rakhimbekova, S., O'Carroll, D. M., Oldfield, L. E., Ptacek, C. J., & Robinson, C. E. (2021). Spatiotemporal controls on septic system derived nutrients in a nearshore aquifer and their discharge to a large lake. *Science of the Total Environment*, 752, 141262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141262>
- Raulino, J. B. S., Silveira, C. S., & Lima Neto, I. E. (2021). Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, 66(8), 1321-1336. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1933491>
- Ravi, N., & Johnson, D. P. (2021). Artificial intelligence based monitoring system for onsite septic systems failure. *Process Safety and Environmental Protection*, 148, 1090-1097. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.01.049>
- Reckhow, K. H., Bealuac, M. W., & Simpson, J. T. (1980). *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation export coefficients*. Michigan State University.
- Reshma, M. T., Chanakya, H. N., Mohan Kumar, M. S., & Rao, L. (2022). Achieving biological nutrient removal in an old sewage treatment plant through process modifications – A simulation and experimental study. *Journal of Water Process Engineering*, 45, 102461. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102461>
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J.,...Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153-168. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Roberston, W. (2021). *Septic System Impacts on Groundwater Quality*. The Groundwater Project.
- Roberts, A. D., Prince, S. D., Jantz, C. A., & Goetz, S. J. (2009). Effects of projected future urban land cover on nitrogen and phosphorus runoff to Chesapeake Bay. *Ecological Engineering*, 35(12), 1758-1772. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.09.001>
- Roberts, W. M., Stutter, M. I., & Haygarth, P. M. (2012). Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 389-399. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2010.0543>
- Robertson, D. M., Saad, D. A., Christiansen, D. E., & Lorenz, D. J. (2016). Simulated impacts of climate change on phosphorus loading to Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 42(3), 536-548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.03.009>

- Robertson, W. D. (2008). Irreversible Phosphorus Sorption in Septic System Plumes? *Groundwater*, 46(1), 51-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00389.x>
- Robertson, W. D. (2012). Phosphorus retention in a 20-year-old septic system filter bed. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1437-1444. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0427>
- Robertson, W. D., Schiff, S. L., & Ptacek, C. J. (1998). Review of Phosphate Mobility and Persistence in 10 Septic System Plumes. *Groundwater*, 36(6), 1000-1010. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02107.x>
- Robertson, W. D., Van Stempvoort, D. R., & Schiff, S. L. (2019). Review of phosphorus attenuation in groundwater plumes from 24 septic systems. *Science of the Total Environment*, 692, 640-652. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.198>
- Rode, M., Arhonditsis, G., Balin, D., Kebede, T., Krysanova, V., van Griensven, A., & van der Zee, S. E. A. T. M. (2010). New challenges in integrated water quality modelling. *Hydrological Processes*, 24(24), 3447-3461. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.7766>
- Rosas-Chavoya, M., Gallardo-Salazar, J. L., López-Serrano, P. M., Alcántara-Concepción, P. C., & León-Miranada, A. K. (2022). QGIS a constantly growing free and open-source geospatial software contributing to scientific development. *Cuadernos de Investigacion Geografica*, 48, 197-213. <https://doi.org/http://doi.org/10.18172/cig.5143>
- Rothrock, G., Steed, R., Tulloch, E., Fields, S., Bailey, D., Carlin, J., Stewart, B., Stockner, J., Vargas, M., Chartrand, A., Suarez, M., Zhang, H., Chen, J., & Patek, J. (2010). *Black Lake Watershed Assessment and Total Maximum Daily Load*.
- Salehie, O., Hamed, M. M., Ismail, T. b., Tam, T. H., & Shahid, S. (2023). Selection of CMIP6 GCM with projection of climate over the Amu Darya River Basin. *Theoretical and Applied Climatology*, 151(3), 1185-1203. <https://doi.org/10.1007/s00704-022-04332-w>
- Saloranta, T. M., & Andersen, T. (2007). MyLake—A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations. *Ecological Modelling*, 207(1), 45-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.018>
- Sarac, K., Kohlenberg, A., Davison, L., Bruce, J., & White, S. (2001). Septic System Performance: A Study at Dunoon Northern NSW. *Leigh Davison*.
- Scavia, D., David Allan, J., Arend, K. K., Bartell, S., Beletsky, D., Bosch, N. S., Brandt, S. B., Briland, R. D., Daloğlu, I., DePinto, J. V., Dolan, D. M., Evans, M. A., Farmer, T. M., Goto, D., Han, H., Höök, T. O., Knight, R., Ludsin, S. A., Mason, D.,...Zhou, Y. (2014). Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. *Journal of Great Lakes Research*, 40(2), 226-246. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.004>
- Scharffenberg, W. A., & Kavvas, M. L. (2011). Uncertainty in Flood Wave Routing in a Lateral-Inflow-Dominated Stream. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(2), 165-175. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000298](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000298)

- Schauser, I., & Chorus, I. (2009). Water and phosphorus mass balance of Lake Tegel and Schlachtensee – A modelling approach. *Water Research*, 43(6), 1788-1800. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.007>
- Schellenger, F. L., & Hellweger, F. L. (2019). Phosphorus loading from onsite wastewater systems to a lake (at long time scales). *Lake and Reservoir Management*, 35(1), 90-101. <https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1541031>
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356-363. https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- Seland, Ø., Bentsen, M., Olivié, D., Toniazzi, T., Gjermundsen, A., Graff, L. S., Debernard, J. B., Gupta, A. K., He, Y. C., Kirkevåg, A., Schwinger, J., Tjiputra, J., Aas, K. S., Bethke, I., Fan, Y., Griesfeller, J., Grini, A., Guo, C., Ilıcak, M.,...Schulz, M. (2020). Overview of the Norwegian Earth System Model (NorESM2) and key climate response of CMIP6 DECK, historical, and scenario simulations. *Geosci. Model Dev.*, 13(12), 6165-6200. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-6165-2020>
- Sharma, M. K., Tyagi, V. K., Saini, G., & Kazmi, A. A. (2016). On-site treatment of source separated domestic wastewater employing anaerobic package system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 1209-1216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.01.024>
- Sharma, M. K., Tyagi, V. K., Singh, N. K., Singh, S. P., & Kazmi, A. A. (2022). Sustainable technologies for on-site domestic wastewater treatment: a review with technical approach. *Environment, Development and Sustainability*, 24(3), 3039-3090. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01599-3>
- Sheffield, J., & Wood, E. F. (2008). Projected changes in drought occurrence under future global warming from multi-model, multi-scenario, IPCC AR4 simulations. *Climate Dynamics*, 31(1), 79-105. <https://doi.org/10.1007/s00382-007-0340-z>
- Shine, K. P. (2000). Radiative Forcing of Climate Change. *Space Science Reviews*, 94(1), 363-373. <https://doi.org/10.1023/A:1026752230256>
- Siegrist, R. L. (2017). *Decentralized Water Reclamation Engineering*. Springer Cham. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-40472-1>
- Smith, R. A., Schwarz, G. E., & Alexander, R. B. (1997). Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research*, 33(12), 2781-2798. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/97WR02171>
- Sobie, S. R., Ouali, D., Curry, C. L., & Zwiers, F. W. (2024). Multivariate Canadian Downscaled Climate Scenarios for CMIP6 (CanDCS-M6). *Geoscience Data Journal*, 11(4), 806-824. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/gdj3.257>
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (1999). Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408(0), 145-152. <https://doi.org/10.1023/A:1017063431437>
- Søndergaard, M., Jensen, P. J., & Jeppesen, E. (2001). Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World Journal*, 1(2), 676350. <https://doi.org/https://doi.org/10.1100/tsw.2001.72>

- Sprouse, L., Kryston, A., Lebu, S., Muoghalu, C., Woods, C., & Manga, M. (2024). Septic systems in North Carolina: A neglected half of the state? *PLOS Water*, 3(10). <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000304>
- St-Hippolyte Municipality. (2025). *Health Status of Lakes*. St-Hippolyte Municipality Website. Retrieved 16 January 2025 from <https://saint-hippolyte.ca/protection-lacs-milieux-humides/#1503948243656-4e43ee13-4701>
- Statistics Canada. (2011). *Sewer and septic system connections, by province*. Government of Canada. Retrieved 7 September 2025 from <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/11-526-x/2013001/t059-eng.htm>
- Statistics Canada. (2021). *2021 Census of Population*. Government of Canada. Retrieved 16 February 2025 from <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=F&SearchText=Saint%2DHippolyte&DGUIDlist=2021A00052475045&GENDERlist=1,2,3&STATISTIClist=1&HEADERlist=0>
- Stave, K. A. (2003). A system dynamics model to facilitate public understanding of water management options in Las Vegas, Nevada. *Journal of Environmental Management*, 67(4), 303-313. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00205-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00205-0)
- Strawn, D. G. (2021). Sorption Mechanisms of Chemicals in Soils. *Soil Systems*, 5(1), 13. <https://doi.org/doi:10.3390/soilsystems5010013>
- Su, B., Huang, J., Mondal, S. K., Zhai, J., Wang, Y., Wen, S., Gao, M., Lv, Y., Jiang, S., Jiang, T., & Li, A. (2021). Insight from CMIP6 SSP-RCP scenarios for future drought characteristics in China. *Atmospheric Research*, 250, 105375. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105375>
- Sultana, P., & Abeyasekera, S. (2008). Effectiveness of participatory planning for community management of fisheries in Bangladesh. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 201-213. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.027>
- Sun, H., & Liu, Y. (2025). A critical review on phosphorus recovery from source-diverted blackwater. *Environmental Research*, 270, 120990. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120990>
- Sundaravadivel, M., & Vigneswaran, S. (2001). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(4), 351-409. <https://doi.org/10.1080/20016491089253>
- Swann, C. (2001). The influence of septic systems at the watershed level. *Watershed Protection Techniques*, 3(4), 821.
- Swart, N. C., Cole, J. N. S., Kharin, V. V., Lazare, M., Scinocca, J. F., Gillett, N. P., Anstey, J., Arora, V., Christian, J. R., Hanna, S., Jiao, Y., Lee, W. G., Majaess, F., Saenko, O. A., Seiler, C., Seinen, C., Shao, A., Sigmond, M., Solheim, L.,...Winter, B. (2019). The Canadian Earth System Model version 5 (CanESM5.0.3). *Geosci. Model Dev.*, 12(11), 4823-4873. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-4823-2019>
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., & Meehl, G. A. (2012). An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4), 485-498. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>

- Tebaldi, C., Debeire, K., Eyring, V., Fischer, E., Fyfe, J., Friedlingstein, P., Knutti, R., Lowe, J., O'Neill, B., Sanderson, B., van Vuuren, D., Riahi, K., Meinshausen, M., Nicholls, Z., Tokarska, K. B., Hurtt, G., Kriegler, E., Lamarque, J. F., Meehl, G.,...Ziehn, T. (2021). Climate model projections from the Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) of CMIP6. *Earth Syst. Dynam.*, 12(1), 253-293. <https://doi.org/10.5194/esd-12-253-2021>
- Terry, J., & Lindenschmidt, K.-E. (2023). Modelling Climate Change and Water Quality in the Canadian Prairies Using Loosely Coupled WASP and CE-QUAL-W2. *Water*, 15(18), 3192. <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/18/3192>
- Tilahun, A. B., Dürr, H. H., Kynast, E., Stokal, M., & Flörke, M. (2025). Future trajectories of total phosphorus loadings to the world's major lakes: a perspective on sustainability and intensified development. *Environmental Research: Water*, 1(2), 025003. <https://doi.org/10.1088/3033-4942/adead8>
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D. T., Rowe, E. C., & Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater [10.1039/C3EM00641G]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7), 1608-1617. <https://doi.org/10.1039/C3EM00641G>
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D. T., Roweg, E. C., & Tobermanac, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science Processes and Impacts*, 16, 1608–1617. <https://doi.org/10.1039/c3em00641g>
- Tjiputra, J. F., Schwinger, J., Bentsen, M., Morée, A. L., Gao, S., Bethke, I., Heinze, C., Goris, N., Gupta, A., He, Y. C., Oliivié, D., Seland, Ø., & Schulz, M. (2020). Ocean biogeochemistry in the Norwegian Earth System Model version 2 (NorESM2). *Geosci. Model Dev.*, 13(5), 2393-2431. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-2393-2020>
- Ulibarri, N., Scott, T. A., & Perez-Figueroa, O. (2019). How does stakeholder involvement affect environmental impact assessment? *Environmental Impact Assessment Review*, 79, 106309. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106309>
- United States Government. (2025, August 28 2025). *Care and Maintenance*. United States Environmental Protection Agency. Retrieved March 7 2026 from <https://www.epa.gov/septic/septic-system-care-and-maintenance>
- van der Molen, D. T., & Boers, P. C. M. (1994). Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia*, 275(1), 379-389. <https://doi.org/10.1007/BF00026728>
- van Puijenbroek, P. J. T. M., Beusen, A. H. W., & Bouwman, A. F. (2019). Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. *Journal of Environmental Management*, 231, 446-456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>
- van Puijenbroek, P. J. T. M., Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W., & Lucas, P. L. (2014). Global implementation of two shared socioeconomic pathways for future sanitation and

- wastewater flows. *Water Science and Technology*, 71(2), 227-233. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.498>
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, 109(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Vandeberg, G. S., Dixon, C. S., Vose, B., & Fisher, M. R. (2015). Spatial assessment of water quality in the vicinity of Lake Alice National Wildlife Refuge, Upper Devils Lake Basin, North Dakota. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(2), 40. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4222-7>
- Ville de Québec. (2026). *Mise aux normes des installations septiques autonomes*. Retrieved 6 May 2026 from https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/propriete/mise-aux-normes-installations-septiques-autonomes.aspx?utm_source=chatgpt.com
- Voinov, A., & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling & Software*, 25(11), 1268-1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- Volodin, E. M., Mortikov, E. V., Kostykin, S. V., Galin, V. Y., Lykossov, V. N., Gritsun, A. S., Diansky, N. A., Gusev, A. V., & Iakovlev, N. G. (2017). Simulation of the present-day climate with the climate model INMCM5. *Climate Dynamics*, 49(11), 3715-3734. <https://doi.org/10.1007/s00382-017-3539-7>
- Volodin, E. M., Mortikov, E. V., Kostykin, S. V., Galin, V. Y., Lykossov, V. N., Gritsun, A. S., Diansky, N. A., Gusev, A. V., Iakovlev, N. G., Shestakova, A. A., & Emelina, S. V. (2018). Simulation of the modern climate using the INM-CM48 climate model. *Russian Journal of Numerical Analysis and Mathematical Modelling*, 33(6), 367-374. <https://doi.org/10.1515/rnam-2018-0032>
- Vrugt, J. A., ter Braak, C. J. F., Clark, M. P., Hyman, J. M., & Robinson, B. A. (2008). Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: Doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. *Water Resources Research*, 44(12). <https://doi.org/10.1029/2007WR006720>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530-549. <https://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530>
- Vymazal, J. (2011). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- Wachs, M. (2001). Forecasting versus Envisioning: A New Window on the Future. *Journal of the American Planning Association*, 67(4), 367-372. <https://doi.org/10.1080/01944360108976245>
- Walker, W. W. (1999). *Simplified Procedures for Eutrophication Assessment and Prediction: User Manual* (W-96-2).
- Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>

- Wang, L., Wu, X., Song, H., An, J., Wu, Y., Wang, Y., Li, B., Liu, Q., Dong, B., & Yu, W. (2023). Effect of environmental factors on phosphorus transformation during the growth of submerged macrophytes. *SN Applied Sciences*, 5(4), 111. <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05334-7>
- Wang, M., Zeng, F., Chen, S., Wehrmann, L. M., Waugh, S., Brownawell, B. J., Gobler, C. J., & Mao, X. (2024). Phosphorus attenuation and mobilization in sand filters treating onsite wastewater. *Chemosphere*, 364, 143042. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143042>
- Wang, S., Robinson, C. E., Spoelstra, J., Schneidewind, U., & Roy, J. W. (2024). Phosphorus loading to nearshore waters from legacy septic system groundwater plumes in a Great Lakes coastal community. *Journal of Great Lakes Research*, 50(6), 102453. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2024.102453>
- Wang, X., Chen, J., Li, Z., Cheng, S., Mang, H.-P., Zheng, L., Jan, I., & Harada, H. (2023). Nutrient recovery technologies for management of blackwater: A review [Review]. *Frontiers in Environmental Science, Volume 10 - 2022*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1080536>
- Wang, Y., Zhao, Z., Wang, J., Jiang, S., Ma, X., Gao, L., & Liu, H. (2025). Study on the dynamics of phosphorus adsorption and the risk of release in black soils by conservation tillage. *Scientific Reports*, 15(1), 18417. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-02522-w>
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology. In (3 ed., pp. 71-92). Academic Press.
- Whitehead, P., & Young, P. (1979). Water quality in river systems: Monte-Carlo Analysis. *Water Resources Research*, 15(2), 451-459. <https://doi.org/10.1029/WR015i002p00451>
- Winz, I., Brierley, G., & Trowsdale, S. (2009). The Use of System Dynamics Simulation in Water Resources Management. *Water Resources Management*, 23(7), 1301-1323. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9328-7>
- Withers, P. J., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 123-130. <https://doi.org/10.1890/130131>
- Withers, P. J. A., Jarvie, H. P., & Stoate, C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*, 37(3), 644-653. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.002>
- Wu, T., Yu, R., Lu, Y., Jie, W., Fang, Y., Zhang, J., Zhang, L., Xin, X., Li, L., Wang, Z., Liu, Y., Zhang, F., Wu, F., Chu, M., Li, J., Li, W., Zhang, Y., Shi, X., Zhou, W.,...Hu, A. (2021). BCC-CSM2-HR: a high-resolution version of the Beijing Climate Center Climate System Model. *Geosci. Model Dev.*, 14(5), 2977-3006. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-2977-2021>
- Xu, D., Xu, J., Wu, J., & Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. *Chemosphere*, 63(2), 344-352. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.036>
- Xu, J., Yang, L., & Zhou, X. (2023). A systematical review of blackwater treatment and resource recovery: Advance in technologies and applications. *Resources, Conservation and Recycling*, 197, 107066. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107066>

- Yang, X., & Chen, Z. (2023). A hybrid approach based on Monte Carlo simulation-VIKOR method for water quality assessment. *Ecological Indicators*, 150, 110202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110202>
- Yao, J., Mao, W., Yang, Q., Xu, X., & Liu, Z. (2017). Annual actual evapotranspiration in inland river catchments of China based on the Budyko framework. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 31(6), 1409-1421. <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1271-1>
- Yin, H., Zhang, M., Huo, L., & Yang, P. (2022). Efficient removal of phosphorus from constructed wetlands using solidified lanthanum/aluminum amended attapulgite/biochar composite as a novel phosphorus filter. *Science of the Total Environment*, 833, 155233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155233>
- Zagklis, D. P., & Bampos, G. (2022). Tertiary Wastewater Treatment Technologies: A Review of Technical, Economic, and Life Cycle Aspects. *Processes*, 10(11), 2304. <https://www.mdpi.com/2227-9717/10/11/2304>
- Zammali, M. K., Hassanzadeh, E., Shupena-Soulodre, E., & Lindenschmidt, K.-E. (2021). A generic approach to evaluate costs and effectiveness of agricultural Beneficial Management Practices to improve water quality management. *Journal of Environmental Management*, 287, 112336. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112336>
- Zhang, J. (2021). Modern Monte Carlo methods for efficient uncertainty quantification and propagation: A survey. *WIREs Computational Statistics*, 13(5), e1539. <https://doi.org/10.1002/wics.1539>
- Zhang, W., Chu, H., Yang, L., You, X., Yu, Z., Zhang, Y., & Zhou, X. (2023). Technologies for pollutant removal and resource recovery from blackwater: a review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 17(7), 83. <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1683-3>
- Zhang, Z., Chen, X., Cheng, Q., Li, S., Yue, F., Peng, T., Waldron, S., Oliver, D. M., & Soulsby, C. (2020). Coupled hydrological and biogeochemical modelling of nitrogen transport in the karst critical zone. *Science of the Total Environment*, 732, 138902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138902>
- Zhao, S., Hermans, M., Niemistö, J., Vesterinen, J., & Jilbert, T. (2025). Stratification controls the magnitude of in-lake phosphorus cycling: insights from a morphologically complex eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 852(2), 359-376. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05701-4>

ANNEXE A MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE DU CHAPITRE 4

Septic system age category on lake en Coeur watershed

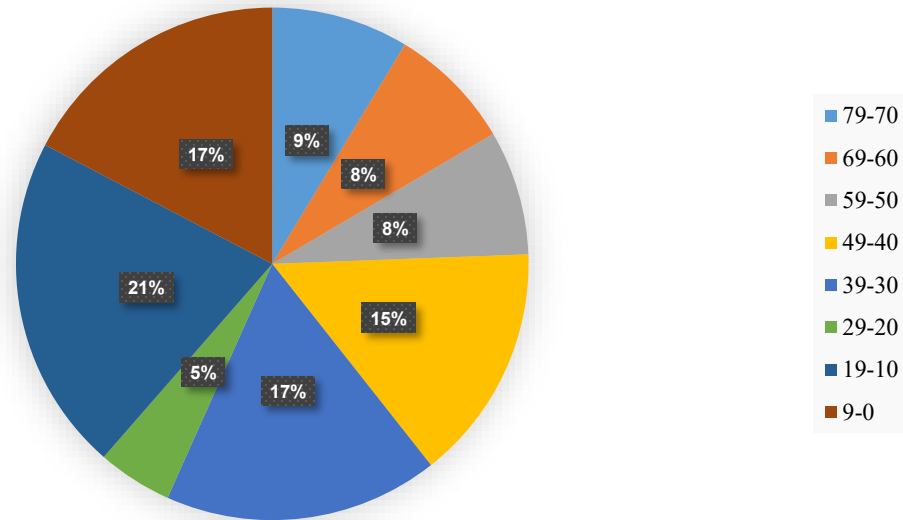


Figure A.1 Age category (years) distribution of septic systems in the Lake *en Coeur* catchment area.

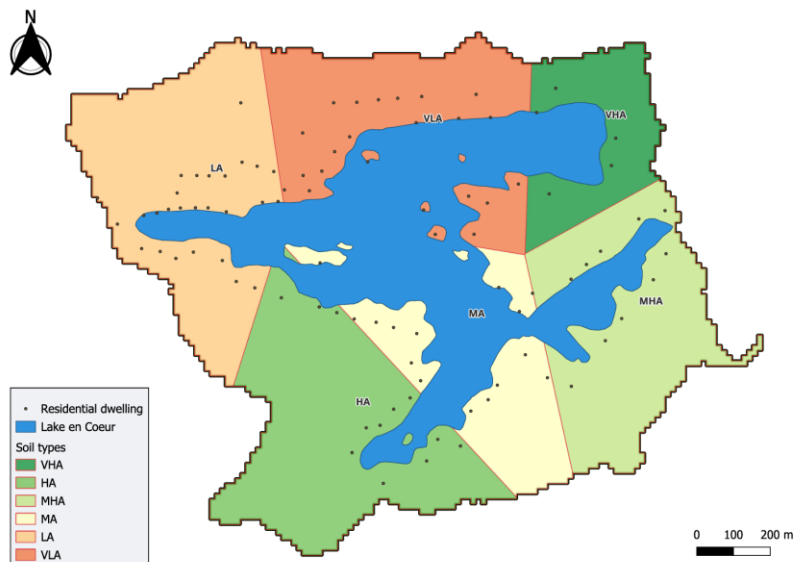


Figure A.2 Soil types and their respective area of influence obtained via the Thiessen polygons method.

Table A.1 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and VLA sorption capacity

Conformity case	P at base of drain field (mg P/L)	Soil adsorption capacity (mg P / kg of substrate)	Septic system affluent flow(L/d)	Soil conservation time from septic system to lake (yr)
CSS15	3.80	291	248.40	88.8
OST15	3.80	291	242.15	91.1
CDF15	3.40	274	222.50	104.5
OST/CDF15	3.40	274	210.0	110.7
CSS3	3.80	291	248.40	17.8
OST3	3.80	291	242.15	18.2
CDF3	3.40	274	222.50	20.9
OST/CDF3	3.40	271	210.0	22.1

Table A.2 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and MA sorption capacity

Conformity case	P at base of drain field (mg P/L)	Soil adsorption capacity (mg P / kg of substrate)	Septic system affluent flow(L/d)	Soil conservation time from septic system to lake (yr)
CSS15	3.80	1039	248.40	317.5
OST15	3.80	1039	242.15	325.7
CDF15	3.40	961	222.50	366.5
OST/CDF15	3.40	961	210.0	388.3
CSS3	3.80	1039	248.40	63.5
OST3	3.80	1039	242.15	65.1
CDF3	3.40	961	222.50	73.3
OST/CDF3	3.40	961	210.0	77.1

Table A.3 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and MHA sorption capacity

Conformity case	P at base of drain field (mg P/L)	Soil adsorption capacity (mg P / kg of substrate)	Septic system affluent flow(L/d)	Soil conservation time from septic system to lake (yr)
CSS15	3.80	1172	248.40	358.0
OST15	3.80	1172	242.15	367.2
CDF15	3.40	1080	222.50	411.9
OST/CDF15	3.40	1080	210.0	436.4
CSS3	3.80	1172	248.40	71.6
OST3	3.80	1721	242.15	73.4
CDF3	3.40	1080	222.50	82.4
OST/CDF3	3.40	1080	210.0	87.3

Table A.4 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and HA sorption capacity

Conformity case	P at base of drain field (mg P/L)	Soil adsorption capacity (mg P / kg of substrate)	Septic system affluent flow(L/d)	Soil conservation time from septic system to lake (yr)
CSS15	3.80	1352	248.40	413.1
OST15	3.80	1352	242.15	423.8
CDF15	3.40	1268	222.50	483.4
OST/CDF15	3.40	1268	210.0	512.2
CSS3	3.80	1352	248.40	82.6
OST3	3.80	1352	242.15	84.8
CDF3	3.40	1268	222.50	96.7
OST/CDF3	3.40	1268	210.0	102.4

Table A.5 Estimated P conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and VHA sorption capacity

Conformity case	P at base of drain field (mg P/L)	Soil adsorption capacity (mg P / kg of substrate)	Septic system affluent flow(L/d)	Soil conservation time from septic system to lake (yr)
CSS15	3.80	2712	248.40	828.6
OST15	3.80	2712	242.15	850.0
CDF15	3.40	2610	222.50	994.8
OST/CDF15	3.40	2610	210.0	1053.9
CSS3	3.80	2712	248.40	165.7
OST3	3.80	2712	242.15	170.0
CDF3	3.40	2610	222.50	199.0
OST/CDF3	3.40	2610	210.0	210.8

Table A.6 Soil type categories and the cumulative weighted probability of occurrence

Soil type categories	Probability of occurrence
VLA	[0, 0.20]
LA	[0.20, 0.39]
MLA	[0.39, 0.48]
MA	[0.48, 0.64]
HA	[0.64, 0.82]
VHA	[0.82, 1.0]

ANNEXE B MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE DU CHAPITRE 5

B1. Lake water quantity-quality modeling

B1.1 Soil characteristics

Pearson correlation coefficients obtained for the Henry, Freundlich, and Langmuir isotherm models were used to evaluate which model best describes the adsorption behavior of the different soil types based on collected samples surrounding the lake in this watershed. As shown in Figure B.1, the Langmuir isotherm exhibits the highest correlation coefficients, indicating that it provides the best fit to the observed adsorption data. Therefore, the Langmuir model was selected to represent the adsorption behavior, and the corresponding isotherm curves for the six soil types are presented in Figure B.2, the information of which is used to find soil conservation time, explained below.

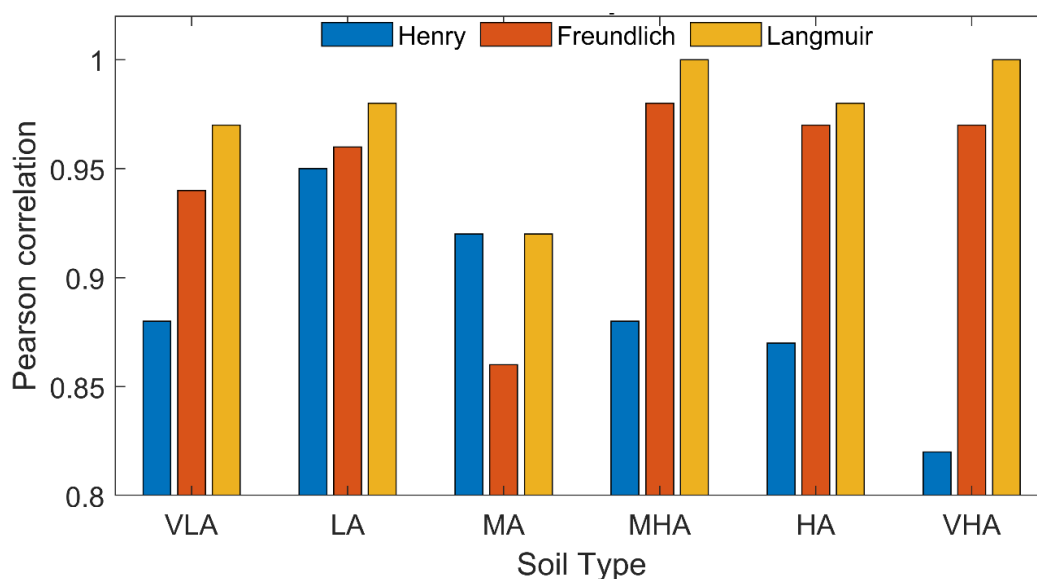


Figure B.1 Pearson correlation (R^2) for sorption isotherms, given six soil types, very low adsorption (VLA), low adsorption (LA), medium adsorption (MA), medium high adsorption (MHA), high adsorption (HA) and very high (VHA) adsorption.

To determine the mass of phosphorus reaching the lake, a mass conservation equation is applied between the mass of phosphorus at the exit of the septic system (i.e., at the base of the drain field) and the mass of phosphorus migrating through the soil matrix. The contaminant may transition

from the liquid phase to solid phase; however, its total mass remains conserved, as shown in Equations B.1–B.3.

$$m_{P \text{ wastewater}} = m_{P \text{ soil}} \quad (B.1)$$

$$C_p \cdot Q_{eff} \cdot t_{conservation} = V_{soil} \cdot \rho_{soil} \cdot q_{ads} \quad (B.2)$$

$$t_{conservation} = \frac{V_{sol} \cdot \rho_{sol} \cdot q_{ads}}{C_p \cdot (Q_{aff} \cdot OR)} \quad (B.3)$$

where C_p is the P concentration at the base of the drain field after secondary treatment, Q_{aff} is the septic system incoming affluent flow, Q_{eff} is the septic system outgoing effluent flow, $t_{conservation}$ is the P conservation time in the soil, OR is watershed average occupancy rate, V_{soil} is the soil volume solicited for P transport, ρ_{soil} is the soil density of 1800 kg/m³, and q_{ads} is the soil's P adsorption capacity.

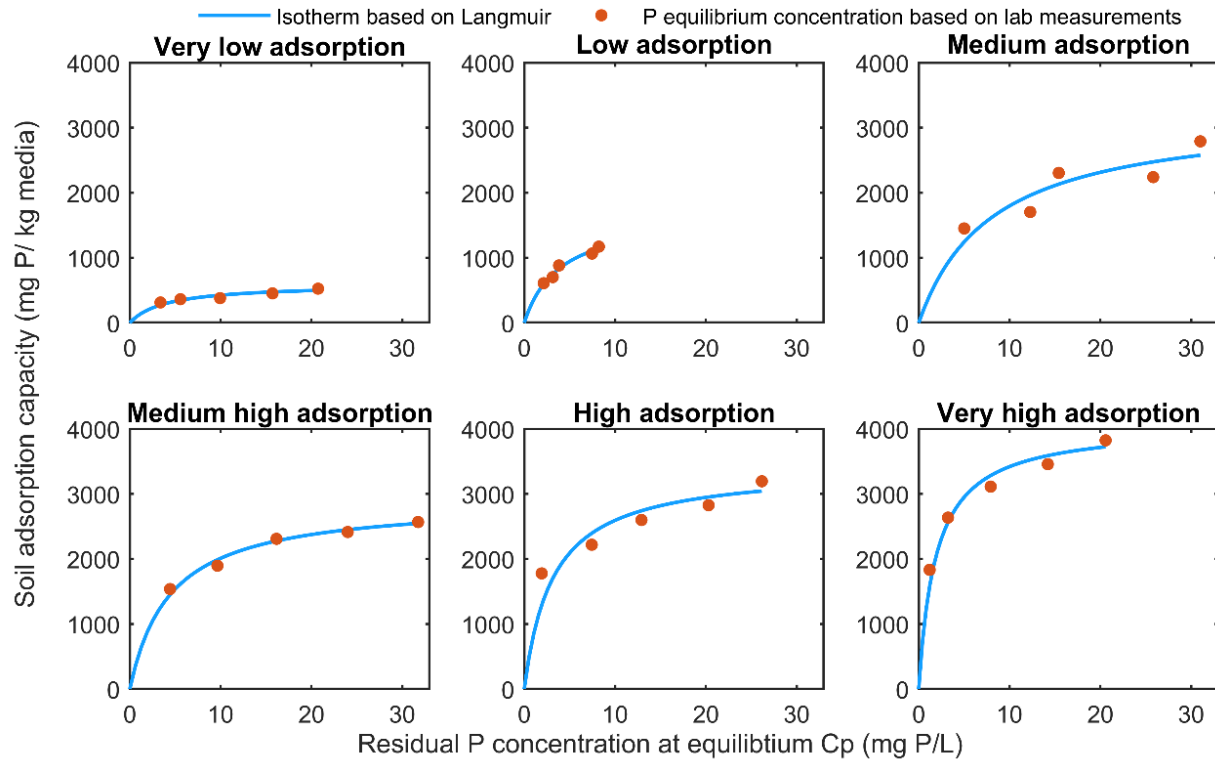


Figure B.2 Isotherm curves constructed based on estimated sorption capacity and residual phosphorus concentration for tested soil samples surrounding lake.

The adsorption capacity q_{ads} is determined based on the isotherm curves, C_p represents the P concentration that leaves the septic system, i.e., at the base of the drain field after wastewater was treated in mg P/L. C_p on the abscissa allows to determine q_{ads} on the y-axis for every isotherm shown in Figure B.2. For instance, case CSS15 yields a P concentration C_p of 3.80 mg P/L at the exit of the septic system which, if read on the abscissa and followed along the y-axis until it intersects the isotherm curve of VLA soil type for instance, the corresponding q_{ads} is 291 mg P/kg of substrate. Figure B.3 shows these values for eight conformity cases and sorption capacity.

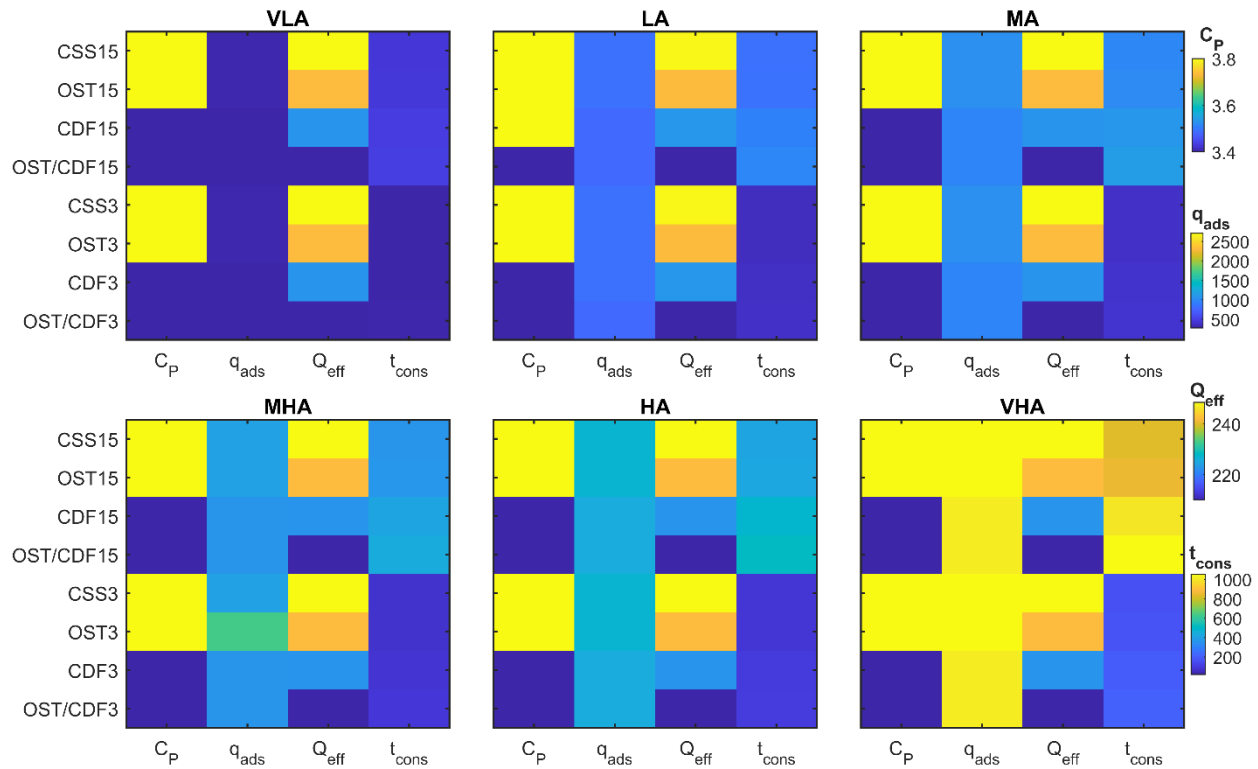


Figure B.3 Estimated soil phosphorus conservation time for delayed P loading to lake given eight conformity cases and six soil sorption capacities (in each panel). Columns in each panel show P at the base of drain field (C_p in mg P/L), Soil adsorption capacity (q_{ads} in mg P/kg of substrate), Septic system effluent (Q_{eff} in L/d), and Soil conservation time from septic system to lake ($t_{conservation}$ in yr), respectively.

Given the average 2.3 habitants per household in the municipality of St-Hippolyte and that each person generates an average of 270 L/person/d of wastewater in Quebec, the calculated affluent

rate is equal to 621 L/day per dwelling, which represents Q_{aff} as the inflow rate into the system. Q_{aff} is equal to Q_{eff} , only Q_{aff} is divided between underground and surface flows (Equations B4 through B7). Considering that the catchment is not habited all year long, the occupancy rate multiplies the affluent and effluent flows to model hydraulic load reduction in the system since the system is not used at its full capacity, only for the duration the residences are habited (40% of the time in historical conditions, 80% under changing anthropogenic conditions). The variable V_{soil} was calculated based on depth, length, and width of the soil prism solicited for nutrient transport. The length corresponds to 15 m or 3 m distance from the lake. The depth is a calibration parameter representing the vertical leaching depth of 0.3 m of phosphorus in the unsaturated portion of the soil, and the width of the prism corresponds to the width of the drain field unit. According to local Q-2, r. 22 guidelines, the dimensions of the drain field varies based on the number of bedrooms in a dwelling, which dictates the required infiltration area (MDDELCC, 2015), as shown in **Error! Reference source not found..**

Table B.1 Minimum required drain field infiltration area according to number of bedrooms per household

Dwelling		
Number of bedrooms	Daily flow (L/d)	Minimal infiltration available surface area (m²)
1	0-540	80
2	541-1080	120
3	1081-1620	180
5	2161-2700	300
6	2701-3240	360

However, as it is almost impossible to determine the number of bedrooms in each dwelling, an average infiltration width, representative of all building types, is determined. For this purpose, by knowing the minimum required infiltration area, dimensions were determined for each dwelling

case in **Error! Reference source not found.** Width for each residency case was divided by the average number of inhabitants per household, i.e., 2.3 to find the width required per person. An arithmetic mean was then conducted for each bedroom case, then another to determine the mean width required for all cases, resulting in an average width of 5.65 m/person for the drain field. By multiplying 5.65 m/person by 2.3, a width of 13 m for the drain field is obtained, which accounts for all possible dwelling scenarios. Finally, $t_{conservation}$ is computed using Equation B3. These soil conservation times are shown in Figure B.4. The conservation time is then compared to septic system age, which is provided by municipality officials in our study area to identify whether the groundwater is released towards lake or not, yet at a given time step. Figure B.5 shows these septic system age categories and number of systems in each age category.

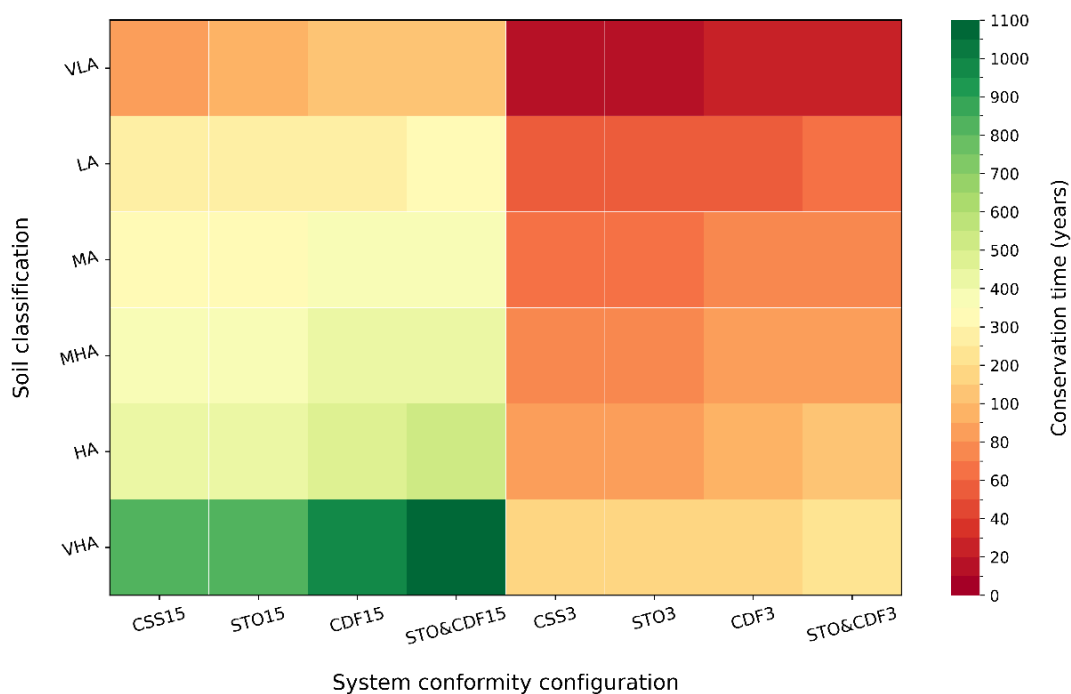


Figure B.4 Phosphorus conservation times as combinations of eight conformity cases (CSS15 to STO&CDF3) and six soil types (VLA to VHA) as computed by Equation B3.

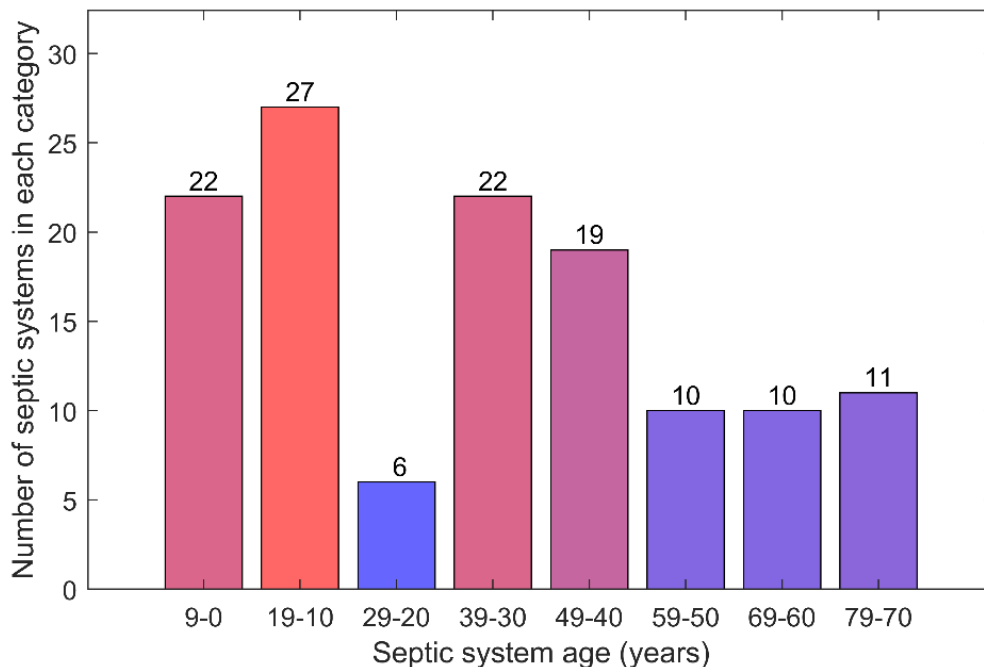


Figure B.5 Number of septic systems and their corresponding age category in the Lake *en Coeur* catchment area.

B1.2. Total phosphorus export towards lake

The main phosphorus source in this study is from septic systems. Figure B.6 shows the elements either releasing (F) or retaining (C) phosphorus fluxes with red and green arrows, respectively. Conforming systems (CSS) do not generate any surface flow, hence they do not have F2 and F4 flows. STO15 and STO3 cases generate an F2 flow, CDF3 and CDF15 generate an F4 flow, and when they occur simultaneously, they generate a combination of both surface and groundwater flows. The septic system mass balance to estimate total phosphorus at the base of the drain field is given by Equations B.4-B.7:

$$F_{total} = F_{surface} + F_{underground} \quad (B.4)$$

$$F_{surface}(or F6) = F2 + F4 - C3 \quad (B.5)$$

$$F3 = F1 - F2 - C1 \quad (B.6)$$

$$F_{underground}(or F5) = F3 - F4 - C2 \quad (B.6)$$

This mass balance determines phosphorus concentration C_p at the base of the drain field generated by each conformity case to compute $t_{conservation}$ (Equation B.3).

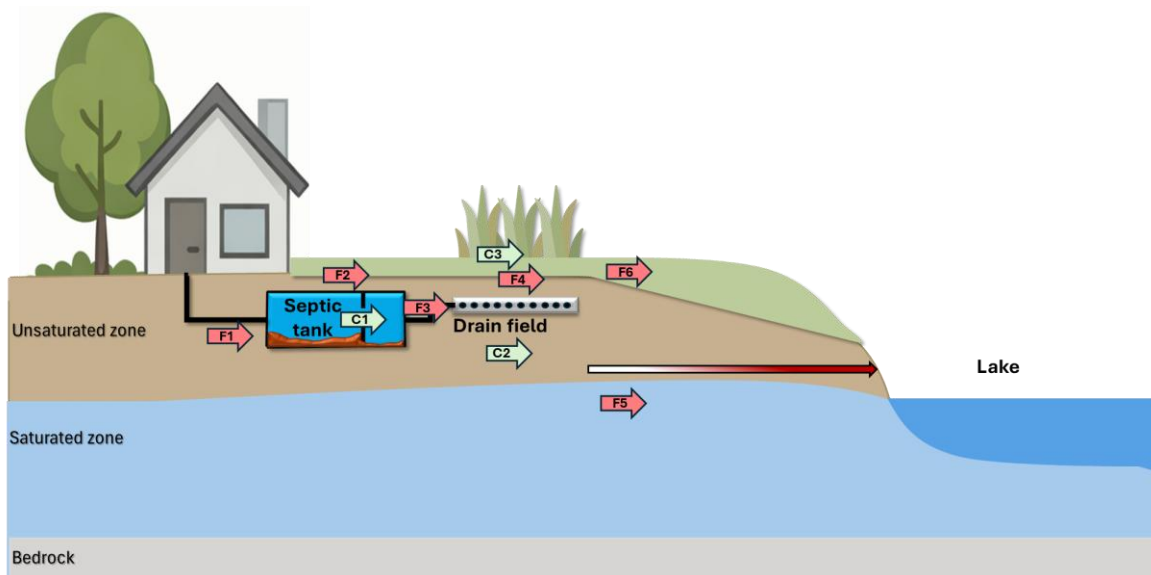


Figure B.6 Elements of phosphorus mass balance in the septic system. Red and green arrows indicate phosphorus release and retention fluxes, respectively. F1: P entering the septic system; F2: overflow from the septic system; F3: P inflow to the drain field; F4: P accumulation due to drain field clogging; F5: underground P reaching the lake; F6: surface P loading to the lake. C1, C2, and C3 indicate P captured in the septic tank, drain field, and riparian buffer zone, respectively.

Some conformity cases generate more surface or underground phosphorus to be exported towards the lake. CSS15 generates the most underground phosphorus as there is no surface flow, and STO&CDF3 generates the highest surface flow, as shown in Figure B.7.

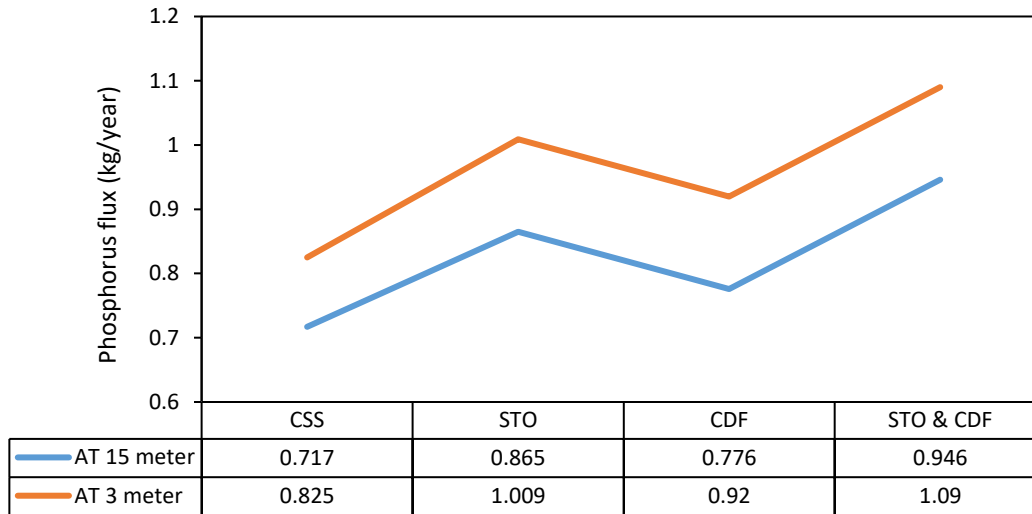


Figure B.7 Phosphorus fluxes generated for eight conformity cases and distance from lake.

S1.3 Other variables affecting lake water phosphorus and volume

Apart from septic systems, there are other anthropogenic sources of phosphorus to the lake, including the atmospheric deposition (P_{atm}) and forest contribution (P_{forest}). Equations B.8 and B.9 were applied to determine the annual phosphorus input from these two sources:

$$P_{atm} = C_{atm} \cdot A_{atm} \quad (B.9)$$

$$P_{forest} = C_{forest} \cdot A_{forest} \quad (B.9)$$

where C_{forest} is the export coefficient from forests ($\text{gP m}^{-2} \text{yr}^{-1}$), and A_{forest} the surface area of the forested zone on the watershed (m^2). The export coefficient of $0.0024 \text{ gP m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ for C_{forest} is assumed based on (Reckhow et al., 1980) and (Brylinsky, 2004) and a C_{atm} of $0.014 \text{ m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ was used based on (Tipping, Benham, Boyle, Crow, Davies, Fischer, Guyatt, Helliwell, Jackson-Blake, Lawlor, Monteith, Roweg, et al., 2014) and were calibrated accordingly. The forested surface area and the lake surface area were estimated using a QGIS software (Rosas-Chavoya et al., 2022).

A portion of the phosphorus in the lake is lost through the lake outflow ($P_{outflow}$), and another portion is lost through internal quality processes such as settling ($P_{settling}$). Lake sediments are often phosphorus sinks and play a crucial role in regulating nutrient metabolism (Pettersson, 1998).

P settling is a complex phenomenon that needs to be modeled at much finer temporal resolution than the chosen annual scale and considering lake as a lumped entity. In this study both settling, also referred to as sedimentation, is considered as a calibration parameter, and found through Monte-Carlo modeling. Evapotranspiration from the watershed is found using the Hargreaves and Budyko equations as follows:

$$ET_0 = 0,0023 \cdot (T_{max} - T_{min})^{0,5} \cdot (T_{mean} + 17,8) \cdot R_a \quad (B.10)$$

$$\frac{AET}{P} = \left[\frac{ET_0}{P} \cdot \tanh\left(\frac{ET_0}{P}\right)^{-1} \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{ET_0}{P}\right)\right) \right]^{0,5} \quad (B.11)$$

where ET_0 (mm/d) is the reference evapotranspiration, T_{max} (°C) the maximum daily temperature, T_{min} (°C) the minimal daily temperature, T_{mean} the mean daily temperature, R_a (mm/d) the extraterrestrial radiation, AET is the actual evapotranspiration (mm/y), and P the yearly precipitation rate (mm/y). Precipitation in mm is obtained from the closest climate.

Lake evaporation rate is computed using Meyer's formula.

$$Ev = K_M \cdot (e_w - e_a) \cdot \left(1 + \frac{u_9}{16}\right) \quad (B.12)$$

where K_M is a constant with a value of 0.50 assuming a smaller, and more shallow lake, e_w saturated vapor pressure at the lake's surface (mmHg), e_a air vapor pressure at lake's surface (mmHg), and u_9 monthly mean wind speed at 9 meters above ground surface (km/h).

S1.4. Monte Carlo sampling

While septic system conformity case and soil types are known for the watershed, their spatial location is unknown, due to confidentiality issues. These two variables were assumed random and follow a categorical distribution, indicated in Equations 4 and 5 in the article. These categories are determined with some prior knowledge thanks to the septic system inspection program carried out in the region. It was assumed that 80% of septic system are conforming i.e., belong to CSS15 case or on other words, 80% septic systems have a chance of full conformity. The rest of conformity cases were assigned an equivalent probability of 2.9% because of the lack of prior knowledge on other types of system compliance. The model will then sample a random number as $R \sim U[0,1]$ to determine which case the system will be attributed. If the randomly drawn number is equal to 0,35

for example, the system will be assigned CSS15 since the number belongs within the case's interval probability (see Table S2). If the drawn number is equal to 0.99, the system's conformity will be labeled as STO&CDF3.

Table B.2 Conformity cases categories and the cumulative weighted probability of occurrence

Conformity categories	Probability of occurrence
CSS15	[0, 0.80]
STO15	[0.80, 0.83]
CDF15	[0.83, 0.86]
STO&CDF15	[0.86, 0.89]
CSS3	[0.89, 0.91]
STO3	[0.91, 0.94]
CDF3	[0.94, 0.97]
STO&CDF3	[0.97, 1.0]

The same logic is applied for soil types. While we are aware of soil type locations, and number of septic systems in each zone, the specific septic systems located in these zones is unknown since the systems are not spatially bound in this model. Therefore, probability occurrences are allocated for these soil types as well (see Table B.3).

Table B.3 Soil type categories and the cumulative weighted probability of occurrence

Soil type categories	Probability of occurrence
VLA	[0, 0.20]
LA	[0.20, 0.39]
MLA	[0.39, 0.48]
MA	[0.48, 0.64]
HA	[0.64, 0.82]
VHA	[0.82, 1.0]

B2. Other supplementary tables and figures

Table B.4 List of climate models from the CMIP6 and their specifications (Tebaldi et al., 2021)

Institution	Model(s)	Model information	Experiments used in the study
Beijing Climate Center (China)	BCC-CSM2-MR	(Wu et al., 2021)	historical, SSPs 245 & 585
Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (Canada)	CanESM5	(Swart et al., 2019)	historical, SSPs 245 & 585
Institute for Numerical Mathematic (Russia)	INM-CM5.0; INM-CM4.8	(Volodin et al., 2017; Volodin et al., 2018)	historical, SSPs 245 & 585
Institute of Atmospheric Physics (China)	FGOALS-g3	(Pu et al., 2020)	historical, SSPs 245 & 585
Korea Institute of Ocean Science and Technology	KIOST-ESM	(Pak et al., 2021)	historical, SSPs 245 & 585
NOAA – Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (USA)	GFDL-ESM4	(Dunne et al., 2020)	historical, SSPs 245 & 585
Norwegian Climate Center (Norway)	NorESM2-LM; NorESM2-MM	(Seland et al., 2020); (Tjiputra et al., 2020)	historical, SSPs 245 & 585
National Center for Atmospheric Research (Taiwan)	TaiEMS1	(Lee et al., 2020)	historical, SSPs 245 & 585
The Euro-Mediterranean Centre on Climate Change (Italy)	CMCC-ESM2	(Lovato et al., 2022)	historical, SSPs 245 & 585

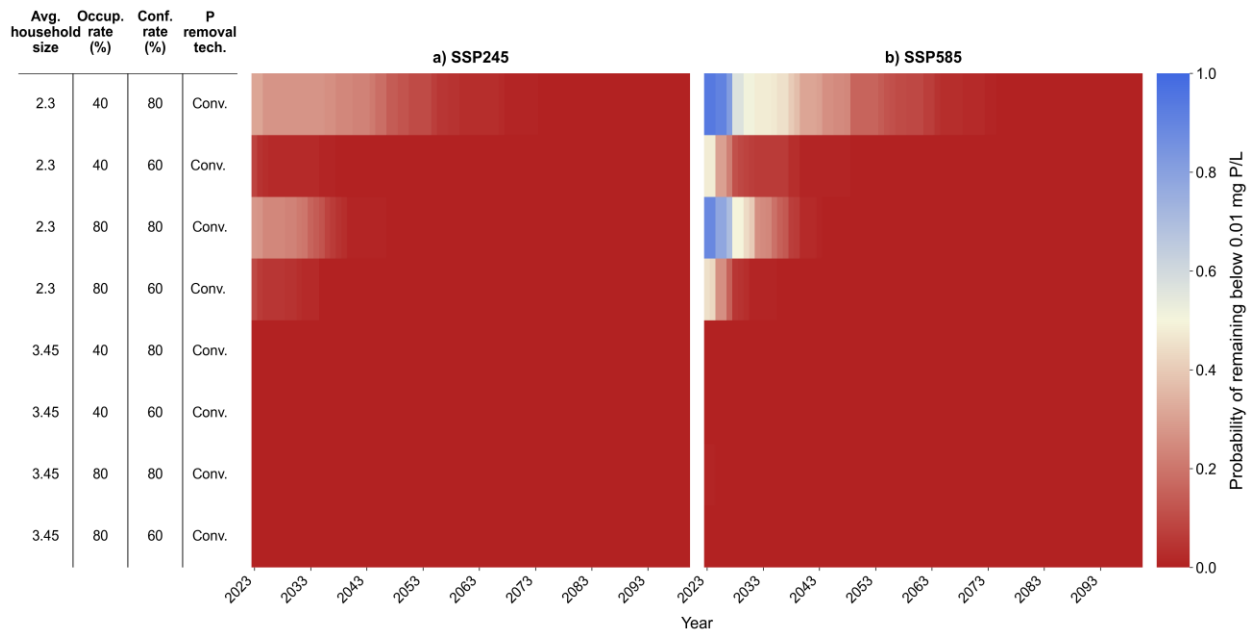


Figure B.8 Survival probability of 0.01 mg P/L meso-eutrophic per anthropogenic scenario with conventional P removal technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

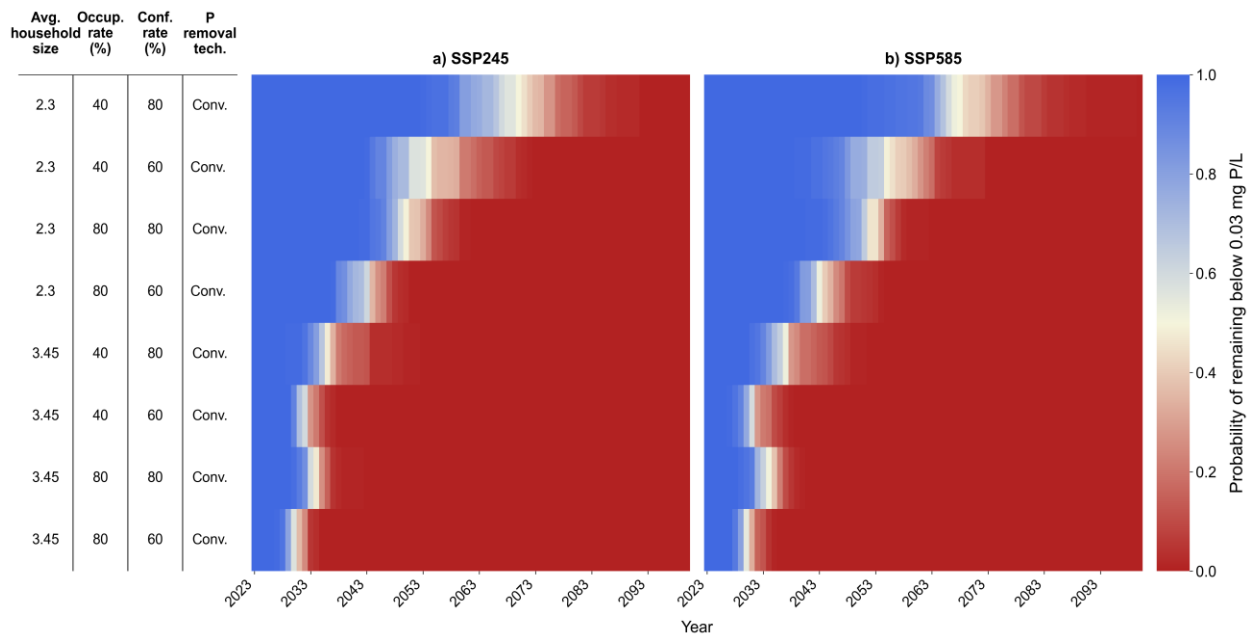


Figure B.9 Survival probability of 0.03 mg P/L eutrophic per anthropogenic scenario with conventional P removal technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

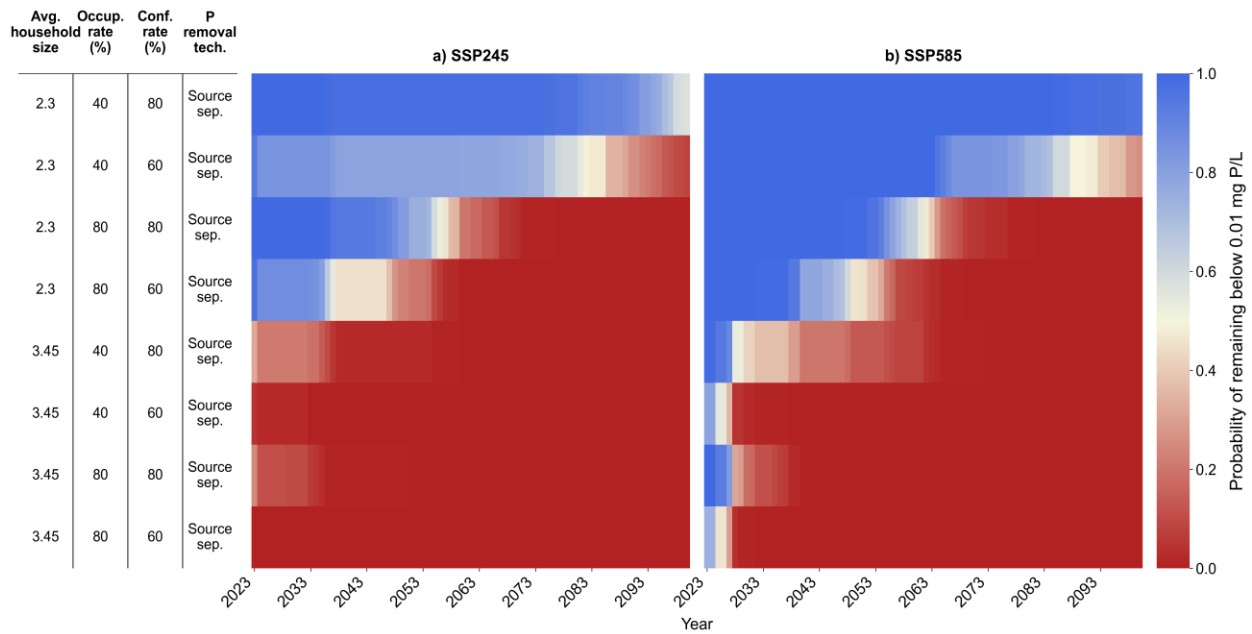


Figure B.10 Survival probability of 0.01 mg P/L meso-eutrophic per anthropogenic scenario with source separation technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for the period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

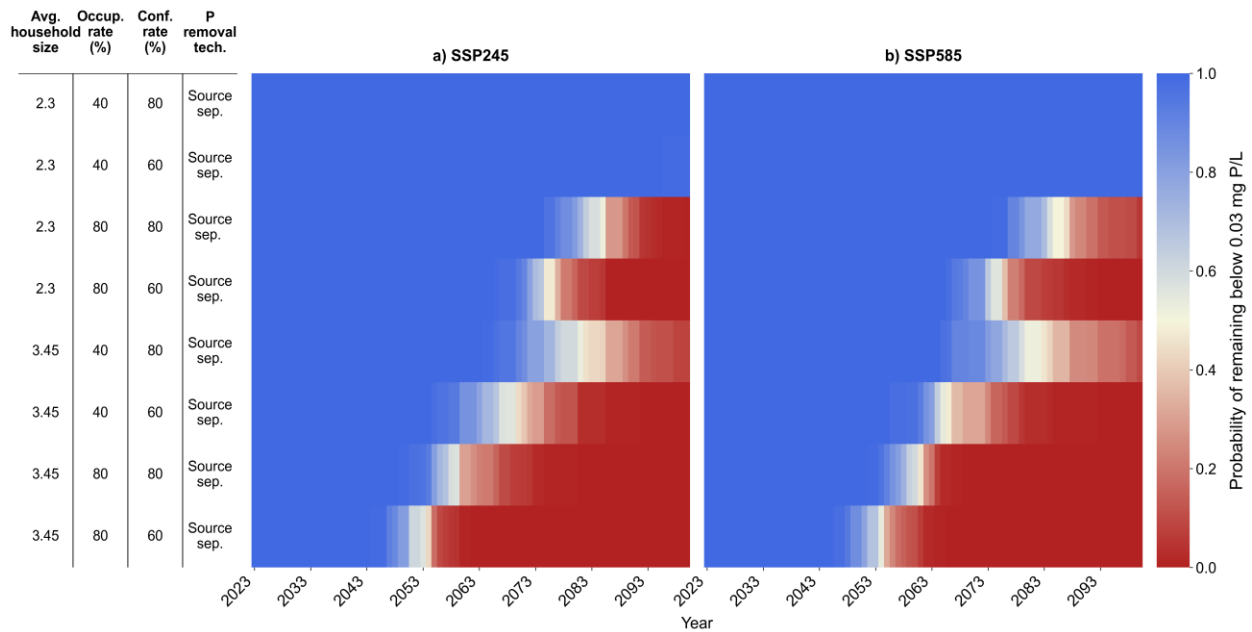


Figure B.11 Survival probability of 0.03 mg P/L eutrophic per anthropogenic scenario with source separation technology under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 for period of 2023-2100 using the Kaplan-Meier method.

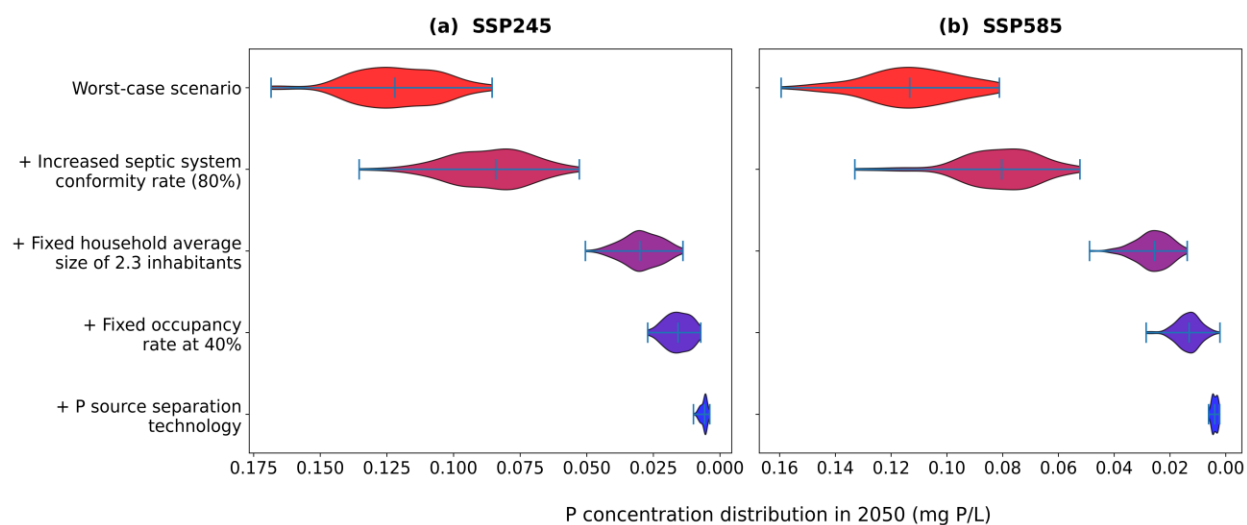


Figure B.12 Evolution of the median phosphorus concentration with the gradual implementation of mitigation strategies by 2050 under SSP2-4.5 and SSP5-855 for the period 2023-2100.