

# **Ville de Québec**

- Service de l'Environnement -

Impacts des embarcations motorisées sur la libération  
du phosphore à partir des sédiments : revue de la  
littérature et analyse pour le lac Saint-Augustin

Juin 2005

## ***Équipe de réalisation***

---

### **Ville de Québec**

René Gélinas :

Directeur, Service de l'environnement  
Division de la qualité du milieu

### **Consultant**

Martin Bouchard Valentine, biologiste, M.Sc.

Rédaction et recherche

Marie-Soleil Roy, B.A.

Révision linguistique

## **Sommaire**

Le contrôle du phosphore est un enjeu majeur afin de réduire l'eutrophisation du lac Saint-Augustin. Les sédiments du lac sont vraisemblablement une source importante de phosphore. Dans le contexte où le lac est un site prisé pour les activités nautiques, la ville de Québec a voulu évaluer si de telles activités étaient susceptibles de stimuler le transfert de phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. L'objectif du présent rapport est de vérifier, à partir de la littérature scientifique et des données disponibles, la validité de cette hypothèse et d'évaluer, s'il y a lieu, les impacts des activités nautiques au lac Saint-Augustin

Plusieurs études indiquent que les embarcations motorisées provoqueraient, par leur perturbation des sédiments, l'augmentation dans la colonne d'eau de la turbidité, du phosphore total, du phosphore réactif soluble et de l'orthophosphate, ainsi qu'une réduction de la consolidation des sédiments. Certaines études ont montré le potentiel des embarcations nautiques à mélanger la colonne d'eau, favorisant de la sorte une augmentation des concentrations en oxygène dissous, une diminution du potentiel d'oxydo-réduction et une élévation du pH. Il existe une vitesse critique des embarcations, établie lorsque le nombre de Froude de l'écoulement équivaut à un, à laquelle la perturbation des sédiments est maximale.

La dynamique du phosphore dans les sédiments s'avère complexe et encore mal comprise. De nombreux lacs révèlent que l'anoxie ne provoque pas nécessairement de libération de phosphore. Et lorsque cela se produit, les mécanismes impliqués sont encore à clarifier. Il appert que des facteurs biologiques joueraient un rôle important dans cette dynamique.

Les modèles indiquent que le déplacement de particules de 0,3 mm et 50 µm nécessitent des vitesses horizontales de 25 cm/s et 12 cm/s respectivement. L'application d'un modèle théorique au lac Saint-Augustin révèle que pour un bateau de 150 HP, ces vitesses sont atteintes jusqu'à une profondeur de 2,2 m et de 3,5 m couvrant 33% et 43% de la superficie total du lac respectivement. Le modèle est cohérent avec d'autres observations déjà publiées. Les statistiques d'achalandage concernant le nombre des embarcations au lac Saint-Augustin ne sont pas connues, mais il appert que le lac est peu fréquenté durant les jours ouvrables et qu'il connaît une

forte popularité les fins de semaine. Une estimation sommaire indique une fréquence d'environ 24 embarcations par jour ouvrable. Les données de température située à 4,4 m sous la surface recueillies à l'été 2002 indiquent que les embarcations n'auraient pas d'influence, ce qui est cohérent avec le modèle. Le calcul de la stabilité du lac suggère que la stratification ne serait pas suffisamment forte pour contrer le brassage induit par les bateaux. De plus, la thermocline est située généralement entre 3 m et 4 m, soit au-delà des profondeurs critique calculées par le modèle. Ceci implique que la zone soumise à l'influence des bateaux est généralement bien oxygénée ( $>8 \text{ mg O}_2/\text{m}^3$ ). Dans ces conditions, le phosphore inorganique serait vraisemblablement immobilisé dans des complexes avec les métaux. Le phosphore inorganique pourrait par contre provenir de l'eau interstitielle des sédiments. En l'absence de données quant à la teneur en orthophosphate des sédiments, il est difficile d'évaluer l'impact du passage des bateaux sur la libération de cette forme de phosphore. En raison des nombreuses corrélations documentées entre la turbidité de l'eau et la concentration en phosphore total, il est hautement probablement que le passage des bateaux ajoute du phosphore total dans la colonne d'eau.

Les vents auraient un impact limité sur la suspension des sédiments à l'échelle d'une saison. Les vagues de surface formées par l'action du vent provoquent de la turbulence jusqu'à une profondeur équivalente à leur demie longueur d'onde ( $\lambda/2$ ), soit 1,1 m pour la portion la plus en aval du vent et ce, pour une vitesse de vent typique de 10 km/h. Cette profondeur correspond à 12,5% de la superficie totale. Le vent agit de manière notable au lac Saint-Augustin par la formation d'oscillations internes. Par contre, la thermocline maintiendrait la séparation entre les couches d'eau et confinerait le phosphore dans les eaux profondes en conditions de stratification.

Les bateaux pouvant affecter une superficie de 43% comparativement à moins de 12,5% pour le vent, il est clair qu'ils ont un impact non négligeable sur la perturbation des sédiments et l'apport en phosphore total dans la colonne d'eau et ce, particulièrement les fins de semaine où l'achalandage serait élevé.

Il est notamment recommandé de compiler des statistiques de fréquentation du lac Saint-Augustin par les embarcations motorisées et de limiter la vitesse des bateaux dans les zones du lac où la profondeur est inférieure à 3,5 m, si la juridiction fédérale le permet.

## **Table des matières**

<b>INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>CONTEXTE</b>	<b>1</b>
<b>OBJECTIFS</b>	<b>2</b>
<b>CONTENU</b>	<b>2</b>
<b>REVUE DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE</b>	<b>3</b>
<b>MISE EN CONTEXTE</b>	<b>3</b>
<b>YOUSEF (1980)</b>	<b>3</b>
<b>HILTON ET PHILLIPS (1982)</b>	<b>5</b>
<b>GARRAD ET HEY (1987)</b>	<b>6</b>
<b>JAMES ET AL. (2002)</b>	<b>6</b>
<b>DODD ET AL (2003)</b>	<b>7</b>
<b>ANTHONY ET DOWNING (2003)</b>	<b>8</b>
<b>CONCLUSION</b>	<b>11</b>
<b>DISCUSSION</b>	<b>12</b>
<b>PHOSPHORE</b>	<b>12</b>
PHOSPHORE EN CONDITION OXIQUE	14
PHOSPHORE EN CONDITION ANOXIQUE	15
<b>SOURCES DE PERTURBATION DES SEDIMENTS</b>	<b>16</b>
INFLUENCE DES EMBARCATIONS MOTORISEES	16
IMPACT GLOBAL	24
INFLUENCE DU VENT	28
<b>CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS</b>	<b>32</b>
<b>CONCLUSION</b>	<b>32</b>
<b>RECOMMANDATIONS</b>	<b>34</b>
<b>REFERENCES</b>	<b>36</b>

## Liste des tableaux

<b>TABLEAU 1.</b> CARACTERISTIQUES DES LACS ETUDIES PAR YOUSEF (1980) .....	4
<b>TABLEAU 2.</b> CHANGEMENT RELATIF DE LA CONCENTRATION EN PHOSPHORE DANS L'EAU DANS DIFFERENTS LACS SUITE AU MELANGE CAUSE PAR DES EMBARCATIONS NAUTIQUES PENDANT 2 A 6 HEURES.....	4
<b>TABLEAU 3.</b> VITESSE CRITIQUE ASSOCIEE A LA PROFONDEUR DE L'EAU ET LA LONGUEUR DU BATEAU. ....	17
<b>TABLEAU 4.</b> CARACTERISTIQUES DES BATEAUX UTILISES POUR ETABLIR LA RELATION ENTRE $V_s$ ET LA VITESSE DE L'EMBARCATION. ....	19
<b>TABLEAU 5.</b> PROFONDEUR DE SECURITE POUR DIFFERENTES VITESSES DE NAVIGATION ET SUPERFICIE RELATIVE DE LA ZONE DU LAC POUVANT ETRE PERTURBEE.....	21
<b>TABLEAU 6.</b> PROFONDEUR CRITIQUE ETABLIE POUR DIFFERENTS ENDROITS ET POUR DIFFERENTES VITESSES DE VENT AU LAC SAINT-AUGUSTIN .....	30

## Liste des figures

<b>FIGURE 1.</b> RELATION ENTRE LA FREQUENCE DE PASSAGE DES BATEAUX. ....	5
<b>FIGURE 2.</b> VITESSE PRES DES SEDIMENTS EN FONCTION DE LA VITESSE DU BATEAU. ....	9
<b>FIGURE 3.</b> PROFIL DE LA CONCENTRATION EN ORTHOPHOSPHATE DANS LES SEDIMENTS D'UN CANAL D'ANGLETERRE. LES TRAITES HORIZONTAUX CORRESPONDENT A UNE COUCHE DE 5 CM. ....	14
<b>FIGURE 4.</b> CORRELATION ENTRE LE PHOSPHORE REACTIF SOLUBLE (SRP) ET LE PH DE L'EAU. ....	15
<b>FIGURE 5.</b> COURBES HYPSOGRAPHIQUES DU LAC SAINT-AUGUSTIN POUR LA SUPERFICE ET LE VOLUME ....	17
<b>FIGURE 6.</b> MODELES DE BATEAU EMPLOYES POUR LA MODELISATION PAR BEACHLER ET HILL (2003).....	18
<b>FIGURE 7.</b> RELATION ENTRE $V_s$ ET LA VITESSE DE L'EMBARCATION. ....	19
<b>FIGURE 8.</b> DISTRIBUTION DES SEDIMENTS PAR LEUR TAILLE MOYENNE ....	21
<b>FIGURE 9.</b> ABaque produit par YOUSEF (1978) RELIANT LA PUISSANCE D'UN BATEAU (HP) ET LA PROFONDEUR MAXIMALE DE PERTURBATION DE PARTICULES DE DIFFERENTES TAILLES. ....	23
<b>FIGURE 10.</b> ACHALANDAGE AU LAC SAINT-AUGUSTIN LE 16 AOUT 1993.....	25
<b>FIGURE 10.</b> DIFFERENCE DE TEMPERATURE ENTE LA COUCHE D'EAU A 0,8 M ET 4,4 M A L'ETE 2002.....	26
<b>FIGURE 12.</b> PROFIL DE L'OXYGENE AU COURS DE L'ETE 2002.....	27
<b>FIGURE 13.</b> DIRECTION ET VITESSE MOYENNE QUOTIDIENNE DU VENT POUR LES ETES 2002 ET 2003 ET REPARTITION DE LA VITESSE. ....	29

## **Introduction**

### **Contexte**

Le lac Saint-Augustin connaît depuis le milieu du XXe siècle une eutrophisation rapide (Roberge 2002) qui a réduit considérablement la qualité de l'eau. Un des symptômes les plus flagrants des lacs eutrophes est l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique (Smith 2003) qui s'accompagne généralement d'une dominance du phytoplancton par le groupe des cyanobactéries (Dokulil et Teubner 2000). Ce dernier élément est d'intérêt particulier puisque certaines espèces de cyanobactéries ont le potentiel d'être toxiques (Pearl et al. 2001). Le lac Saint-Augustin ne fait pas exception à ces tendances générales alors que des études récentes montrent que la concentration en chlorophylle *a* – un indicateur reconnu de biomasse algale – retrouvée dans l'eau peut atteindre plus de 150 µg/L (Bouchard-Valentine 2004). Par comparaison, la concentration maximale de chl*a* au lac Saint-Charles, un réservoir d'eau potable pour la ville de Québec, est de 12,8 µg/L (Tremblay et coll. 2001). L'accès au lac a de plus été interdit au public à quelques reprises au cours des dernières années en raison de la présence de ces cyanobactéries.

L'une des hypothèses expliquant l'abondance du phytoplancton dans les lacs eutrophes est la forte concentration en phosphore (Schindler 1973, Watson et al. 1997). Le fait de contrôler les sources desquelles provient le phosphore peut donc s'avérer une stratégie logique (Annadotter et al 1999) aux fins de contrer la prolifération du phytoplancton. Cette stratégie a d'ailleurs prouvé son efficacité dans plusieurs cas (Xie et Xie 2002). Le phosphore trouve son origine soit d'apports externes, issus du bassin versant, soit d'apports internes, issus des sédiments. La proportion de phosphore provenant de l'une ou l'autre de ces deux sources varie considérablement d'un lac à l'autre, mais la contribution de la charge interne est loin d'être négligeable (Søndergaard et al. 2001). Au lac Saint-Augustin, la charge externe de phosphore a été estimée par Pilote et al. (2002) à 614 kg P/année. Le rapport préliminaire produit par le consortium DDM-Profaune (2005) évalue, quant à lui, la charge interne de phosphore brut (la perte par sédimentation n'est alors pas considérée) durant la saison estivale à 245 kg P. Cependant, ce dernier résultat est à utiliser avec prudence car il n'a pas été évalué directement, mais plutôt à partir de relations empiriques récentes dont la validité reste encore à être démontrée avec certitude.



Une autre étude (Søndergaard et al. (1999)) a fait le constat que bien que les apports externes aient été considérablement réduits dans un lac Danois, la concentration en phosphore dans la colonne d'eau s'est vue très peu modifiée après 15 ans, en raison du transfert du phosphore par les sédiments. Par ailleurs Howard-Williams et Kelly (2003) mentionnent qu'au lac Rotorua (Nouvelle-Zélande), la charge interne en phosphore après quatre jours d'anoxie près des sédiments est équivalente à la charge externe pendant un an. Ces exemples soulignent bien la contribution des sédiments en tant que source de phosphore.

## **Objectifs**

L'étude du transfert du phosphore entre les sédiments et la colonne d'eau est donc essentielle dans un objectif de restauration du lac Saint-Augustin. À ce titre, l'un des éléments qui pourraient être d'importance est l'impact que peuvent avoir les embarcations de plaisance. Celles-ci pourraient en effet être responsables de la mise en suspension des sédiments, et de la sorte, favoriser l'échange de phosphore entre les sédiments et la colonne d'eau. Afin de s'assurer de la plausibilité de cette hypothèse, une analyse de la littérature scientifique a été commandée par la ville de Québec. À partir des informations ainsi recueillies, une analyse des impacts potentiels sera effectuée.

Par la nature même du mandat, aucune collecte de données prises au lac Saint-Augustin n'était nécessaire. Les analyses ont été basées sur les différents ouvrages, articles scientifiques et rapports portant sur le lac Saint-Augustin, jugés pertinents.

## **Contenu**

Les prochains paragraphes feront d'abord une revue des études publiées concernant l'impact des embarcations nautiques. Un portrait de la dynamique du phosphore sera ensuite brièvement exposé afin de mieux comprendre le rôle des embarcations. À partir des données recueillies, une analyse des causes principales de perturbations des sédiments, soit les embarcations motorisées et le vent, sera présentée. Enfin des recommandations compléteront ce rapport.

## **Revue de la littérature scientifique**

### ***Mise en contexte***

La perturbation des sédiments s'effectue généralement par l'action du vent (Imberger et Parker 1985). Les mouvements de l'eau qu'il entraîne peuvent être suffisamment élevés pour créer une force de cisaillement au niveau des sédiments. Celle-ci, à son tour, provoque le brassage des particules plus ou moins fines et leur mise en suspension dans la colonne d'eau (Hamilton et Mitchell 1996). Ce phénomène a été mis en évidence notamment au lac Saint-Augustin, alors que la turbidité de l'eau augmentait suite à des périodes de vent élevé (Bouchard-Valentine 2004). Ailleurs, un tel phénomène a aussi été observé, notamment au Clear Lake (USA), d'une profondeur moyenne similaire à celle du lac Saint-Augustin ( $Z_{\text{moy}} = 2,9$  m), alors que des vents supérieurs à 10 m/s (36 km/h) auraient entraîné la mobilisation de plus de 46% de la surface des sédiments (Anthony et Downing 2003). Par ailleurs, une augmentation de la concentration en phosphore a aussi été constatée suite à l'action du vent sur les fonds des lacs (Hamilton et Mitchell 1988, Søndergaard et al 1992). Si la force du vent est remplacée par celle des embarcations, il est probable que la perturbation des sédiments aura toujours lieu.

C'est pour tenter de répondre à cette question que certains auteurs ont entrepris des recherches. Fait intéressant, la majorité des études publiées sur le sujet était issue de la problématique de plans d'eau eutrophes aux prises avec une turbidité élevée, comme le lac Saint-Augustin. Au total, peu d'études ont été publiées concernant l'impact des embarcations motorisées sur le brassage des sédiments et sur le phosphore conséquemment libéré. Ce nombre pour le moins restreint de recherches permet d'avancer que le présent rapport fait pratiquement une revue de tous les documents disponibles. Il reflète donc bien l'état des connaissances à ce sujet.

### ***Yousef (1980)***

Les premiers travaux ayant porté spécifiquement sur les embarcations nautiques et la turbidité d'un lac ont été effectués par Yousef (1974) pour le compte de l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA). Quatre lacs américains de moins de 30 pieds (~9 m) ont été étudiés. Bien que ce document n'ait pu être consulté, l'auteur arrivait à la conclusion que les

embarcations avaient effectivement un impact sur les sédiments. Des détails plus précis ont été fournis par une autre étude publiée par le même auteur (Yousef 1980). Trois lacs de l'État de Floride (USA) ont été sélectionnés dont les caractéristiques, se rapprochant au lac Saint-Augustin, sont résumées au tableau 1.

L'auteur a effectué deux expériences. Dans un premier temps, des bateaux ont circulé à des vitesses contrôlées au-dessus des stations d'échantillonnage. Aux fins de contrôle, certaines stations étaient exemptes de circulation nautique. Par la suite, Yousef a réalisé un montage à même le lac où des chambres isolées étaient ou non soumises à l'action d'une hélice. Il est ainsi parvenu à la conclusion qu'une augmentation notable de la turbidité et du taux de phosphore devait être imputable à la circulation des bateaux ainsi que le résume le tableau 2.

**Tableau 1.** Caractéristiques des lacs étudiés par Yousef (1980)

Lacs	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Superficie (ha)
Claire <sup>a</sup>	2,3	3,7	8,1
Jessup <sup>a</sup>	1,8	3,0	4422
Mizell <sup>a</sup>	4,0	6,1	25,1
Saint-Augustin <sup>b</sup>	3,3	6,45	68,4

<sup>a</sup> Yousef 1980

<sup>b</sup> DDM-Profaune 2005

**Tableau 2.** Changement relatif de la concentration en phosphore dans l'eau dans différents lacs suite au mélange causé par des embarcations nautiques pendant 2 à 6 heures

Lac	Force des bateaux employés (HP)	Profondeur d'échantillonnage (m)	Stations de contrôle		Stations de mélange	
			Orthophosphate (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Phosphore total (PT)	Orthophosphate (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Phosphore total (PT)
Claire	28,50,85, 120,165	2,6	5%	29%	43%	39%
Jessup	28	1,5	2%	-5%	73%	55%
Mizell	28,50,85, 120,	3,4	6%	4%	16%	28%

À noter que Yousef (1980) a fait le constat que les trois lacs étaient presque saturés en oxygène près des sédiments. De plus, 24h après les perturbations, les concentrations en phosphore demeuraient plus élevées que celles initialement relevées même si la turbidité redescendait près des valeurs premières. Yousef (1980) a aussi observé une corrélation entre la turbidité et la concentration en phosphore.

### **Hilton et Phillips (1982)**

Une autre étude publiée par Hilton et Phillips (1982) concluait que la navigation des bateaux augmentait la turbidité (figure 1). Leur étude ne s'est par contre pas intéressée au phosphore. Les auteurs ont simplement comparé la turbidité de l'eau avec la fréquence de passage des bateaux précédant l'échantillonnage dans un petit lac ( $Z_{\text{moy}} = 1$  m) d'un réseau de lacs en Angleterre (Norfolk Broads). De leurs observations, ils ont pu déduire une relation mathématique qui montrait que la turbidité pouvait être liée à la présence d'embarcations. Par contre, ce modèle leur a indiqué que c'est plutôt la présence du phytoplancton qui explique la turbidité élevée de l'eau, ce qui est en accord avec une autre étude effectuée sur le même site quelques années plus tôt (Moss (1977)).

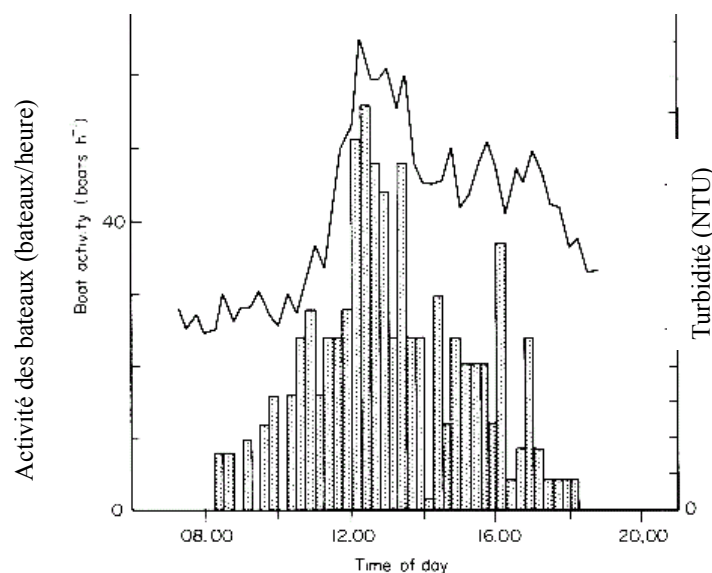


FIG. 1. Boat movements  $h^{-1}$  (histogram) and observed water turbidity (—) in Formazin Turbidity Units recorded from River Ant at Hunsett Mill, 8 October 1982.

**Figure 1.** Relation entre la fréquence de passage des bateaux (barres) et la turbidité de l'eau (trait).

[extrait de Hilton et Phillips 1982]

### **Garrad et Hey (1987)**

Garrad et Hey (1987) ont repris l'analyse du réseau de lacs du Norfolk Broads en relation avec la navigation. Ils ont comparé la turbidité de deux voies navigables à une voie interdite à la navigation. Les voies navigables démontrent un cycle de turbidité qui atteint un maximum au milieu de la journée, ce qui correspond au cycle de la circulation nautique. La voie interdite à la navigation ne présentait quant à elle aucun cycle de turbidité. Mais ce qui distingue spécifiquement cette étude réside dans le fait que ses auteurs analysent l'impact sur la turbidité du passage d'un seul bateau à la fois. Différents bateaux et différentes vitesses, entre 3 et 7 mph (4,8 km/h et 11,3 km/h), ont été expérimentés. Les résultats révèlent une turbidité plus élevée lorsque les vitesses de circulation sont plus rapides. Les vitesses minimales nécessaires pour entraîner les sédiments variaient entre 1,71 mph et 4 mph (2,8 km/h et 6,4 km/h) selon le type de bateau utilisé. Les auteurs ont suggéré en conclusion de leur article de limiter la vitesse des bateaux.

Malheureusement, la lacune majeure de cet article est l'omission que font les auteurs d'indiquer la profondeur à laquelle la turbidité a été mesurée. Les auteurs expliquent leur conclusion contradictoire avec les études de Moss (1977) et Hilton et Phillips (1982) par la fréquence d'échantillonnages employés et par l'assomption erronée que les fluctuations de turbidité étaient associées aux marées.

### **James et al. (2002)**

Une étude publiée par Nedohin et Elefsiniotis (1997) traitait de l'impact de embarcations motorisées. Mais la faiblesse de la méthodologie rend inutile son compte-rendu.

James et al. (2002) ont étudié les sources de phosphore dans un lac du Wisconsin. Ce lac, d'une superficie de 50 ha et de profondeurs moyenne et maximale de 1,6 m et 4,0 m respectivement, a la particularité d'être le site d'entraînements et de spectacles de ski nautique exécutés avec des moteurs de 150 HP. Les auteurs ont donc cru bon d'intégrer une composante liée au brassage par les bateaux dans leur bilan de phosphore. Des échantillons d'eau ont été récoltés sur le site des pratiques, avant et après leur déroulement, sur l'ensemble de la colonne d'eau (~2 m). Le phosphore réactif soluble (SRP, souvent utilisé comme un « proxy » du  $\text{PO}_4^{3-}$ ) contenu dans la

colonne d'eau n'a connu aucune variation lors des différents traitements. Les chercheurs ont cependant observé, lors de deux des neuf pratiques ayant été évaluées, une augmentation de la concentration en phosphore total dans l'eau. Pour les sept autres pratiques, ils ont attribué l'absence de variation en phosphore au fait que le lac était suffisamment stratifié thermiquement pour résister au mélange induit par les bateaux. Cette assertion s'appuie sur le fait que les données d'oxygène dissous et de température sont demeurées relativement constantes avant et après les séances d'entraînement. Les auteurs ont établi empiriquement un seuil de stabilité thermique maximal qui permet le brassage des sédiments par les pratiques. Ils en ont donc déduit, à partir des données de températures obtenues en continu tout l'été par des sondes, que les bateaux sont responsables d'au minimum 17% des apports totaux en phosphore durant la saison estivale. En conséquence, ils ont recommandé que les bateaux soient contrôlés, en particulier lorsque le lac est peu stratifié.

### ***Dodd et al (2003)***

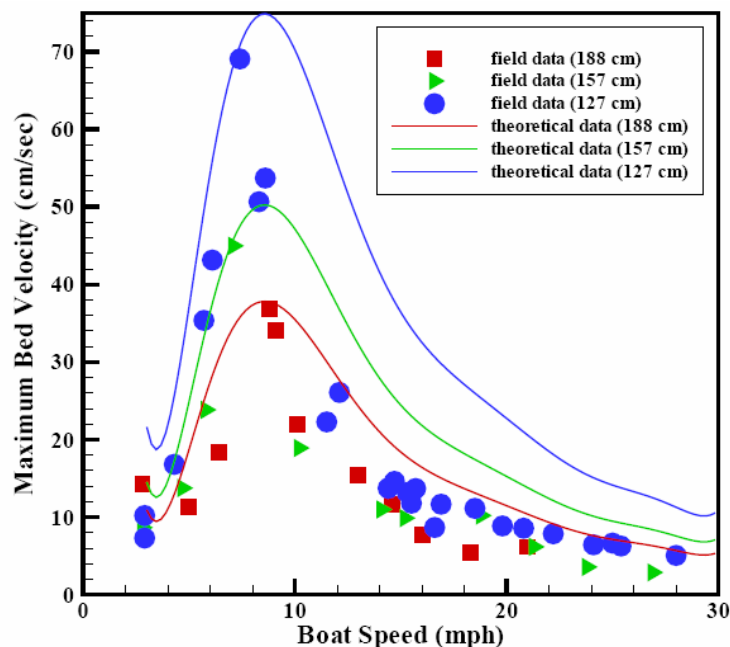
Dodd et al (2003) se sont intéressés à la chimie des sédiments dans un canal urbain d'Angleterre. Ce canal connaît une variation de la fréquence de passage des bateaux, l'automne étant la saison connaissant le plus grand achalandage, alors que presque aucun bateau n'y circule l'hiver. Ils ont observé notamment que les sédiments contenaient une forte concentration d'orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dont la source serait organique. Aussi, ils affirment que ce fort gradient avec l'eau devrait résulter en un transfert net de  $\text{PO}_4^{3-}$  vers la colonne d'eau. Par ailleurs, ils soutiennent que le transfert serait maximal lorsque les perturbations des sédiments sont sporadiques, par opposition à des sédiments jamais perturbés ou perturbés continuellement. Ils avancent que lorsque les sédiments sont stables, le  $\text{PO}_4^{3-}$  serait capté par des biofilms présents à l'interface sédiment/eau. En perturbations continues ou fréquentes, ils indiquent que l'abondance d'oxyhydroxide de fer ( $\text{FeOOH}$ , la forme de fer réputée se lier au  $\text{PO}_4^{3-}$ ) limiterait la disponibilité et l'apport du  $\text{PO}_4^{3-}$ . Par contre, des perturbations peu fréquentes permettraient au  $\text{PO}_4^{3-}$  de s'accumuler dans les sédiments avant d'être transféré massivement par la suite vers l'ensemble de la colonne d'eau. Bien qu'étant intéressantes, ces assertions n'ont pas été accompagnées de démonstrations théoriques convaincantes. Par ailleurs, les auteurs ont constaté qu'à leur site d'étude, le  $\text{PO}_4^{3-}$  n'a jamais augmenté dans la colonne quelle que soit la saison (*i.e.* le régime de perturbation).

### **Anthony et Downing (2003)**

Une étude pertinente quant aux objectifs de ce rapport a été publiée par Anthony et Downing (2003). Les auteurs se sont intéressés, pendant 9 jours de la fin août, à l'impact de bateaux de plaisance et du vent sur la dynamique physico-chimique d'un lac de l'Iowa (USA). Il s'agit d'un lac polymictique de 170 ha avec une profondeur moyenne et maximale de 2,9 m et 5,9 m respectivement. Ce lac est abondamment utilisé par les plaisanciers. Les auteurs ont comparé les données de turbidité recueillies en continu à 1,5 m (sur une zone de 3,3 m de profondeur) avec des données de vent captées par une station météorologique expérimentale et avec l'achalandage de bateaux mesuré à l'aide d'une caméra. 2 287 bateaux ont circulé à 100 m de la caméra pendant les 9 jours. Les données n'ont pas permis de bien discerner l'influence respective du vent et des bateaux car les maximums de vitesse et d'achalandage coïncidaient souvent. Cela se traduit par des coefficients de corrélation relativement faibles. Néanmoins, ils sont tout de même parvenus à la conclusion que le vent et les bateaux ont un impact majeur sur les sédiments. Ils estiment que le passage de 20 bateaux/120 heures correspond à une augmentation de 50% de la turbidité du site échantillonné. Les auteurs ont par ailleurs constaté une forte corrélation entre la turbidité et le phosphore total retrouvé dans l'eau. Ils évaluent aussi la vitesse de vent minimale causant l'entraînement des sédiments à approximativement 5 m/s. Ils ont établi qu'une vague de surface affecte les sédiments lorsque la profondeur est inférieure à la moitié de la longueur d'onde ( $Z < \lambda/2$ ). Ils ont aussi remarqué que suite à une journée de vent intense, la courbe de concentration en phosphore suivait celle de la turbidité au cours de la journée. Les auteurs ont mentionné que les bateaux agiraient en synergie avec le vent pour maintenir en suspension les particules. Ils soulignent aussi le fait que des perturbations fréquentes réduiraient la consolidation des sédiments et les rendraient plus susceptible d'être mis en suspension. Les auteurs mentionnent, en conclusion de leur article, que les indices d'achalandage de bateaux ne sont pas recommandables étant donné la grande diversité d'influence qu'a la géométrie des coques, la vitesse de circulation et la puissance des moteurs. Beachler et Hill (2003)

Enfin, le dernier article ayant fait l'objet de la revue de littérature porte sur l'étude du passage d'une embarcation sur la turbidité (Beachler et Hill 2003). L'aspect intéressant de cette publication consiste dans le fait que les auteurs ont développé un modèle hydrodynamique afin de prévoir la perturbation des sédiments suite au passage d'une embarcation. Ceci n'avait pas été fait jusqu'à maintenant (ce qu'ont fait remarquer les auteurs eux-mêmes). Le protocole était de faire

circuler différents types de bateaux à différentes vitesses dans un couloir où étaient installés les appareils de mesure. La turbidité et la vitesse de l'eau étaient mesurées juste au-dessus du fond. La profondeur variait entre 127 cm et 188 cm. Un premier résultat intéressant est que les bateaux circulant à basse vitesse de même que ceux à haute vitesse causaient peu de déplacement d'eau en profondeur comparativement à une vitesse intermédiaire (figure 2). Les résultats indiquaient même qu'une vitesse de 30 mph (~48 km/h) avait moins d'impact qu'une vitesse de 3 mph (~5 km/h). Ils ont remarqué que les moteurs hors-bord avaient plus d'impacts que les moteurs internes à vitesse intermédiaire, mais qu'à haute vitesse, ils en avaient moins. Mais de manière générale, les trois types de moteur (hors-bord, interne et jet [motomarine]) provoquaient un déplacement d'eau près du fond similaire. Sans surprise, la mise en suspension des sédiments a suivi la même tendance que celle de la vitesse en profondeur, soit faible à des vitesses de circulation des bateaux faibles ou élevée, et maximale à vitesse intermédiaire. Les auteurs estiment à 25 cm/s la vitesse minimale près du fond pour déplacer des particules de diamètre de ~0,3 mm. Cela était atteint lorsque les hors-bords circulaient minimalement à 12 mph (~19 km/h).



**Figure 2.** Vitesse près des sédiments en fonction de la vitesse du bateau.  
[Extrait de Beachler (2002)]



Les auteurs ont relié leurs observations avec le nombre de Froude<sup>1</sup> (Fr). Ils emploient deux nombres de Froude, l'un en relation avec la profondeur de l'eau :

$$Fr_h = \frac{V_b}{\sqrt{gh}}$$

ÉQUATION 1

et l'autre en relation avec la longueur de l'embarcation.

$$Fr_l = \frac{V_b}{\sqrt{gl}}$$

ÉQUATION 2

où  $V_b$  est la vitesse de l'embarcation (m/s),  $g$  est l'accélération gravitationnelle (9,81 m/s<sup>2</sup>),  $h$  est la profondeur de l'eau (m) et  $l$  est la longueur de l'embarcation (m).

L'impact est maximum (amplitude des vagues et par conséquent turbulence des sédiments) lorsque  $Fr_h = 1$  et  $Fr_h = 0,5$ , soit lorsque  $V_b$  équivaut à  $\sqrt{gh}$  ou  $\sqrt{gl}/2$ . Les deux conditions peuvent agir simultanément pour amplifier l'effet. Les observations de Beachler et Hill (2003) confirment cette relation.

Aucune étude plus récente à propos de l'impact des embarcations nautiques ne semble avoir été publiée depuis Beachler et Hill (2003). Ce dernier article complète donc cette section sur la revue de la littérature scientifique.

---

<sup>1</sup> Le nombre de Froude est un nombre sans dimension qui exprime le rapport entre le mouvement et la célérité d'une onde voyageant dans le milieu (vague). La célérité dépend notamment de la profondeur. Dans le cas d'un bateau et en se référant à l'équation 1, un nombre de Froude égal à 1 veut dire que le mouvement du bateau et de la vague est la même. Cela implique que le bateau doit « lutter » continuellement contre ses propres vagues pour avancer, d'où un plus grand RPM à cette vitesse.

## **Conclusion**

En résumé, ces articles indiquent clairement que le passage des bateaux dans des eaux peu profondes (< 3 m) seraient responsables de l'augmentation de la turbidité de l'eau et du phosphore total. Des corrélations fortes ont été observées entre ces deux paramètres. Le transfert de phosphore aurait lieu même lorsque la concentration en oxygène dissous est élevée. L'augmentation de l'orthophosphate et du phosphore réactif soluble (SRP) suite au passage des embarcations n'est pas encore claire. La stratification thermique du lac pourrait limiter la perturbation des sédiments. Les embarcations auraient une vitesse critique à laquelle elles provoquent un maximum de déplacement d'eau près du fond. À faible ou haute vitesse, les embarcations auraient peu d'impact. Les embarcations contribueraient significativement au transfert de phosphore dans la colonne d'eau.

## **Discussion**

À travers cette revue de littérature, il est clair que la navigation de plaisance a un impact sur les sédiments. Le passage des bateaux provoque un mouvement de l'eau près du fond qui, à son tour, provoque la mise en suspension des sédiments. Plusieurs études ont de plus mis en évidence l'existence d'une corrélation entre la turbidité et le phosphore total contenu dans l'eau. Ceci était par ailleurs prévisible puisque les sédiments sont riches en phosphore et la mise en suspension de ceux-ci amène du phosphore dans la colonne. Les études ne se sont pas vraiment intéressées aux formes de phosphore impliquées, en particulier les formes biodisponibles pour la croissance des algues et plantes aquatiques, soit les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Il n'y a que Yousef (1980) qui a mesuré une augmentation au  $\text{PO}_4^{3-}$  dans la colonne d'eau suite au passage des bateaux. Les deux autres études qui ont évalué cette forme de phosphore n'ont quant à elles pas décelé de différences significatives (James et al 2002, Dodd et al 2003).

Deux questions principales se doivent d'être posées pour connaître l'impact des bateaux au lac Saint-Augustin: 1) Est-ce que le phosphore corrélé à la turbidité est une forme biodisponible pour le phytoplancton ? 2) Quelle est l'importance relative des bateaux par rapport au vent en tant que source de perturbation des sédiments ?

## **Phosphore**

L'orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), est la seule forme inorganique de phosphore directement assimilable par le phytoplancton pour sa croissance (Horne et Goldman 1994). Aussi, parmi les formes inorganiques, elle est celle la plus commune retrouvée dans l'eau, bien que sa concentration soit généralement faible. Cependant, elle peut être très élevée dans les sédiments (Boström et al 1982). Le  $\text{PO}_4^{3-}$  peut y être dans l'eau interstitielle à des concentrations étant parfois 50 fois supérieures à celle de la colonne d'eau (Yousef 1980) ou encore associé à des complexes impliquant des métaux (ex. fer et aluminium). Ces complexes ne sont, par contre, pas biodisponibles. De nombreuses études montrent que la stabilité de ces complexes est liée au potentiel d'oxydo-réduction de l'eau ( $E_h$ ), qui lui-même est fortement influencé par la concentration en oxygène dissous. Lorsque qu'il n'y a plus d'oxygène dissous (généralement

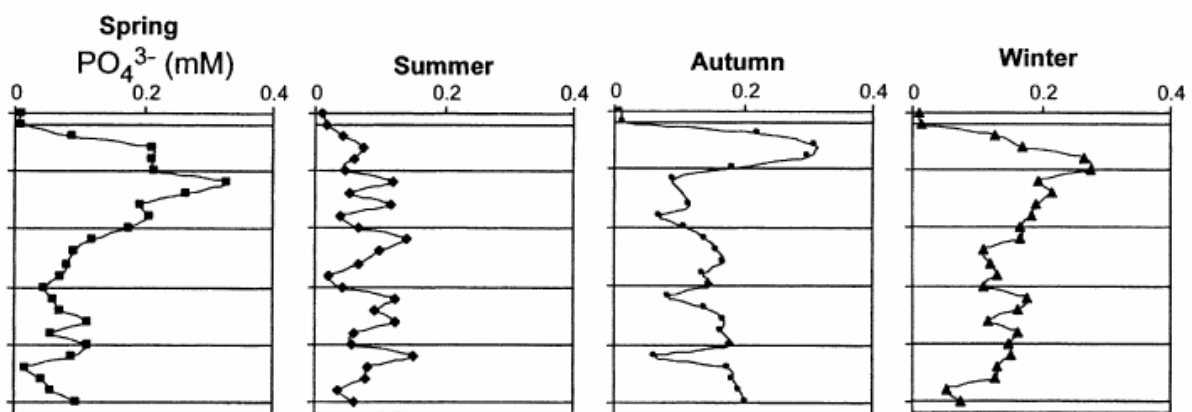
< 1 mg/L), le potentiel  $E_h$  est inférieur à ~200 mV, et le fer associé au phosphate est réduit pour passer du  $Fe^{3+}$  (FeIII) ou  $Fe^{2+}$  (FeII) (Mortimer 1941). Alors que le complexe Fe(III)-  $PO_4^{3-}$  est insoluble et donc, non biodisponible, le Fe(II) est soluble et le  $PO_4^{3-}$  est libéré. Des sédiments anoxiques libèreraient le  $PO_4^{3-}$  environ 1000 fois plus rapidement que des sédiments oxygénés (Horne et Goldman 1994). Cette dynamique du phosphore en conditions anoxiques, résumée ici très brièvement, est un mécanisme largement admis dans la communauté scientifique. Cependant, pour certains, il semble que le mécanisme de libération de phosphore ne soit pas aussi simple, à commencer par le concept lui-même, liant l'anoxie à la libération de phosphore (Caraco et al 1991, Prairie et al 2001) : certains lacs possédant des sédiments riches en phosphore n'ont pas montré de libération de phosphore en conditions anoxiques. De plus, en anoxie, il ne semble pas que les mécanismes chimiques, décrits plus haut, et qui impliquaient le fer, l'aluminium et le phosphore inorganique soient aussi prédominants (Prairie et al 2001). Le réservoir organique de phosphore serait une source majeure (Dodd et al 2003) et impliquerait davantage des mécanismes biologiques plutôt que chimiques. La stérilisation des sédiments par des antibiotiques a montré une diminution de leur rétention du phosphore (Gächter et al 1988), ce qui n'est pas compatible avec une dynamique impliquant uniquement des mécanismes chimiques. Sans exposer l'ensemble des hypothèses expliquant l'augmentation du phosphore en anoxie, mentionnons seulement que la présence des orthophosphates pourrait s'expliquer par la lyse des bactéries aérobies (Boström et al 1988). Prairie et al (2001) affirment que la diminution de l'oxygène dissous est causée par le processus de décomposition bactérienne qui lui-même libère du phosphore comme sous-produit, d'où la corrélation généralement observée entre le  $PO_4^{3-}$  et l'anoxie. Une incertitude aussi proviendrait par le protocole de quantification du  $PO_4^{3-}$ . Cette méthode provoque la dégradation de composés organiques qui sont détectés par la suite. Les valeurs seraient donc surestimées. Seulement entre 1% et 10% consisteraient en du  $PO_4^{3-}$  présent initialement (d'où l'appellation plus réaliste de SRP – *soluble reactive phosphorus* – au lieu de orthophosphate pour le phosphore dosé par cette méthode) le reste étant de source organique (Kalff 2002).

Si l'orthophosphate semble être la source privilégiée du phytoplancton pour sa croissance, certaines études montrent le phosphore particulaire pourrait aussi être exploité. La mise en suspension pourrait favoriser son recyclage dans la colonne d'eau.

En somme, il existe encore beaucoup d'incertitudes entourant la dynamique du phosphore en relation avec l'oxygène.

### Phosphore en condition oxique

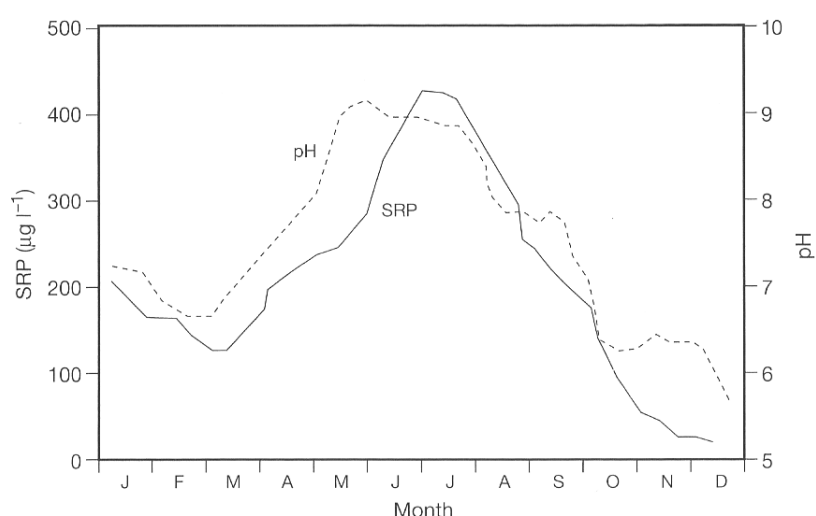
Cette dynamique est importante à comprendre dans la mesure où elle a des implications sur le transfert de phosphore suite au déplacement de l'eau profonde. En effet, si la colonne d'eau est préalablement bien mélangée, les concentrations en oxygène dissous seront élevées. En se référant au mécanisme décrit plus haut, on pourrait conclure que l'eau près du fond serait faiblement concentrée en orthophosphate (ce dernier étant lié aux complexes métalliques dans les sédiments) et que le brassage de l'eau n'aurait pas d'incidence sur la concentration finale en cet élément. En condition oxique, l'augmentation en  $\text{PO}_4^{3-}$  ne viendrait donc pas de l'eau superficielle aux sédiments, mais de la remise en suspension des sédiments d'une certaine profondeur où une concentration élevée en  $\text{PO}_4^{3-}$  est présente. La figure 3 montre, à titre indicatif seulement, car les profils sont spécifiques à chaque plan d'eau, un profil de  $\text{PO}_4^{3-}$  dans les sédiments d'un canal d'Angleterre. On constate un maximum à une profondeur d'environ 4 cm dans les sédiments. La rapidité du mélange empêcherait la neutralisation du  $\text{PO}_4^{3-}$  par l'oxyhydroxide de fer ( $\text{FeOOH}$ ) présent à l'interface sédiment/eau avec lequel il formerait un complexe insoluble (Kleeberg et Dudel 1997, Kawai et al 1985). Ce mécanisme est probablement responsable de l'augmentation du  $\text{PO}_4^{3-}$  suite au passage de bateaux dans l'étude de Yousef (1980). Par contre, Dodd et al (2003) et James et al (2002) n'ont pas observé un tel phénomène.



**Figure 3.** Profil de la concentration en orthophosphate dans les sédiments d'un canal d'Angleterre. Les traits horizontaux correspondent à une couche de 5 cm. [Extrait de Dodd (2003)].

En condition oxygène, un paramètre qui semble important dans la libération du  $\text{PO}_4^{3-}$  est le pH (figure 4). Plus celui-ci est élevé (basique), plus la libération de  $\text{PO}_4^{3-}$  est élevée (James et al 2002). De même, la température semble favoriser la libération de phosphore, ce qui laisse supposer la dominance des processus biologiques sous des conditions riches en oxygène.

En condition oxygène, le brassage serait donc favorable à la mise en disponibilité du  $\text{PO}_4^{3-}$  contenu dans les sédiments. Par ailleurs, la biodisponibilité du phosphore sous forme particulaire est difficile à évaluer bien que certaines études suggèrent que cela favoriserait son recyclage (James et al 2002).



**Figure 4.** Corrélation entre le phosphore réactif soluble (SRP) et le pH de l'eau. [Extrait de Kalf 2002]

### Phosphore en condition anoxique

Des conditions anoxiques se développent lorsque les couches profondes sont peu mélangées (Spigel et Imberger 1987). À défaut de connaître un mécanisme clair qui décrit la dynamique du phosphore et posséder de données fiables sur la dynamique de phosphore au lac Saint-Augustin, il est raisonnable de postuler qu'au lac Saint-Augustin, à l'instar de nombreux lacs étudiés, l'anoxie provoque la libération de phosphore. Bouchard-Valentine (2004) y a observé une augmentation du phosphore réactif soluble (SRP) dans l'eau à 4,5 m suite lorsque la concentration en oxygène dissous a chuté à moins de 2 mg/L. Si les eaux profondes sont riches en  $\text{PO}_4^{3-}$ , il est à prévoir que le mélange de cette couche d'eau avec l'eau de surface provoquera une augmentation de la concentration en  $\text{PO}_4^{3-}$  de celle-ci. De plus, l'anoxie limiterait la présence du

Fe(III) au profit du Fe(II) réduisant ainsi les possibilités de séquestrer le  $\text{PO}_4^{3-}$  dans un complexe chimique insoluble. Aussi, le mélange des sédiments entraînerait l'eau interstitielle riche en  $\text{PO}_4^{3-}$  vers la surface, tout comme c'est le cas en conditions oxydiques.

Il est difficile de prédire avec certitude l'influence du mélange sur la disponibilité du phosphore. De nombreux facteurs faisant intervenir les espèces chimiques en présence dans les sédiments et dans l'eau (phosphore, aluminium, fer, soufre, etc.), la relation avec les mécanismes chimiques et biologiques, le pH et bien d'autres demeurent encore mal compris dans la littérature. À cela, s'ajoute une lacune dans les données prises sur le terrain. À défaut d'une réponse basée sur des mécanismes bien précis, celle-ci devra s'appuyer sur des données empiriques. Bien que certaines études obtiennent des résultats contradictoires, il semble plus que probable qu'au lac Saint-Augustin, en raison de la haute teneur en phosphore des sédiments, le brassage de ceux-ci et de l'eau profonde conduise à une augmentation du phosphore dans la colonne d'eau, que ce dernier se présente sous forme particulaire ou sous la forme orthophosphatée ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

## **Sources de perturbation des sédiments**

### **Influence des embarcations motorisées**

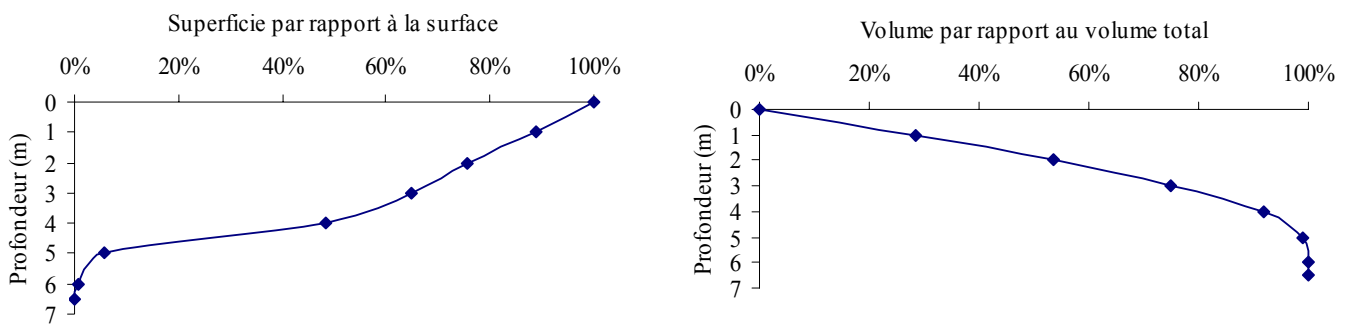
#### **Impact individuel**

L'augmentation du phosphore dans la colonne d'eau suite à la perturbation des sédiments étant plus que probable, il reste à établir l'influence qu'ont les bateaux à moteur sur le brassage des sédiments au lac Saint-Augustin. En particulier, il faudra déterminer quelle est la part des perturbations induites par le vent et par les bateaux.

Beaucoup de facteurs affectent l'impact que peut avoir le passage d'un bateau sur les sédiments : la vitesse de navigation, la force et le type de moteurs, la géométrie de l'hélice, la géométrie de la coque, la cohésion des sédiments, la taille et la masse des particules formant les sédiments, la profondeur de l'eau, la stratification du lac. Aucune étude analysant chacun de ces aspects n'a été produite. Celle qui fournit les renseignements les plus pertinents a été publiée par Beachler et Hill (2003). Les auteurs se sont intéressés à la vitesse de circulation des bateaux. Leurs observations

confirment la théorie voulant que la vitesse des bateaux,  $V_b$  (m/s), causant le plus de perturbations est donnée lorsque  $V_b$  équivaut à  $\sqrt{(gh)}$  ou  $\sqrt{(gl)/2}$ ,  $g$  étant l'accélération gravitationnelle (9,81 m/s<sup>2</sup>),  $h$  étant la profondeur de l'eau (m) et  $l$  la longueur de l'embarcation (m).

La figure 5 présente la courbe hypsographique du lac Saint-Augustin. Elle indique que la profondeur moyenne du lac (3,3 m) couvre une région équivalant à plus de 65% de la superficie du lac et où plus de 75% du volume d'eau se retrouve au-dessus de cette couche. En calculant la vitesse critique  $V_b$  par rapport à cette profondeur, on trouve une valeur de  $\sim 20$  km/h. En assumant une longueur de bateau à 5 m, la vitesse critique à la longueur s'établit à 12,6 km/h. Le tableau 3 résume les vitesses critiques pour différentes profondeurs et longueurs de bateaux.



**Figure 5.** Courbes hypsographiques du lac Saint-Augustin pour la superficie et le volume [Données tirées de DDM-Profaune (2005)]

**Tableau 3.** Vitesse critique associée à la profondeur de l'eau et la longueur du bateau.

profondeur (m)	longueur du bateau (m)	vitesse critique (km/h)	
		basée sur la profondeur	basée sur la longueur
0,5	4	8,0	11,3
1,5	5	13,8	12,6
2,5	6	17,8	13,8
3,5	7	21,1	14,9
4,5	8	23,9	15,9
5,5	9	26,4	16,9
6,5	10	28,7	17,8



Beachler et Hill (2003) ont développé un modèle pour établir la vitesse de l'eau sous un bateau. La démonstration menant à cette équation pour être retrouvée dans Beachler (2002).

$$u = 7 \frac{\sqrt{M_0}}{x} \exp \left[ - \left( \frac{r}{0.107x} \right)^2 \right] \quad \text{ÉQUATION 3}$$

où  $u$  est vitesse de l'eau (m/s),  $x$  est la distance derrière l'hélice (m),  $r$  est la distance radiale par rapport à l'axe de  $x$  (m) et  $M_0$  est un paramètre défini par  $\pi V_s^2 D^2 / 4$ , où  $D$  est le diamètre de l'hélice (m) et  $V_s$  est la vitesse du jet d'eau (m/s) immédiatement derrière l'hélice par rapport au milieu ambiant.

Ce modèle concorde assez bien avec les observations sur le terrain, bien qu'il a une légère tendance à surestimer la vitesse de l'eau car l'effet « d'aplanissement » du bateau avec la vitesse  $n$  est pas considéré :

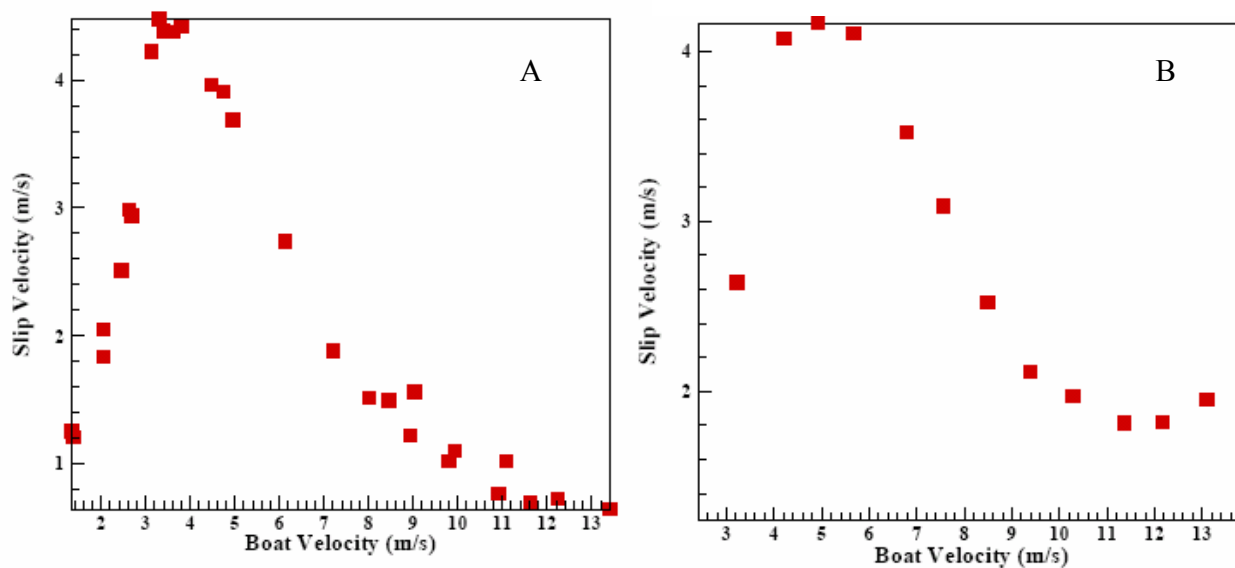
Tous les paramètres peuvent être aisément déterminé à l'exception de  $V_s$ . Beachler et Hill (2002) ont établi empiriquement une relation entre  $V_s$  et la vitesse d'un bateau. Cette relation est évidemment sensible au modèle de bateau, le moteur, la géométrie de l'embarcation. Dans le cas présent, les modèles *Hydrostream Ventura* et *Correct Craft Ski Nautique* ont été utilisés (figure 6) dont les caractéristiques sont résumées au tableau 4. La figure 7 présente la relation entre  $V_s$  et la vitesse de l'embarcation.



**Figure 6.** Modèles de bateau employés pour la modélisation par Beachler et Hill (2003). À gauche: *Hydrostream Ventura*. À droite: *Correct Craft Ski Nautique*

**Tableau 4.** Caractéristiques des bateaux utilisés pour établir la relation entre  $V_s$  et la vitesse de l'embarcation.

Modèle	Propulsion	Puissance (HP)	Longueur (m)	Masse (kg)	Diamètre de l'hélice (m)	Profondeur de l'hélice (m)
Hydrostream Ventura	Hors-bord	150	5,0	450	0,356	0,546
Ski Nautique	Moteur interne	240	5,9	1180	0,356	0,432



**Figure 7.** Relation entre  $V_s$  et la vitesse de l'embarcation. A : *Hydrostream Ventura*

B : *Ski Nautique*

[Extrait de Beachler (2002)]

Les données ayant servies à produire les graphiques de la figure 7 n'étant pas publiées, la relation entre  $V_s$  et la vitesse de l'embarcation ( $V_b$ ) a été établie empiriquement en repérant les points sur le graphique et en générant une relation avec le tableur MS Excel 2003. Cette relation a été produite pour le modèle *HydroStream Ventura*. À noter qu'elle n'est valide que pour des vitesses de navigation entre 1 m/s et 13,5 m/s (3,6 km/h et 48,6 km/h) :

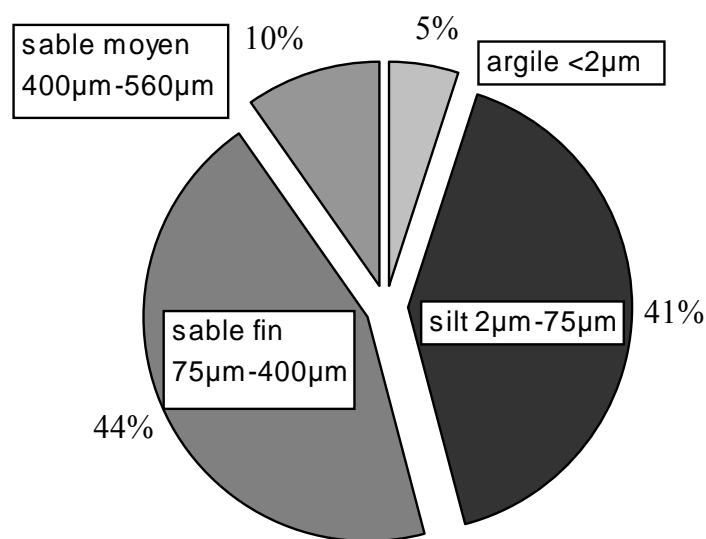
$$V_s = A \times (V_b)^5 + B \times (V_b)^4 + C \times (V_b)^3 + D \times (V_b)^2 + E \times (V_b) + F \quad \text{ÉQUATION 4}$$

A = -1714,5430 E-07	D = 6 212 297,0856 E-07
B = 39 400,9348 E-07	E = 41 068 075,9118 E-07
C = 31 661,1346 E-07	F = -35 220 989,2318 E-07

Cette relation fournit des vitesses de déplacement légèrement inférieures aux valeurs du modèle publiées par Beachler et Hill (2002). La différence provient peut-être du fait qu'ils ont établi cette relation en prenant une moyenne de tous les bateaux expérimentés. Néanmoins, ces divergences ne sont pas problématiques puisque le modèle surestimait déjà légèrement les vitesses mesurées sur le terrain.

La vitesse maximale de l'eau près des sédiments a donc pu être établie pour chacune des vitesses des embarcations. Ceci a été accompli en trouvant la valeur maximale de  $u$  de l'équation 3 pour plusieurs valeurs de  $x$ , la position derrière le bateau (généralement entre 5 et 15 m). Comme la vitesse maximale se situe sous l'axe du  $x$ , la valeur de  $r$  est simplement donnée par la profondeur de l'eau moins la profondeur à laquelle se trouve l'hélice.

Beachler (2002) indique de manière théorique, et les observations le confirment, que la vitesse de déplacement d'une particule de sable de 0,3 mm est d'environ 25 cm/s alors qu'une particule d'argile de 50  $\mu\text{m}$  nécessite une vitesse de l'eau de 12 cm/s. Une particule de 2  $\mu\text{m}$  nécessite quant à elle une vitesse de 2,5 cm/s. Au lac Saint-Augustin, la granulométrie indique que plus de 50% particules près des sédiments ont une taille plus élevée que 75  $\mu\text{m}$  (Corbeil et al 2001) (figure 8). Une particule de 50  $\mu\text{m}$  représente donc bien la taille typique d'une particule au lac Saint-Augustin. À partir de ces informations, une « profondeur critique » a été calculée, c'est-à-dire une profondeur d'eau maximum susceptible de causer le déplacement de particules (tableau 5).



**Figure 8.** Distribution des sédiments par leur taille moyenne.  
[Source des données : Corbeil et al 2001]

**Tableau 5.** Profondeur de sécurité pour différentes vitesses de navigation et superficie relative de la zone du lac pouvant être perturbée

Vitesse du bateau (km/h)	Profondeur (m) de sécurité pour un sable de 0,3 mm <sup>a</sup>	Profondeur (m) de sécurité pour de l'argile de 50 µm <sup>b</sup>	Superficie affectée <sup>c</sup>	
			<profondeur critique (0,3 mm)	< profondeur critique (50 µm)
5	0,95	1,4	11%	17%
10	1,9	3,3	23%	40%
15	2,2	3,5	33%	43%
20	1,95	3,3	23%	40%
25	1,55	2,6	19%	30%
30	1,15	1,8	13%	22%
35	0,91	1,3	10%	15%
40	0,86	1,2	10%	14%
45	0,87	1,22	10%	14%
48,8	0,74	0,96	8%	11%

<sup>a</sup> vitesse de déplacement nécessaire de 25 cm/s

<sup>b</sup> vitesse de déplacement nécessaire de 12 cm/s

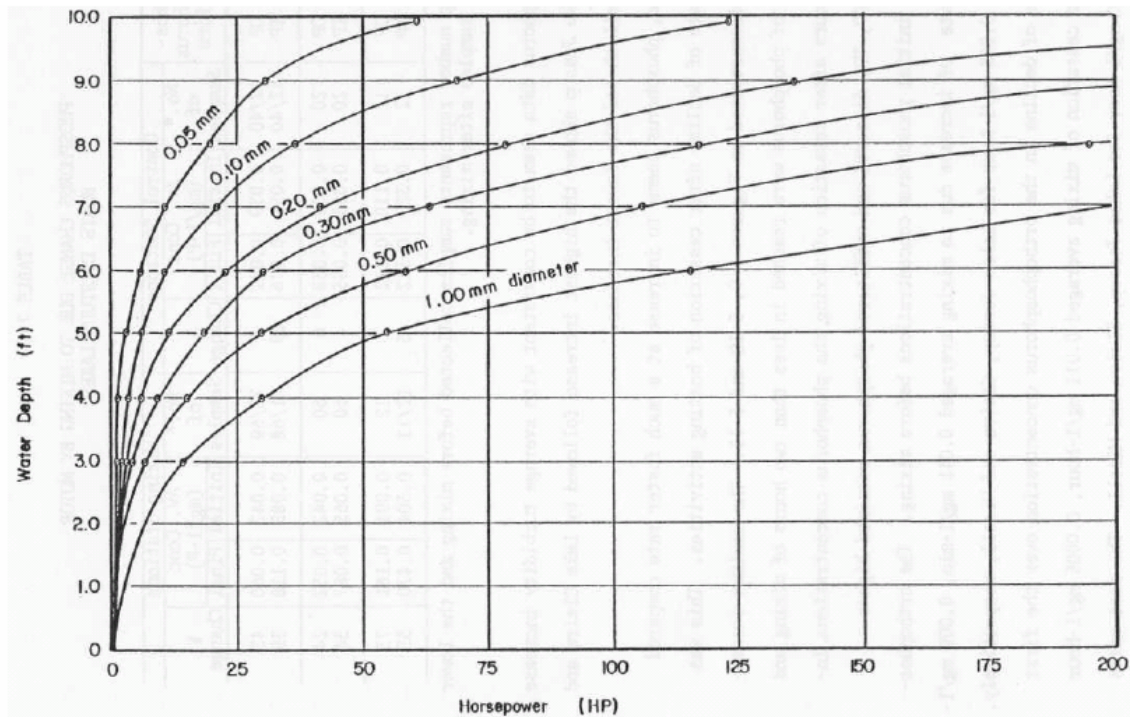
<sup>c</sup> déterminée par la courbe hypsographique (figure 5)

Le tableau 5 montre que la vitesse la plus perturbante est de 15 km/h, à laquelle est associée la profondeur de sécurité la plus élevée, soit 1,9 m pour des particules de 0,3 mm et 3,3 m pour des particules de 50  $\mu\text{m}$ . Il indique de plus qu'un bateau circulant à cette vitesse aurait théoriquement un impact sur 33% et 43% de la superficie du lac pour des particules de 0,3 mm et 50  $\mu\text{m}$  respectivement. Les profondeurs critiques sont par ailleurs compatibles avec l'abaque élaboré par Yousef (1978) (figure 9). Cet abaque indique pour 150 HP, soit la force du bateau employé pour la modélisation avec une particule de 0,3 mm, la profondeur au-delà de laquelle la perturbation des sédiments est évitée est de 85 pouces, soit 2,2 m, ce qui est consistant avec les données reproduites au tableau 5.

Le modèle établi par Beachler et Hill (2003) ne tient pas compte de la stratification du lac, si elle est présente. Des études ont déjà montré le rôle que peut avoir la stratification thermique d'un lac dans la limitation de la perturbation des sédiments par les bateaux (James et al 2002), ou par le vent (Imberger et Patterson 1990). Il est d'avis que ce modèle demeure valide car les valeurs maximales de profondeurs retrouvées au tableau 5 sont inférieures à la profondeur de la thermocline du lac Saint-Augustin, qui s'établit approximativement à une profondeur entre 3 m et 4 m (Bouchard-Valentine 2004). De plus, James et al (2002) ont évalué que lorsque la stabilité, basée sur l'index de stabilité de Schmidt<sup>2</sup>, est supérieure à 30 g-cm/cm<sup>2</sup>, il n'y pas de mélange induit par les bateaux. Au lac Saint-Augustin, une telle stabilité a été calculée et elle surviendrait si une différence d'environ 4,5°C existerait entre le fond et la surface. Une différence de cet ordre ne semble pas se développer à la lumière des données recueillies à l'été 2002 et 2003 (Bouchard-Valentine 2004). Les écarts maximums de température observés au cours de ces périodes mènent à un indice de stabilité de 10 g-cm/cm<sup>2</sup>. À partir du critère de 30 g-cm/cm<sup>2</sup>, les sédiments seraient donc susceptibles d'être perturbés par le passage des bateaux. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que si une forte thermocline devait s'établir près de la surface (~2 m), le modèle devrait être utilisé avec précaution.

---

<sup>2</sup> L'indice de stabilité de Schmidt ( $g\cdot m/m^2$ ) est défini par  $\frac{1}{A_0} \int_0^{z_m} (z - z_g)(\rho_z - \rho_g) A_z dz$ , où  $A_0$  est l'aire à la surface ( $m^2$ ),  $A_z$  est la surface à la profondeur  $z$ ,  $z_m$  est la profondeur maximale (m),  $z_g$  est la profondeur du centre de masse du lac (m),  $\rho_z$  est la densité à la strate  $z$ , ( $g/m^3$ ),  $\rho_g$  est la densité moyenne du lac ( $g/m^3$ ).



**Figure 9.** Abaque produit par Yousef (1978) reliant la puissance d'un bateau (HP) et la profondeur maximale de perturbation de particules de différentes tailles.  
[Extrait de Beachler (2002)]

Il est important de mentionner que si la vitesse de déplacement est atteinte près du fond, cela n'implique pas nécessaire la mise en suspension de la particule. La vitesse de déplacement doit être en effet supérieure à la vitesse de sédimentation décrite par la loi de Stokes<sup>3</sup>. Autrement, les particules vont « rouler » sur le fond. Mais pour les particules qui nous intéressent, les vitesses de sédimentations sont plus faibles. Un grain d'argile de 50 µm possède une vitesse de sédimentation de 2,2 mm/s (Beachler 2002). Ceci indique par ailleurs que si une telle particule venait à s'élever de un mètre, cela lui prendrait environ 7,5 minutes pour retourner à sa position d'origine. Dans les faits par contre, le temps est beaucoup plus long en raison de la turbulence

<sup>3</sup> La loi de Stokes donne la vitesse de sédimentation (m/s) par  $V = \frac{(2gr^2)(\rho_p - \rho_f)}{9\mu}$  où  $g$  est l'accélération gravitationnelle (9,81 m/s<sup>2</sup>),  $r$  est le rayon équivalent de la particule (m),  $\rho_p$  et  $\rho_f$  sont les densités de la particule et du fluide respectivement (g/m<sup>3</sup>) et  $\mu$  est la viscosité du fluide (dyne-sec/m<sup>2</sup>)

associée au mouvement de l'eau. L'impact des bateaux sur la turbidité est donc persistant sur une plus longue période. Par ailleurs, les particules plus grosses sédimentent plus rapidement. Ainsi, un grain de sable de 1 mm possède une vitesse de sédimentation de 140 mm/s.

## **Impact global**

L'évaluation de la perturbation d'un bateau à l'échelle individuelle étant possible, il reste à déterminer l'impact global des bateaux au lac Saint-Augustin. Les seules données connues à propos de l'achalandage sur le lac Saint-Augustin sont disponibles dans l'annexe d'un rapport soumis à la municipalité de Saint-Augustin (Landry 1993). Cette annexe présente le résultat d'une étude effectuée le lundi 16 août 1993 (figure 10). Le fait que cette étude ne se soit déroulée que sur une seule journée, un jour ouvrable du surcroît, rend sa représentativité de l'achalandage pour le moins incertaine. Les heures consacrées à l'observation ne sont pas connues. Les conditions météorologiques n'ont pas été fournies par l'auteur mais le répertoire d'environnement Canada indique que pour cette journée à l'aéroport Jean-Lesage, les conditions étaient nuageuses avec une averse à 21h00, une température moyenne et maximale durant le jour (entre 8h00 et 20h00) de 22,4°C et 25,5°C et une vitesse de vent moyenne et maximale durant le jour de 9 km/h et 15 km/h. Bien que sans soleil, la journée semblait favorable aux activités nautiques. Par contre, ces données ne concordent pas avec mes propres observations, alors que j'ai visité le lac deux à trois fois par semaine, entre 10h00 et 12h00 pendant presque deux étés. Aucune visite n'a été effectuée la fin de semaine. Pendant ces périodes, je n'ai observé généralement que 3 à 4 embarcations motorisées circulant sur le lac avec un amerrissage ou décollage d'hydravions. Cette tendance n'est pas similaire aux observations présentées à la figure 10. À défaut d'avoir des données plus fiables, l'évaluation de l'achalandage sera établie à 24 embarcations par jour de semaine (2 embarcations/heure × 12 heures) basée sur mes observations personnelles. Par contre, les caractéristiques de ces embarcations motorisées ne sont pas connues. En ce qui concernent la fin de semaine, il semblerait que l'achalandage durant cette période augmente considérablement (communications personnelles de résidents). Par contre, aucune évaluation n'est disponible. L'achalandage doit cependant être au minimum équivalent à celui de la semaine. Il serait pertinent d'obtenir des données plus précises au sujet de l'achalandage du lac durant la semaine et la fin de semaine.

Nombre de forces (H.P.)	A St-Augustin	A Ste-Foy	Total	
0-10	9	3	12	23 moteurs entre 0 <sup>+</sup> force et 50 forces
11-20	2	1	3	
21-30	3	-	3	
31-40	-	1	1	
41-50	3	1	4	
51-60	1	-	1	13 moteurs entre 51 forces et 100 forces
61-70	-	-	-	
71-80	2	1	3	
81-90	1	-	1	
91-100	4	4	8	
101-110	1	-	1	10 moteurs entre 100 forces et 180 forces
111-120	-	-	-	
121-130	1	-	1	
131-140	-	-	-	
141-150	1	1	2	
151-160	-	-	-	
161-170	-	-	-	
171-180	1	1	2	
Moteurs marins	3	1	4	
Seadoos	1	-	1	
Barge	1	-	1	
Petites chaloupes	8	6	14	Pour moteur de 20HP et moins
Grand total des chaloupes et des moteurs identifiées au Lac St-Augustin	42	20	62	

**Figure 10.** Achalandage au lac Saint-Augustin le 16 août 1993.

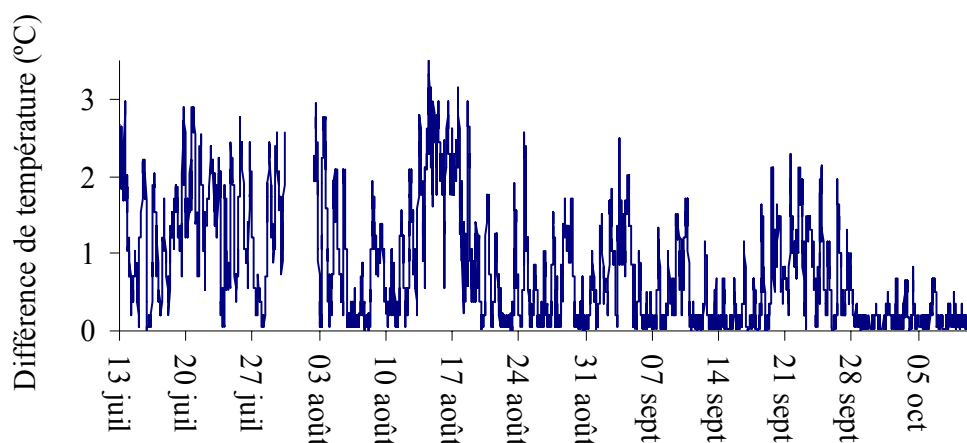
Note: le lac chevauchait à l'époque les municipalités de Saint-Augustin-de-Desmaures et Sainte-Foy

Note 2 : le total des moteurs entre 100 et 180 forces est de 6 au lieu de 10.

[Extrait de Landry (1993)]

Il est possible de vérifier l'impact des embarcations sur le mélange de l'eau (et donc potentiellement sur la mise en suspension des sédiments) par l'intermédiaire de la différence de température entre l'eau de surface et celle près du fond. Si les embarcations ont un impact, et si l'achalandage est nettement plus élevé la fin de semaine, les différences de température devraient tendre vers zéro à partir du samedi. L'analyse des données n'indique aucune tendance de la sorte (figure 11). Lorsque cette différence diminuait, celle-ci pouvait bien s'expliquer par des facteurs météorologiques (diminution de la température, vitesse de vent plus élevée, conditions

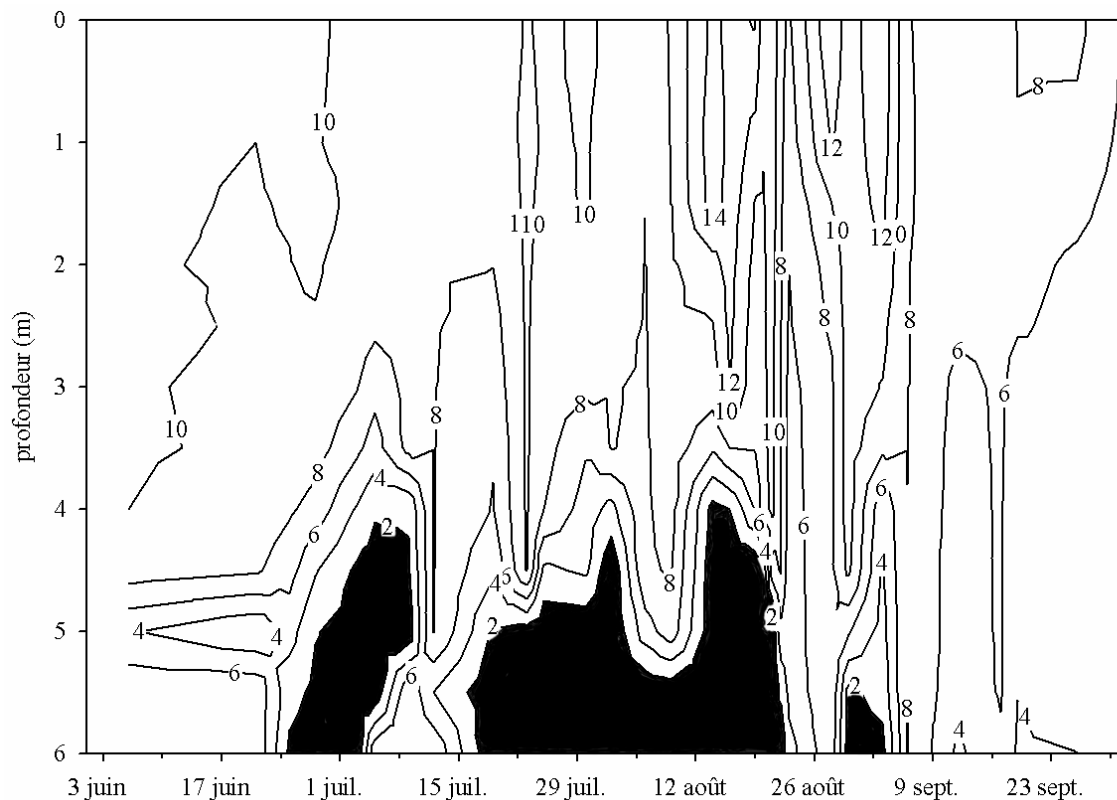




**Figure 11.** Différence de température ente la couche d'eau à 0,8 m et 4,4 m à l'été 2002. Les dates indiquées correspondent aux samedis.  
[Extrait de Bouchard-Valentine (2004)]

nuageuses, précipitations). L'analyse précédente est cohérente avec le modèle, puisque le site où les températures ont été mesurées avait une profondeur de 4,5 m, soit au-delà de la profondeur critique maximale de 3,5 m établie par le modèle (tableau 5). James et al. (2003) constatent que les embarcations ont un impact notable sur la couche d'eau situé à 1,5 m au-dessus du fond, lui-même à 3,3 m, lorsque l'achalandage moyen est de 20 bateaux par deux heures pendant 9 jours près du site échantillonné. Au lac Saint-Augustin, ce niveau d'achalandage semble peu probable (mais il demeure à confirmer). Il est à signaler par ailleurs que les observations de James et al. (2003) sont compatibles avec les valeurs du modèle.

Les embarcations, de manière individuelle, auraient donc un impact sur la perturbation des sédiments dans une zone où la profondeur est inférieure à 3,5 m. Cette zone est généralement bien oxygénée, avec des concentrations en oxygène dissous avoisinant 8 mg/L (figure 12). En se référant aux mécanismes chimiques liés au potentiel d'oxydo-réduction, le phosphore inorganique se retrouverait, dans ces conditions, dans des complexes métalliques avec le fer et l'aluminium. Il ne serait donc pas biodisponible. Il semblerait par contre qu'une proportion de ces métaux soit sous une forme cristalline et par conséquent dans l'incapacité de former des



**Figure 12.** Profil de l'oxygène au cours de l'été 2002. Les zones anoxiques sont indiquées en noir.

[Extrait de Bouchard-Valentine (2004)]

complexes avec le phosphore (Galvez-Cloutier<sup>4</sup>, communication personnelle). Une source de phosphore inorganique pourrait provenir de l'eau interstitielle des sédiments dont la teneur en orthophosphate est élevée. Il pourrait ainsi y avoir transfert de phosphore vers la colonne d'eau même en conditions oxiqes, comme l'a observé Yousef (1980).

En l'absence de profil de concentration en orthophosphate dans les sédiments du lac Saint-Augustin, il est difficile d'évaluer l'impact des bateaux sur le transfert de phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Mais si l'on se fit aux études précédentes, il y aurait une relation

---

<sup>4</sup> Rosa Galvez-Cloutier, ing. Phd est professeure titulaire en génie civil à l'université Laval. L'un de ses axes de recherches est l'étude des sédiments du lac Saint-Augustin.

linéaire entre l'augmentation de la turbidité et l'augmentation de la concentration en phosphore total (Yousef 1980, Anthony et Downing 2003).

### **Influence du vent**

Le mouvement de l'eau a été largement documenté, notamment par les travaux du professeur Jörg Imberger et de ses collaborateurs, qui ont développé plusieurs modèles théoriques pour décrire le déplacement de couches d'eau de lacs stratifiés. Ces études sont peu utiles car elles s'intéressent à des phénomènes qui ne sont pas en relation avec la perturbation des sédiments. D'autres études ont observés empiriquement l'influence du vent sur le mouvement de l'eau (Kristensen et al 1992, Kleeberg et Dudel 1997) mais les conclusions sont difficilement applicables ailleurs puisque les caractéristiques morphologiques d'un lac ont un impact sur l'action qu'a le vent sur l'hydrodynamique du lac.

Anthony et Downing (2003) proposent une base théorique pour évaluer l'influence du vent sur la perturbation des sédiments. L'énergie des vagues de surface se dissipe exponentiellement avec la profondeur et après une profondeur équivalant à environ la moitié de la longueur d'onde ( $\lambda/2$ ), la turbulence est jugée négligeable (Kalff 2002). Basée sur une étude du *Coastal Engineering Research Center* (CERC 1984), les auteurs ont évalué la longueur d'onde par :

$$\lambda = \frac{gT^2}{2\pi} \tanh\left(\frac{2\pi h}{\lambda}\right) \quad \text{ÉQUATION 5}$$

Avec

$$T = 0,46 \frac{w}{g} \left(\frac{gL_f}{w^2}\right)^{0,28} \quad \text{ÉQUATION 6}$$

où  $\lambda$  est la longueur d'onde (m),  $g$  est l'accélération gravitationnelle ( $9,81 \text{ m/s}^2$ ),  $T$  est la période de l'onde (s),  $h$  est la profondeur de l'eau (m),  $\tanh$  est la fonction tangente hyperbolique,  $w$  est la vitesse du vent (m/s) et  $L_f$  est la longueur effective maximum ou fetch<sup>5</sup> (m).

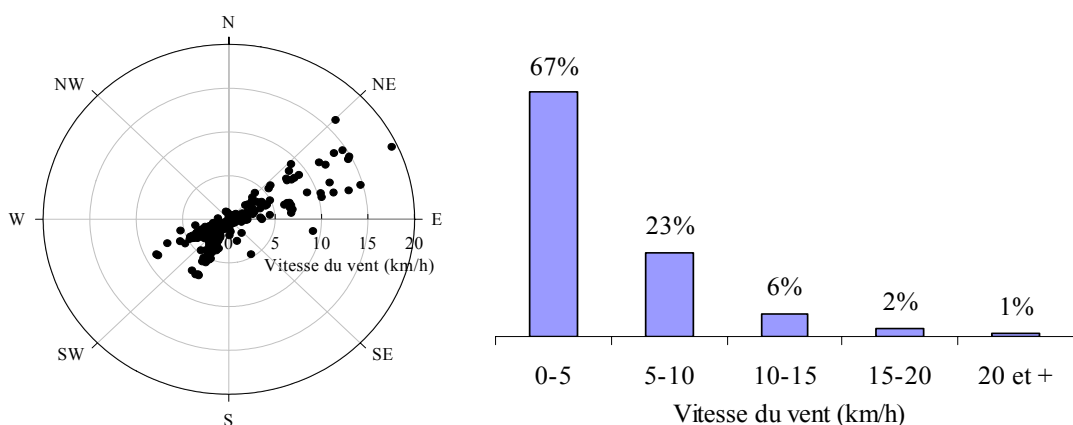
---

<sup>5</sup> Le fetch est la longueur totale en ligne droite sur laquelle le vent peut souffler sans rencontrer d'obstacles

La profondeur de perturbation ( $\lambda/2$ ) a été déterminée pour le lac Saint-Augustin. Puisque ce paramètre dépend à la fois de la bathymétrie du lac et de l'orientation du vent (en raison du fetch), plusieurs valeurs sont possibles à tous les points du lac. Par souci de simplicité, une valeur maximale a seulement été calculée. Les données de vent pour le lac Saint-Augustin (figure 13) montre que les vents dominants sont dans l'axe NE et SW, soit le même axe que le lac et qu'il était inférieur en moyenne à 20 km/h. Le fetch maximum a donc été établi à la longueur maximale du lac, soit 2100 m. La profondeur d'eau a été établie à 6 m. L'équation 5 a été itérée 25 fois, ce qui était suffisant pour que le résultat se stabilise. Le tableau 6 résume, pour des points situés à tous les quarts du lac et pour différentes vitesses de vent, les profondeurs en deçà de laquelle il est probable que les sédiments soient perturbés.

Le tableau 6 indique que pour les conditions prévalant au lac Saint-Augustin (vitesse de vent généralement inférieure à 10 km/h), la profondeur critique la plus élevée est de 1,1 m. Ceci est vrai pour la portion à l'aval du vent. Il ne faut donc pas généraliser cette profondeur pour l'ensemble du lac : plus l'endroit considéré est en amont de cette position, plus la profondeur critique diminue. Ainsi, celle-ci s'établit à 0,5 m au milieu du lac. En se référant à la figure 5, la région affectée par les vagues de surface ( $< 1,1$  m) serait moins de 12,5 % pour un vent typique.

Ce calcul évalue de manière approximative la profondeur à laquelle la mise en suspension des sédiments s'effectue sous la dissipation de l'énergie des vagues formées par le vent à mesure que la profondeur diminue. Cela s'applique bien si la densité de l'eau est homogène sur l'ensemble de



**Figure 13.** Direction et vitesse moyenne quotidienne du vent pour les étés 2002 et 2003 et répartition de la vitesse.

[Source : Bouchard-Valentine (2004)]

**Tableau 6.** Profondeur critique établie pour différents endroits et pour différentes vitesses de vent au lac Saint-Augustin

Position sur le lac	Vitesse du vent (km/h)	Profondeur critique ( $\lambda/2$ ) (m)
1 <sup>er</sup> quart (525 m)	5	0,3
	10	0,5
	15	0,7
	20	0,9
2 <sup>e</sup> quart (1050 m)	5	0,4
	10	0,7
	15	1,1
	20	1,4
3 <sup>e</sup> quart (1575 m)	5	0,5
	10	0,9
	15	1,3
	20	1,7
4 <sup>e</sup> quart (2100 m)	5	0,6
	10	1,1
	15	1,6
	20	2,0

la colonne d'eau. S'il y a stratification, il faut faire appel au nombre de Richardson ( $Ri$ )<sup>6</sup> qui évalue le potentiel de mélange de la colonne. Si  $Ri$  est inférieur à 0,25, il y a suffisamment d'énergie cinétique pour contrer la stratification, autrement, il n'y a pas de mélange.

$$Ri \equiv \frac{g(dp/dz)}{\rho(du/dz)^2} \quad \text{ÉQUATION 7}$$

où  $Ri$  est le nombre de Richardson (sans unité),  $g$  est l'accélération gravitationnelle ( $9,81 \text{ m/s}^2$ ),  $\rho$  est la densité moyenne de la colonne ( $\text{g/m}^3$ ),  $dp/dz$  est la variation de la densité avec la profondeur ( $\text{g/cm}^3/\text{m}$ ) et  $du/dz$  est la variation de la vitesse horizontale de l'eau avec la profondeur ( $\text{m/s/m}$ ).

<sup>6</sup> Le nombre de Richardson est un nombre sans dimension qui exprime le rapport entre les forces stabilisatrices liées à la stratification et les forces perturbatrices liées au mouvement du fluide.

Il est possible de déterminer la vitesse horizontale de l'eau en surface ( $U_s$ ) puisque celle-ci correspond entre 1% et 3% de la vitesse du vent (Horne et Goldman 1994). La variation de la vitesse peut être estimée par la relation :

$$U = U_s e^{-kz} \qquad \text{ÉQUATION 8}$$

où  $U$  est la vitesse horizontale de l'eau (m/s),  $U_s$  est la vitesse à la surface (m/s),  $z$  est la profondeur (m) et  $k$  est un coefficient d'extinction ( $m^{-1}$ ). Puisque ce coefficient est inconnu et qu'il doit être évalué empiriquement, il n'est pas possible d'établir les nombres de Richardson au lac Saint-Augustin pour différentes positions.

Bouchard-Valentine (2004) a montré que la différence de température entre les couches d'eau situées à 0,8 m et 4,4 m sous la surface est souvent équivalente à zéro (figure 11). Selon lui, cette homogénéité des températures ne seraient pas causées par un mélange de la colonne d'eau, mais plutôt causée par les oscillations internes entre les couches d'eau (épilimnion et hypolimnion). Le lac Saint-Augustin demeurerait donc stratifié presque tout l'été (il serait peu polymictique). Ces oscillations, appelées seiches internes, sont la manifestation d'un phénomène causé par l'action du vent (Wetzel 2001) et qui agit sur l'ensemble du bassin du lac avec un cycle de 24h dans le cas du lac Saint-Augustin. Le fait que le lac demeure stratifié implique que les couches d'eau demeurent relativement isolées les unes par rapport aux autres. Ceci ce démontre particulièrement bien avec les données de l'été 2002, alors que l'anoxie était maintenu près du fond entre la fin juillet et la fin août, bien que des différences de températures nulles surviennent presque à chaque jour (figure 11 et 12) (Bouchard-Valentine 2004).

L'action de vent, induite par les vagues de surface, se limiterait donc à une zone où la profondeur est inférieur à 1,1 m au maximum. Par ailleurs, la présence d'une thermocline permet le passage d'une onde interne (seiche) qui provoque le mouvement des couches d'eau du lac. Cela peut entraîner de la turbulence près des sédiments et faciliter le transfert du phosphore entre le sédiment et l'eau. Par contre, la thermocline assure l'isolement des couches d'eau. Le phosphore resterait de la sorte confiné dans la région profonde du lac jusqu'à ce que le mélange complet de la colonne d'eau se produise.

## **Conclusion et recommandations**

### **Conclusion**

Le présent rapport devait évaluer, à partir de la littérature scientifique, l'hypothèse selon laquelle les embarcations motorisées favoriseraient le transfert de phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Elle devait aussi vérifier l'impact des embarcations au lac Saint-Augustin. Les travaux portant sur ce sujet sont peu nombreux. La revue de littérature effectuée dans le présent rapport reflète donc très bien l'état des connaissances. De nombreuses études ont observé un impact notable des embarcations. Celles-ci augmenteraient la turbidité de l'eau, augmenteraient la concentration en phosphore total et orthophosphate, augmenteraient l'oxygène dissous près du fond et donc le potentiel d'oxydo-réduction, et réduiraient la consolidation des sédiments.

Afin d'évaluer correctement l'impact des embarcations sur le transfert de phosphore, une analyse de la dynamique du phosphore dans les sédiments devait être effectuée. La dynamique impliquant le phosphore inorganique - le phosphore assimilé par le phytoplancton - est complexe et n'est pas encore très bien comprise. Il semble que plusieurs mécanismes, autant biologiques que chimiques, soient actifs. La corrélation entre l'anoxie et la libération de phosphore n'est pas encore claire. Une corrélation entre la turbidité de l'eau et la concentration en phosphore total semble exister.

En raison de la grande concentration en phosphore que contiennent les sédiments, la perturbation de ceux-ci permettrait le transfert de cet élément vers la colonne d'eau. Ce transfert serait plus important lorsque l'anoxie est présente. Aussi, sous ces conditions, la couche d'eau à l'interface avec les sédiments contiendrait une concentration élevée en phosphore. En condition oxygène par contre, la source principale de phosphore inorganique serait celui contenu à quelques centimètres sous les sédiments, soient là où il est le plus concentré.

L'impact maximal des bateaux sur les sédiments survient lorsque la vitesse de circulation provoque un nombre de Froude égal à un. Cette vitesse est dépendante de la profondeur. Pour la profondeur moyenne du lac Saint-Augustin (3,3 m), elle s'établit à 20 km/h. Le modèle développé par Beachler et Hill (2002) a permis d'évaluer l'impact du passage d'un bateau. Il a été

établi que pour un bateau de 150 HP, la profondeur maximale de perturbation pour des particules de 0,3 mm et 50 µm est de 2,2 m et 3,5 m respectivement. Ces profondeurs sont celles où les vitesses minimales de déplacement sont atteintes, soit de 25 cm/s pour les particules de 0,3 mm et 12 cm/s pour celles de 50 µm. Il n'existe pas de statistiques d'achalandage du lac. Par contre, l'impact peut être évalué à partir des données de température situées à 4,4 m sous la surface recueillies à l'été 2002. Celles-ci indiquent que les embarcations n'auraient pas d'influence sur la couche d'eau profonde, ce qui est cohérent avec le modèle puisque cette profondeur est supérieure la profondeur critique maximum de 3,5 m. La stratification pourrait limiter l'impact des embarcations sur les sédiments par sa résistance au mélange. Une étude a montré qu'une stabilité de 30 g-cm/cm<sup>2</sup> est suffisante pour résister au mélange. Au lac Saint-Augustin, une telle stabilité ne semble pas se développer avec une stabilité maximale près de 10 g-cm/cm<sup>2</sup>. De plus, la thermocline est située généralement entre 3 m et 4 m, soit généralement au-delà des profondeurs critique calculées par le modèle. Cela fait en sorte que la profondeur critique maximale se situe dans une zone généralement riche en oxygène (>8 mg/L). En conséquence, la couche d'eau à l'interface avec les sédiments ne sera pas riche en phosphore, par rapport à une situation anoxique, celui-ci étant vraisemblablement immobilisé dans des complexes avec les métaux. Le phosphore inorganique pourrait provenir de l'eau interstitielle des sédiments, ce qui est possible même en condition oxygène. Par contre, l'absence de données quant à la teneur en orthophosphate des sédiments rend difficile l'évaluation de l'impact du passage des bateaux. Par contre, le lien établi par des études précédentes entre l'augmentation de la turbidité et de la concentration en phosphore total rend probable l'augmentation de phosphore dans la colonne d'eau.

Les vagues de surface formées par l'action du vent provoquent de la turbulence jusqu'à une profondeur équivalente à leur demie longueur d'onde ( $\lambda/2$ ). Un modèle permettant d'évaluer la longueur d'onde pour différentes vitesses de vent a été utilisé pour le lac Saint-Augustin. À partir de ce modèle, une profondeur de perturbation de 1,1 m a été calculée pour la portion la plus en aval du vent et ce, pour une vitesse de vent typique au lac Saint-Augustin de 10 km/h. Cette profondeur correspond à 12,5% de la superficie totale du lac. Le vent agit aussi de manière notable au lac Saint-Augustin par la formation d'oscillations internes. Bien que ce mouvement semble provoquer l'homogénéisation de la colonne comme pourrait l'indiquer des écarts de



températures inexistantes entre la surface et le fond, il n'en est rien. Les couches profondes (hypolimnion) et de surface (épilimnion) demeurent en fait bien séparées, ce qui perpétue notamment l'anoxie près des sédiments lorsqu'elle se développe et garde confinée en profondeur l'eau riche en phosphore aussi longtemps que le brassage complet de la colonne n'ait lieu.

## **Recommandations**

- 1) Afin de mieux connaître l'impact des bateaux sur la libération de phosphore et suite à l'analyse de la littérature scientifique et des données concernant le lac Saint-Augustin, il est recommandé de :
  - Évaluer l'achalandage des embarcations nautiques motorisées au lac Saint-Augustin durant l'été, et ce, la semaine et la fin de semaine, en précisant, pour chaque observation :
    - le type d'embarcation (motomarine, chaloupe motorisée, yacht, etc.) ;
    - les dimensions de l'embarcation ;
    - la puissance du ou des moteurs ;
    - la zone de circulation ;
    - la durée de circulation ;
    - la vitesse de circulation ;
    - l'heure de l'observation ;
  - Obtenir les données de phosphore, et particulièrement d'orthophosphate, qui sont en cours d'analyse par Marie-Anne Parant, étudiante à la maîtrise sous la direction du professeur Rosa Galvez-Cloutier à l'université Laval.
  - Évaluer la concentration en phosphore total et en orthophosphate dans la colonne d'eau suite à la perturbation des sédiments avec des vitesses horizontales d'eau près des sédiments entre 12 cm/s et 25 cm/s. Ceci pourrait être effectué en laboratoire, mais idéalement en lac (car des études indiquent des divergences notables entre des analyses faites *in situ* ou en laboratoire (Kalf 2002)), avec un bateau ou encore avec un montage avec hélice.

- 2) Pour prévenir l'impact des bateaux sur la remise en suspension des sédiments, et donc la mise en disponibilité du phosphore dans la colonne d'eau, et dans la mesure où cela est conforme avec la juridiction fédérale :
- Baliser une zone de circulation où la profondeur de l'eau est au moins supérieure à 3,5 m. La zone de circulation libre correspondrait à 57% de la superficie du lac
  - Limiter la vitesse des bateaux en dehors de cette zone (près des berges) pour éviter l'atteinte de la vitesse critique qui induit un maximum de perturbation, soit pour des profondeurs de 0 m à 1 m, 1 m à 2 m et 2 m à 3,5 m de 11 km/h ,16 km/h et 20 km/h respectivement. Par simplicité, une vitesse de 5 km/h garantirait un impact minimum.

## Références

- ANNADOTTER, H., G. CRONBERG, R. AAGREN, B. LUNDSTEDT, P. NILSSON, et S. STROEBECK. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* **395/396**: 77-85.
- ANTHONY, J., et J. DOWNING. 2003. Physical impacts of wind and boat traffic on Clear Lake, Iowa, USA. *Lake and Reservoir Management* **19**: 1-14.
- BEACHLER, M. M. 2002. The hydrodynamical impacts of recreational watercraft on shallow lakes, p. 77. Master thesis. Department of civil and environmental engineering. Pennsylvania State University. 74 p.
- BEACHLER, M. M., et D. F. HILL. 2003. Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake and Reservoir Management* **19**: 15-25.
- BOSTRÖM, B., J. M. ANDERSEN, S. FLEISCHER, and M. JANSSON. 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* **170**: 229-244.
- BOUCHARD-VALENTINE, M. 2002. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification. Mémoire de maîtrise. Département de biologie. Université Laval. 124 p. et 4 annexes.
- CARACO, N. F., J. J. COLE, et G. E. LIKENS. 1991. Phosphorus release from anoxic sediments: lakes that breaks the rules. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnology* **24**: 2985-2988.
- CERC (COASTAL ENGINEERING CENTER). 1984. Shore protection manual. 4th edition, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Station. U.S. Govern. Printing Office. Washington DC.
- CORBEIL, C., N. JUNEAU, M-E. BRIN, G. DOMINGUEZ, R. GALVEZ-CLOUTIER, S. ARSENAULT, 2002. Portrait de la contamination des sédiments au lac Saint-Augustin. Présenté au Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, préparé par EXXEP Environnement en collaboration avec le Département de génie civil de l'Université Laval, 31 pages + 3 annexes.
- DDM-PROFAUNE. 2005. Développement d'un outil de gestion in situ du phosphore provenant des sédiments du lac Saint-Augustin. Rapport technique préliminaire N° 33666 préparé pour la ville de Québec par le consortium DDM-Profaune. 63 p. et 5 annexes.
- DOKULIL, M. T., et K. TEUBNER. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* **438**: 1-12.
- DODD, J. et others 2003. Geochemistry and petrography of phosphorus in urban canal bed sediment, p. 259-267, *Applied Geochemistry*.

- GACHTER, R., et B. MULLER. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* **48**: 929 - 933.
- GARRAD, P. N., et R. D. HEY. 1987. Boat traffic, sediment resuspension and turbidity in a broadland river. *Journal of Hydrology* **95**: 289-297.
- HAMILTON, D. P., et S. F. MITCHELL. 1988. Effects of wind on nitrogen, phosphorus, and chlorophyll in a shallow New Zealand lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **23**: 624-628.
- HAMILTON, D. P., et S. F. MITCHELL. 1996. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia* **317**: 209-220.
- HILTON, J., et G. L. PHILLIPS. 1982. The effect of boat activity on turbidity in a shallow broadland river. *Journal of Applied Ecology* **19**: 143-150.
- HORNE, A. J., et C. R. GOLDMAN. 1994. *Limnology*, 2nd edition ed. McGraw-Hill. 575 p.
- HOWARD-WILLIAMS, C., et D. KELLY. 2003. Local perspectives in lake restoration and rehabilitation, p. 153 -175. *In* M. Kumagai and W. F. Vincent [eds.], *Freshwater Management - Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag.
- IMBERGER J, et PARKER G. 1985. Mixed Layer Dynamics in a Lake Exposed to a Spatially Variable Wind Field. *Limnology and Oceanography* **30**: 473-488.
- IMBERGER, J., et J. C. PATTERSON. 1990. Physical Limnology, p. 303-475. *In* T. Wu [ed.], *Advances in applied mechanics*. Academic Press.
- JAMES, W., J. BARKO, H. EAKIN, et P. SORGE. 2002. Phosphorus budget and management strategies for an urban Wisconsin lake. *Lake and Reservoir Management* **18**: 149 - 163.
- KALFF, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall. 592 p.
- KAWAI, T., A. OTSUKI, M. AIZAKI, et I. NISHIKAWA. 1985. Phosphate release from sediment into aerobic water in a eutrophic shallow lake, L. Kasumigaura. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **22**.
- KLEEBOEG, A., et G. E. DUDEL. 1997. Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Grosser Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load, p. 61-75, *Marine Geology*.
- KRISTENSEN, P., M. SØNDERGAARD, et E. JEPPESEN. 1992. Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* **228**: 101-109.
- LANDRY, P.-L. 1993. Expertise et aménagements réalisés au Lac Saint-Augustin et à l'intérieur de son bassin versant. Pour la Municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures. 48 p. + 12 annexes.

- MOSS, B. 1977. Conservation problems in the Norfolk broads and rivers of East Anglia - phytoplankton, boats and the causes of turbidity. *Biological Conservation* **12**: 95-114.
- NEDOHIN, D. N., et P. ELEFSINIOTIS. 1996. The effects of motor boats on water quality in shallow lakes. *Toxicological and Environmental Chemistry* **61**: 127-133.
- PAERL, H. W., R. S. FULTON, P. H. MOISANDER, et J. DYBLE. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The ScientificWorld Journal* **1**: 76-113.
- PILOTE, R., E. BUON et S. ARSENAULT (2002b). Portrait agroenvironnemental du bassin versant du lac Saint-Augustin, préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin par EXXEP Environnement, 20 p. et 1 annexe.
- PRAIRIE, Y. T., C. DE MONTIGNY, et P. A. DEL GIORGIO. 2001. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **27**: 4013-4020.
- ROBERGE, K., R. PIENITZ, et S. ARSENAULT. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec: étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *Le Naturaliste canadien* **126**: 68-82.
- SCHINDLER, D. W. et autres. 1973. Eutrophication of lake 227 by addition of phosphate and nitrate: the second, third, and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **30**: 1415-1440.
- SØNDERGAARD, M., P. KRISTENSEN, et E. JEPPESEN. 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia* **408-409**: 145-152.
- SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN, et E. JEPPESEN. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes, p. 145-152, *Hydrobiologia*.
- SØNDERGAARD, M., P. J. JENSEN, et E. JEPPESEN. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *TheScientificWorld Journal* **1**: 427-442.
- SMITH, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science (Washington)* **221**: 669-671.
- SPIGEL, R. H., et J. IMBERGER. 1987. Mixing processes relevant to phytoplankton dynamics in lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 361-377.
- TREMBLAY R., LEGARE S., PIENITZ R., VINCENT W. F., et HALL R. I. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. [Paleolimnological analysis of changes in the trophic status of Lake Saint-Charles, a drinking water reservoir for the Quebec urban community.]. *Revue des Sciences de l'Eau* **14**: 489-510.

- WATSON, S., et E. MCCAULEY. 1988. Contrasting patterns of net- and nanoplankton production and biomass among lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 915-920.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. Academic Press. 1006 p.
- XIE, L., et P. XIE. 2002. Long-term (1956-1999) dynamics of phosphorus in a shallow, subtropical Chinese lake with the possible effects of cyanobacterial blooms. *Water Research* **36**: 343-349.
- YOUSEF, Y. A. 1974. Assessing effects on water quality by boating activity. EPA Contract No. 68-03-0290. Industrial waste treatment research laboratory. Edison, New Jersey.
- YOUSEF, Y. A., W. M. MCLELLON, W. F. FAGAN, H. H. ZEBUTH, et C. LARRABEE. 1978. Mixing effects due to boating activities in shallow lakes. Technical Report ESEI N. 78-10. Florida Technological University.
- YOUSEF, Y. A., W. M. MCLELLON, et H. H. ZEBUTH. 1980. Changes in phosphorus concentrations due to mixing by motor-boats in shallow lakes, p. 841-852, *Water Research*.