

PROJET DE RESTAURATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN : ÉVALUATION DE CERTAINES TECHNIQUES DE CONTRÔLE DE PHOSPHORE IN SITU

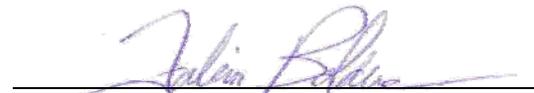
Revue de littérature



PROJET DE RESTAURATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN : ÉVALUATION DE CERTAINES TECHNIQUES DE CONTRÔLE DE PHOSPHORE IN SITU

Revue de littérature

Pro Faune



Fabien Bolduc, biologiste M.Sc.
Directeur de projet

Présenté à
Ville de Québec
Service de l'environnement

Décembre 2008

N/Réf : 08-542



**PRO
FAUNE**

Pro Faune
2095, rue Frank-Carrel, bureau 217
Québec (Québec) G1N 4L8
Tél.: (418) 688-3898 1-800-561-3898
Télééc.: (418) 681-6914
Courriel : info@profaune.com

www.profaune.com

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières.....	i
1. Introduction.....	1
1.1 Contexte général	1
1.2 Méthodologie	2
2. Inactivation du phosphore par floculation	3
2.1 Mise en situation	3
2.2 Documentation analysée	3
2.2.1 <i>Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake</i>	<i>4</i>
2.2.2 <i>Eutrophication control by lime addition : A preliminary approach in Sicilian reservoirs.....</i>	<i>4</i>
2.2.3 <i>Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes.....</i>	<i>5</i>
2.2.4 <i>Efficiency of natural calcite precipitation compared to lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake.....</i>	<i>5</i>
2.2.5 <i>Élimination des phosphates par des procédés physico-chimiques.....</i>	<i>6</i>
2.2.6 <i>Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus.....</i>	<i>6</i>
2.3 Discussion.....	7
3. Efficacité des techniques de dragage hydraulique (pompage).....	9
3.1 Mise en situation	9
3.2 Documentation analysée	9
3.2.1 <i>Draft feasibility study for the dredging of Fairy lake</i>	<i>10</i>
3.2.2 <i>Eutrophication and aquatic plant management in Massachusetts: Final Generic Environmental Report</i>	<i>13</i>
3.2.3 <i>Evaluation of Sediment Removal Options and Beneficial Use of Dredged Material for Illinois River Restoration: Preliminary Report.....</i>	<i>14</i>
3.2.4 <i>Multiple techniques for lake restoration</i>	<i>15</i>
3.2.5 <i>Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes.....</i>	<i>15</i>
3.2.6 <i>Review of sediment removal for lake restoration on the Broads.....</i>	<i>16</i>
3.2.7 <i>The four Rs of environmental dredging: resuspension, release, residual, and risk.....</i>	<i>17</i>
3.2.8 <i>Sediment management and dredging in lakes.....</i>	<i>18</i>
3.2.9 <i>Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration.....</i>	<i>19</i>
3.3 Discussion.....	22
4. Conclusion	23
5. Références consultées.....	24

1. INTRODUCTION

1.1 Contexte général

La problématique de la dégradation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin est connue depuis plusieurs décennies et déjà en 1968, le lac était classé comme eutrophe. Dans le but d'améliorer la qualité de l'eau et de limiter les périodes de prolifération massive de cyanobactéries (algues bleu-vert), différents scénarios de réduction des apports en phosphore ont été proposés en 2001-2002. Depuis, la Ville de Québec et le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin ont entrepris des actions et en planifient d'autres pour diminuer les apports en phosphore à partir des eaux sanitaires et des sols urbanisés.

Parallèlement, une étude a été réalisée en 2005 pour évaluer l'importance des flux en phosphore en provenance des sédiments du lac Saint-Augustin et identifier des outils de gestion *in situ* du phosphore provenant des sédiments du plan d'eau, tout en assurant le développement durable et contemporain de ses ressources et de ses potentiels (Consortium DDM – Pro Faune, 2005). L'étude conclut que l'inactivation du phosphore par floculation est l'outil qui répond le plus aux critères, suivi du pompage des sédiments.

D'autre part, bien que le recouvrement de la surface des sédiments soit toujours au stade expérimental, cette technique favorisée par une équipe de recherche de l'université Laval (avec floculation préalable du phosphore) représente également une solution possible pour réduire le relargage du phosphore dans la colonne d'eau.

Pour vérifier la faisabilité technique et l'opportunité de ces deux techniques de restauration dans le lac Saint-Augustin, le projet d'expérimentation présenté en juin 2008 par la Ville de Québec en réponse à l'appel de propositions de projets pilotes pour la restauration de lacs eutrophes du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a été retenu par le gouvernement.

La présente étude a pour but de documenter, par une revue de littérature, la faisabilité et l'efficacité de deux des méthodologies envisagées pour réaliser le volet 2 du projet pilote :

- l'inactivation du phosphore en suspension par adsorption/précipitation en utilisant de la chaux;

- l'utilisation d'une drague hydraulique (pompage) pour retirer les sédiments du fond du lac ainsi que la valorisation/disposition des sédiments.

1.2 Méthodologie

Les travaux ont été subdivisés en trois étapes de travail :

- Recherche de documents (rapports, articles scientifiques, mémoires, etc.) pertinents traitant du sujet;
- Collecte des documents identifiés lors de la recherche. Avant de procéder à la lecture et l'analyse, la liste a été soumise au Service de l'environnement de la Ville de Québec pour faire une certaine sélection des documents, et;
- Rédaction d'un rapport synthétisant les informations pertinentes permettant d'apporter des éléments de réponse.

La recherche de documents pertinents a été effectuée en interrogeant diverses bases de données disponibles, dont les suivantes :

- ARIANE : Bibliothèque de l'Université Laval.
- CSA Illumina - section des sciences naturelles : indexe plus de 50 bases de données bibliographiques et de publications de textes scientifiques.
- Science Direct: « librairie » en ligne donnant accès à environ le quart des publications scientifiques, techniques et médicales.
- Google et Google Scholar : outil de recherche donnant accès à plusieurs projets, rapports et publications disponibles sur Internet.

Pour le volet « *inactivation du phosphore par floculation* », les mots clés utilisés pour la recherche sont : eutrophic lake, phosphorus, (precipitation OR inactivation), (calcite OR lime).

Pour le volet « *efficacité des techniques de dragage* », les mots clés utilisés pour la recherche sont : sediment removal, lake, dredging, (vacuum OR pumping OR hydraulic).

2. INACTIVATION DU PHOSPHORE PAR FLOCCULATION

2.1 Mise en situation

Étant donné la grande quantité de sédiments accumulés dans le fond du lac Saint-Augustin (Consortium DDM – Pro Faune, 2005), le relargage interne de phosphore pourrait être suffisamment important pour favoriser des fleurs d'eau, même si les apports externes de phosphore étaient significativement réduits (Olem et Flock, 1990). L'ajout de certains agents chimiques introduits dans le plan d'eau permet toutefois de diminuer la concentration de phosphore soluble. En le précipitant ou en le piégeant par adsorption sur les sédiments, le phosphore n'est dès lors plus biodisponible.

La précipitation du phosphore peut être obtenue par l'épandage de produits chimiques tels que les sels d'aluminium, de fer ou de calcium. La chaux, l'alun et le chlorure ferrique étant des coagulants, ils se lient aux particules dissoutes et celles en suspension (y compris les algues et les cyanobactéries), formant des amas qui se déposent au fond du plan d'eau. Ce flocculat permet également de neutraliser le phosphore contenu dans les premiers centimètres des sédiments (Mattson et al., 2003).

Bien que l'alun (sulfate d'aluminium) soit le flocculant le plus fréquemment utilisé (et documenté) pour ce type de traitement, monsieur Harm Sloterdijk, conseiller scientifique à Environnement Canada, recommandait lors d'une entrevue en février 2005 d'utiliser la chaux pour inactiver le phosphore présent dans la colonne d'eau du lac Saint-Augustin (Consortium DDM – Pro Faune, 2005). Puisque la chaux fixe le phosphore en formant un minéral insoluble, l'apatite, celui-ci n'est alors plus disponible, contrairement au flocculat formé par l'alun qui peut être remis en suspension s'il y a brassage près du fond.

Afin d'arrêter le choix de l'utilisation du composé chimique à utiliser pour faire précipiter le phosphore présent dans la colonne d'eau du lac Saint-Augustin, ce volet de l'étude vise à décrire le processus et les contraintes d'utilisation de la chaux comme inactivant du phosphore.

2.2 Documentation analysée

Peu d'articles scientifiques ont été écrits spécifiquement sur l'utilisation et l'efficacité de la chaux pour faire précipiter et inactiver le phosphore en suspension dans la colonne d'eau d'un lac

eutrophe. Par contre, des documents portant sur l'utilisation de la calcite ou la précipitation endogène de calcite (et son effet de coprécipitation du phosphore) dans certains plans d'eau ont été relevés.

Suite à la recherche documentaire, six (6) articles scientifiques ont été jugés assez pertinents et retenus pour l'analyse. Les paragraphes qui suivent résument les conclusions de ces différents travaux.

2.2.1 Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake

Référence : DITTRICH, M. et R. KOSCHEL. 2002. Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake. *Hydrobiologia* 469: 49-57.

Dans les lacs ayant une dureté de l'eau élevée, la précipitation naturelle de calcite est induite par l'augmentation du pH causé par la photosynthèse. L'ajout de chaux (CaO, CaCO₃, Ca(OH)₂) en surface est efficace pour contrôler le phytoplancton et les macrophytes. Toutefois, si les eaux profondes sont acides, la calcite qui précipite en surface pourrait se dissoudre avant d'atteindre le fond. De plus, comme la coprécipitation du phosphore est influencée par l'état trophique du lac et la concentration de phosphore réactif soluble, l'ajout de chaux est donc plus efficace dans l'hypolimnion riche en phosphate en été ou en surface au printemps quand la colonne d'eau est homogène. La précipitation artificielle de calcite par l'ajout de chaux dans l'hypolimnion (avec aération pour une meilleure homogénéisation du mélange) modifie le lien avec le phosphore en formant un composé généralement stable une fois déposé au fond, même en condition anoxique. Après le traitement, la baisse de l'accumulation de phosphates dans l'hypolimnion suggère une diminution du relargage de phosphore à partir des sédiments.

2.2.2 Eutrophication control by lime addition : A preliminary approach in Sicilian reservoirs

Référence : NASELLI-FLORES, L., R. BARONE et R. MOSELLO. 2003. Eutrophication control by lime addition : A preliminary approach in Sicilian reservoirs. *Hydrobiologia* 504: 297-303.

L'application de chaux permet une supersaturation de Ca²⁺ dans la colonne d'eau, ce qui provoque une coprécipitation du phosphore sous forme d'hydroxyapatite. Les auteurs mentionnent que, pour les lacs ayant une forte contribution des sulfates dans le bilan ionique total (comme c'est le cas pour plusieurs réservoirs de la Sicile), il est préférable d'utiliser la chaux plutôt que l'alum.

2.2.3 Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes

Référence : PREPAS, E.E., J. BABIN, T.P. MURPHY, P.A. CHAMBERS, G.J. SANDLAND, A. GHADOUANIS et M. SEREDIK. 2001. Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwat. Biol.* 46: 1989-1103.

L'ajout de chaux (CaO, CaCO₃, Ca(OH)₂) est utilisé pour réduire les effets des apports internes de phosphore dans les lacs eutrophes. Ce traitement imite la précipitation naturelle de calcite observée en été dans les lacs ayant une dureté de l'eau élevée, lorsque la photosynthèse fait augmenter le pH.

L'ajout de chaux dans deux petits lacs de l'Alberta a permis une baisse notable de la concentration de phosphore dès la première semaine. L'utilisation de Ca(OH)₂, qui précipite sous forme de calcite en entraînant le phosphore et les algues, pourrait être plus efficace que l'utilisation directe de calcite. Les cristaux de calcite nouvellement formés étant plus petits, la surface de contact est plus grande ce qui favorise la formation de liens avec le phosphore. De plus, ces travaux démontrent que l'ajout successif de chaux dans l'eau peut réduire les concentrations de phosphore total et de chlorophylle *a* pendant plus de 7 ans. L'efficacité du traitement dépend toutefois du dosage et de la fréquence d'application.

2.2.4 Efficiency of natural calcite precipitation compared to lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake

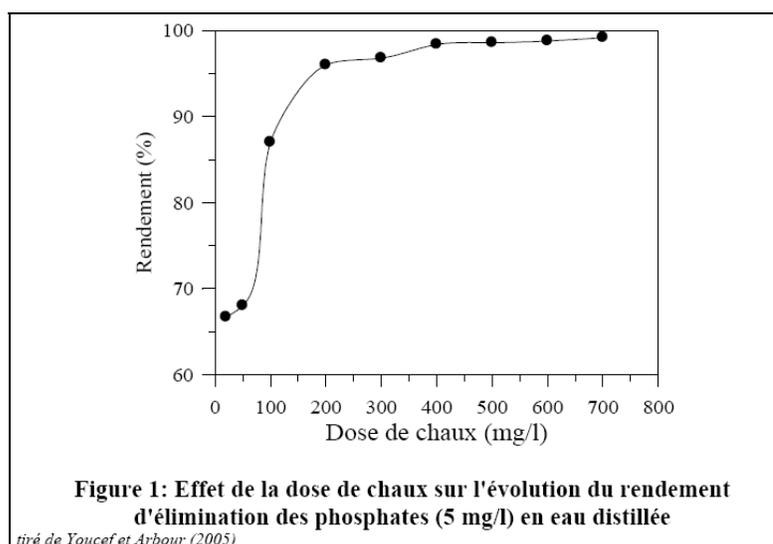
Référence : WALPERSDORF, E., T. NEUMANN et D. STÜBEN. 2004. Efficiency of natural calcite precipitation compared to lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake. *Applied Geochemistry* 19: 1687-1698.

Les auteurs ont évalué l'efficacité de l'ajout de marne lacustre dans le lac Arendsee (Allemagne) en comparaison avec l'ajout de calcite. Les travaux démontrent que l'utilisation de calcite (CaCO₃), bien que moins efficace que l'utilisation de Ca(OH)₂ parce que les cristaux sont plus gros, représente moins de risque d'augmentation importante du pH de l'eau. Le taux et la période de précipitation de la calcite dans les lacs eutrophes peuvent être prolongés par l'ajout de cristaux fins de calcite pure dans l'épilmnion au printemps, soit lorsque l'hypolimnion est toujours bien oxygéné et que le phosphore est lié aux oxydes ferreux.

2.2.5 Élimination des phosphates par des procédés physico-chimiques

Référence : YOUCEF, L. et S. ACHOUR. 2005. Élimination des phosphates par des procédés physico-chimiques. Larhyss Journal 4: 129-140.

Des essais de dosage en laboratoire démontrent que la précipitation du phosphate augmente avec la concentration de chaux hydratée utilisée (figure 1), pouvant éliminer jusqu'à 99,2% du phosphate pour une dose de chaux égale à 700 mg/L. À des pH entre 9 et 12, l'excès de chaux aboutit à la précipitation de phosphate tricalcique, un précipité peu soluble qui précipite lentement sans l'ajout de flocculant.



De plus, si l'eau contient déjà du calcium (50 mg/L ou plus), le rendement de l'ajout de chaux augmente de façon notable. Par contre, la présence de magnésium dans l'eau n'a pas vraiment d'influence.

2.2.6 Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus

Référence : BERG, U., T. NEUMANN, D. DONNERT, R. NÜESCH et D. STÜBEN. 2004. Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. Applied Geochemistry 19: 1759-1771.

Les sédiments agissent comme trappe à phosphore tant que les conditions permettent le lien avec les oxydes ferriques. L'ajout de chaux dans l'eau est une technique fréquemment utilisée pour maintenir le phosphore lié dans les sédiments. La calcite est un matériel non toxique et facilement disponible, qui se retrouve naturellement dans les sédiments. De plus, dans les eaux dures, la précipitation biogénique de calcite permet un contrôle naturel de la libération du phosphore.

Pour les lacs supersaturés en calcite, l'efficacité de la fixation du phosphore dépend de la surface d'adsorption du minéral. Les essais de différents types de calcite disponible sur le marché industriel démontrent que les cristaux plus fins permettent de capter et de séquestrer plus de phosphore.

Selon les analyses, l'application d'une couche de 1 cm de calcite sur le fond du lac Epple (Allemagne) pourrait être efficace durant 3 ans pour réduire de 80% les apports de phosphore interne vers la colonne d'eau. Bien que la quantité de calcite doit être ajustée au potentiel de libération du phosphore, pour éviter les perturbations de la barrière de calcite (bioturbation, courants, etc.), les auteurs recommandent d'utiliser une couche minimale de 5 cm d'épaisseur.

2.3 Discussion

L'addition de chaux dans les eaux d'un lac eutrophe, que ce soit sous forme de chaux vive (CaO), de calcite (CaCO₃) ou de chaux hydratée (Ca(OH)₂), permet de réduire les effets des apports internes de phosphore soluble réactif (Prepas et al., 2001). Les sels de calcium sont peu coûteux, faciles à appliquer et sans effets toxiques reconnus jusqu'à maintenant.

Néanmoins, l'addition de chaux convient uniquement dans des situations bien précises. Comme la stabilité de la calcite formée est très sensible au pH et à la concentration de calcium et de carbonates dans l'eau, cette méthode est efficace seulement à des pH supérieurs à 8,0 (Mattson et al., 2003), des eaux plus acides pouvant dissoudre la calcite avant que les cristaux n'atteignent le fond (Dittrich et Koschel, 2002). Le traitement à la chaux pour réduire la disponibilité du phosphore soluble est donc principalement utilisé dans les lacs eutrophes aux eaux dures. Il imite alors la précipitation naturelle de calcite observée dans ces lacs lors de période de forte productivité primaire où l'eau est chaude et le pH augmente suite à l'assimilation du CO₂ par le processus de photosynthèse (Walpersdorf et al., 2004).

Dans deux lacs hypereutrophes de l'Alberta, l'ajout de chaux (CaCO₃ et/ou Ca(OH)₂) à des concentrations supérieures à 38 mg/L a permis une réduction rapide du phosphore total dans l'eau et des algues par précipitation (Prepas et al., 2001). L'efficacité du traitement dépend toutefois du dosage et de la fréquence d'application. Ces mêmes essais démontrent également que l'efficacité du traitement à la chaux augmente lorsque la teneur initiale en ions calcium dans l'eau est élevée. Le calcium, lorsqu'il est présent en excès, permet d'aboutir à la formation d'un précipité très peu soluble qui est l'hydroxyapatite, à un pH supérieur à 10. À des pH entre 9 et 12, l'excès de chaux aboutit à la précipitation de phosphate tricalcique, un précipité peu soluble qui précipite lentement sans l'ajout de flocculant (Yousef et Achour, 2005).

Le type de chaux utilisée semble également avoir une influence sur l'efficacité du traitement pour précipiter le phosphore présent dans la colonne d'eau. Plus la surface de contact est importante, plus la proportion de phosphore capté et précipité est grande. L'utilisation de Ca(OH)_2 est donc recommandée par plusieurs auteurs (Prepas et al., 2001; Dittrich et Koschel, 2002; Walpersdorf et al., 2004) puisqu'elle forme de plus petits cristaux de calcite dans l'eau. Des essais en laboratoire avec différents types de calcite disponibles dans l'industrie démontrent également que l'efficacité de la fixation du phosphore est reliée à la surface spécifique des cristaux, principalement dans les eaux sursaturées en calcite (Berg et al., 2004).

Pour améliorer l'efficacité de la précipitation de la calcite formée par l'ajout de chaux dans un plan d'eau, d'autres facteurs doivent aussi être pris en considération, outre le pH et la dureté de l'eau. Comme l'objectif du traitement est de capter et précipiter le phosphore et que la précipitation de la calcite est influencée par l'état trophique du lac, l'injection de chaux est plus efficace au printemps, lorsque la concentration de phosphore est élevée suite au retournement printanier (Dittrich et Koschel, 2002; Walpersdorf et al., 2004). Pour les mêmes raisons, en période de stratification thermique, le traitement sera plus efficient dans l'hypolimnion riche en phosphore réactif soluble que s'il est fait dans l'épilimnion pauvre en nutriment. L'aération de l'hypolimnion peut également assurer un mélange plus homogène de l'injection de Ca(OH)_2 et donc favoriser la précipitation du phosphore (Dittrich et Koschel, 2002). Il a également été démontré que l'ajout répété de Ca(OH)_2 et/ou de CaCO_3 à des concentrations supérieures à 38 mg/L peut réduire la concentration de phosphore total et de chlorophylle *a* pour une période pouvant aller jusqu'à 7 ans dans des lacs hypereutrophes (Prepas et al., 2001). Ce phénomène pourrait être occasionné par le fait que le floc qui se dépose au fond permet d'augmenter la capacité de rétention du phosphore (et d'autres métaux) dans les sédiments (Dittrich et Koschel, 2002; Walpersdorf et al., 2004). On assume que l'ajout d'une couche de 1 cm de calcite au fond d'un lac eutrophe pourrait avoir un effet sur la réduction des flux de phosphore sur une période de 3 ans ou plus (Berg et al., 2004). Toutefois, une couche aussi mince apparaît trop « fragile » pour résister aux perturbations hydrodynamiques et au mélange des couches superficielles de sédiments par les organismes benthiques et les plantes. Les auteurs recommandent donc un dépôt d'une couche de 5 cm de calcite au minimum et de limiter l'utilisation de cette technologie à de petits lacs profonds et méromictiques, ayant un fort potentiel de relargage du phosphore par les sédiments (Berg et al., 2004).

3. EFFICACITÉ DES TECHNIQUES DE DRAGAGE HYDRAULIQUE (POMPAGE)

3.1 *Mise en situation*

Le Consortium DDM – Pro Faune (2005) a évalué qu'il y a une accumulation de sédiments non consolidés dans le lac Saint-Augustin de plus de 736 000 m³, pour une épaisseur moyenne déposée de l'ordre de 110 cm bien qu'atteignant parfois jusqu'à 4 m. Des analyses de laboratoire réalisées en 2004 montrent que ces sédiments contiennent de fortes concentrations de phosphore total. Même en réduisant de façon importante les apports externes de nutriments vers le lac, la libération de phosphore soluble en provenance des sédiments (sous certaines conditions) pourrait être suffisante pour occasionner des fleurs d'eau durant la période estivale. À la lumière de ce constat, des actions visant explicitement le contrôle du phosphore présent dans le plan d'eau ont fait l'objet d'une recherche et ont été évaluées, dont le retrait des sédiments par dragage mécanique ou dragage hydraulique (pompage). Le dragage hydraulique ayant obtenu la deuxième meilleure cote suite à l'analyse comparative (Consortium DDM – Pro Faune, 2005), cette solution a été retenue par la Ville de Québec pour réaliser un des 2 volets du projet-pilote, l'autre volet étant le recouvrement actif des sédiments avec de la calcite.

Toutefois, bien que ce type d'intervention en milieu lacustre soit expérimental au Québec, plusieurs projets de dragage des sédiments pour réduire les concentrations de phosphore dans des lacs eutrophes ont été réalisés ou analysés ailleurs, principalement en Europe. Pour orienter la Ville de Québec dans le choix d'une technologie de dragage et de gestion des sédiments à tester au lac Saint-Augustin, une revue de littérature a été effectuée.

3.2 *Documentation analysée*

Suite à la recherche documentaire, neuf (9) documents ont été jugés assez pertinents et retenus pour l'analyse. Ces documents exposent les résultats de travaux de dragage des sédiments sur les apports en phosphore et/ou les différentes techniques de dragage hydraulique ainsi que les contraintes associées au dragage comme tel et à la disposition des sédiments retirés. Les sections suivantes présentent les constats et recommandations de ces recherches.

3.2.1 Draft feasibility study for the dredging of Fairy lake

Référence : CONESTOGA-ROVERS & ASSOCIATES. 2006. Draft feasibility study for the dredging of Fairy lake. Rapport préliminaire préparé pour Lake Simcoe Region Conservation Authority. 26 pages et annexes.

Le lac Fairy, situé dans la municipalité de Newmarket en Ontario, est un petit réservoir situé sur la rivière East Holland. Au fil des ans, des sédiments se sont accumulés dans le lac, ce qui a des impacts sur la qualité des habitats aquatiques et la qualité de l'eau sur la rivière en aval. L'étude évalue la faisabilité de retirer les sédiments du lac en analysant différentes technologies de dragage ainsi que des alternatives de disposition du matériel.

La profondeur moyenne du lac Fairy est de seulement 0,6 m, avec une profondeur maximale de 1,3 m. L'épaisseur de sédiment varie de 0,3 m à environ 2 m, pour un volume total estimé à 23 000 m³. Tout comme dans l'étude du Consortium DDM – Pro Faune (2005), à partir de différents critères d'analyses (voir tableau), les auteurs comparent différentes techniques de retrait des sédiments :

- **Excavation « à sec »** : implique une vidange du lac et, dans certains cas, l'aménagement d'une dérivation, pour permettre la déshydratation des sédiments sur place avant de les charger dans des camions à l'aide d'une pelle mécanique;
- **Dragage mécanique** (pelle mécanique sur chaland ou à partir de la berge) : utilise de la machinerie facilement disponible. Par contre, cette méthode occasionne une remise en suspension importante des sédiments (surtout pour les sédiments non consolidés) et demande de manipuler le matériel plusieurs fois avant d'en disposer. Cette procédure est donc utilisée généralement pour de plus petits projets que celui envisagé au lac Fairy;
- **Dragage hydraulique** : Cette méthode consiste à aspirer les sédiments non consolidés du fond du lac sous forme de boue ayant un ratio d'environ 1 part de sédiment pour 6 parts d'eau (soit environ 85% d'eau). Cette boue est pompée dans des bassins de décantation ou des sacs de filtration pour permettre un dépôt des sédiments avant que l'eau ne soit retournée vers le réseau hydrique de surface. La drague peut généralement pomper la boue à une distance de 670 m sans l'aide de pompe de surpression. La remise en suspension des sédiments par les opérations de dragage hydraulique est réduite ce qui permet d'utiliser des caméras sous-marines pour améliorer la précision des travaux.

TABLE 6

ASSESSMENT OF DREDGING OPTIONS
DRAFT FEASIBILITY STUDY FOR THE DREDGING OF FAIRY LAKE
LAKE SIMCOE REGION CONSERVATION AUTHORITY
NEWMARKET, ONTARIO

Criteria	Rating			
	excavator/ clamshell	dragline	dredge	Dry excavator
Equipment required				
Cost				
Amount of sediment that can be removed/disposed of for \$400,000				
Waste quality and impact on disposal site	•	•	•••	••
Potential for resuspension of sediment	•	•	•••	•••
Ability to control potential erosion/sedimentation around lakeerosion/ sed control	•	•	•••	••
Need to bypass stream flow around lake	•••	•••	•••	•
Amount of habitat destruction (upland)	••	•	••	••
Amount of habitat destruction (aquatic)	•	•	•	••
Potential for adverse downstream impacts	•	•	•••	••
Time required to re-establish habitat (upland)	••	••	••	•••
Time required to re-establish habitat (aquatic)	•	•	•	••
Ability to access entire pond by equipment	••	••	•••	•••
Ability to accurately contour lake bottom/shoreline				•••
Availability of equipment	•••	••	••	•••
Potential to cause odour/noise concerns	••	••	•••	•••
Potential to cause concerns regarding truck traffic	•	•	•••	••
Adverse impact on recreational uses of park	••	••	••	••
Adverse impact on recreational uses of lake	••	••	•••	•
Sediment removal efficiency	•	••	•••	•••
Ability to complete sediment removal in 2006	••	•	•••	••
Duration of active construction	•	•	•••	••
Need for on-site dewatering of sediment	••	••	••	•••
Need to dewater lake	•••	•••	•••	•
Need to re-handle sediment prior to disposal	•	•	•	•••
••• (BEST)	3	2	13	9
•• (AVERAGE)	8	8	3	10
• (WORST)	11	12	6	3

Outre pour le cas de l'excavation à sec, les sédiments dragués doivent généralement recevoir un prétraitement avant d'être acheminés jusqu'au site final de disposition ou d'utilisation. Les coûts peuvent être assez importants et sont influencés par le degré d'humidité, les caractéristiques des sédiments et l'espace disponible à proximité. Plusieurs alternatives sont présentées dans l'étude :

- **Bassins de décantation sur le site** : Les sédiments dragués, que ce soit mécaniquement ou hydrauliquement, sont déposés dans des bassins temporaires situés à proximité du plan d'eau ou sur les berges. Des bermes étanches doivent donc être aménagées ainsi qu'un système de drainage. La déshydratation nécessite généralement plusieurs mois avant que les sédiments puissent être chargés dans un camion. L'utilisation d'agents flocculants permet de réduire le temps de décantation.
- **Confinement sur le site** : Les sédiments dragués sont accumulés dans des aires permanentes de confinement aménagées sur ou à proximité du site, que ce soit directement dans le lac ou sur les berges. Après avoir aménagé un bassin de confinement à l'aide d'empierrement et de géotextile, les sédiments y sont directement pompés. La masse du matériel permettra une compaction et une certaine déshydratation. Le site pourra ensuite être planté pour devenir un milieu humide. Cette méthode a l'avantage de réduire la manipulation du matériel et les coûts de transport. Elle occasionne toutefois une perte de superficie en eau libre.
- **Utilisation de filtre de géotextile** : Le pompage des boues directement dans des sacs scellés fabriqués de géotextile permet une percolation de l'eau au travers de la membrane. L'ajout de flocculant peut stabiliser les sédiments et permettre d'accélérer le processus, mais il faut compter plusieurs mois avant que les sédiments soient suffisamment déshydratés pour être manipulables. L'espace disponible pour l'entreposage des sacs filtrants peut donc être une contrainte.
- **Transport des boues** : Les sédiments dragués peuvent être transportés directement sous forme liquide (boue) dans des camions-citernes. Ils peuvent ensuite être épandus dans les champs. Cette méthode a l'avantage de ne pas nécessiter d'espace de confinement et de réduire les manipulations mais, avec un ratio eau:sédiment de 6:1, elle implique un nombre important de transports par camion.

3.2.2 Eutrophication and aquatic plant management in Massachusetts: Final Generic Environmental Report

Référence : MATTSON, M. D., P. J. GODFREY, R. A. BARLETTA et A. AIELLO. 2003. Eutrophication and aquatic plant management in Massachusetts: Final Generic Environmental Report. Department of Environmental Protection and Department of Conservation and Recreation, EOECA Commonwealth of Massachusetts.

Ce document présente un sommaire des connaissances en limnologie, décrit les procédures de gestion des lacs ainsi que des études de cas réalisés au Massachusetts. Les auteurs du rapport s'attardent principalement à l'identification des problématiques, la prévention et une meilleure gestion des plans d'eau. Différentes techniques de gestion et d'intervention sont évaluées et des recommandations sont formulées.

Entre autres techniques de restauration ou de gestion, plusieurs technologies de dragage sont présentées et évaluées comme des interventions permettant de réduire les apports internes de phosphore et influençant donc la production algale. Tout comme pour l'étude précédente (CRA, 2006), les méthodes de dragage sont regroupées en trois grands types : excavation à sec, dragage mécanique et dragage hydraulique. Bien qu'un dragage partiel des sédiments soit possible, si le but du projet est de contrôler les proliférations d'algues, il est fortement recommandé de retirer tous les sédiments riches en nutriment puisque la libération de phosphore soluble dans un secteur du lac peut influencer tout le plan d'eau. Toutefois, étant donné les coûts importants liés au dragage de sédiments non consolidés et la possibilité d'utiliser d'autres techniques pour réduire les apports internes de phosphore (inactivation du phosphore particulièrement), le dragage n'est pas fréquemment utilisé au Massachusetts pour le contrôle des algues.

Le dragage hydraulique est la méthode généralement favorisée pour le retrait de grandes quantités de sédiments, principalement les sédiments très organiques avec peu de débris (roches, souches, etc.). Cette technique nécessite l'aménagement de bassins de décantation pour recueillir les boues contenant souvent plus de 80% d'eau. Pour accélérer la déshydratation des sédiments, des flocculants peuvent être ajoutés (alum, polymères). Dans la plupart des cas, les matériaux dragués et asséchés seront ensuite transportés jusqu'à un site final de disposition. Idéalement, ils seront utilisés pour restaurer d'ancienne carrière/sablière ou pour recouvrir des lieux d'enfouissement. Les sédiments non contaminés peuvent également être épandus sur des champs agricoles ou mélangés à du sable pour servir de terreau dans des aménagements paysagers.

À court terme, dans les mois suivant les travaux de dragage de tous les sédiments non consolidés, une amélioration notable de la qualité de l'eau et de l'abondance des algues est observée. L'efficacité à long terme du retrait des sédiments sur le contrôle des apports *in situ* de nutriments

dépend principalement des prémisses du projet (évaluation juste de la problématique), de la quantité de sédiments retirée (un retrait partiel est beaucoup moins efficace) et d'une bonne gestion des apports externes de nutriments vers le plan d'eau.

3.2.3 Evaluation of Sediment Removal Options and Beneficial Use of Dredged Material for Illinois River Restoration: Preliminary Report

Référence : MARLIN, J.C. 2002. Evaluation of Sediment Removal Options and Beneficial Use of Dredged Material for Illinois River Restoration: Preliminary Report. *Proceedings of the Western Dredging Association Twenty-Second Technical Conference and Thirty-Fourth Texas A&M Dredging Seminar*, June 12-15 2002. 16 pages.

La rivière Illinois a accumulé de très grandes quantités de sédiments depuis 1900. Pour restaurer la capacité d'écoulement et certaines fonctions de l'écosystème, les autorités ont entrepris de vastes opérations de dragage. En fonction du type de sédiment et des projets de valorisation envisagés, différentes technologies visant à combler l'écart entre le dragage mécanique (sédiments consolidés) et le dragage hydraulique (sédiments non consolidés, vase) ont été mises à l'essai. Les recherches visaient principalement à essayer des méthodes de transport de sédiments consolidés retirés à l'aide d'une drague à benne jusqu'au site de disposition.

Les essais ont démontré qu'une pompe à béton pouvait transporter les sédiments dragués dans une conduite de 120 pieds (36,5 m) de longueur sans ajouter d'eau. Des convoyeurs, utilisés généralement pour déplacer du sable et pouvant être mis en série, ont également permis d'évacuer des sédiments « frais » jusqu'à des sites de confinement.

La déshydratation mécanique est une autre solution testée pour permettre le transport de sédiments. L'ajout de polymères dans des sédiments retirés par une drague hydraulique favorise une certaine décantation avant de les faire circuler dans une presse à courroies ou à tambour. Les sédiments peuvent également être insérés dans des tubes de géotextile (geotubes) qui laisseront l'eau s'échapper lentement mais retiendront les sédiments. Ces tubes peuvent être utilisés comme barrière de confinement dans l'aménagement de bassin de décantation.

Les analyses des sédiments accumulés dans la rivière Illinois démontrent qu'ils sont généralement riches en nutriments et peuvent être utilisés comme terre arable en milieu agricole ou comme terreau dans les aménagements paysagers, si leur qualité chimique est adéquate. Le recouvrement d'anciens sites industriels ou de sites d'enfouissement, ainsi que l'utilisation comme remblais dans des projets routiers sont également des usages possibles énoncés.

3.2.4 Multiple techniques for lake restoration

Référence : ANNADOTTER, H., G. CRONBERG, R. AAGREN, B. LUNDSTEDT, P-A NILSSON et S. STRÖBECK. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85.

Le lac Finjasjön est un petit lac eutrophe et peu profond du sud de la Suède. Malgré des interventions pour réduire les apports externes de nutriments vers le plan d'eau, l'état trophique du lac continuait de se détériorer. Pour réduire les apports internes de phosphore, la municipalité décida donc de procéder au pompage de la couche superficielle des sédiments (0,5 m d'épaisseur), riche en phosphore. Des travaux à grande échelle de dragage hydraulique des sédiments ont été amorcés en 1987. Après 3 ans, bien que les sédiments dans les secteurs dragués contiennent 30% moins de phosphore que dans les zones non draguées, les analyses ont démontré qu'il n'y a pas de relation directe entre le niveau trophique du plan d'eau et la concentration de phosphore dans les sédiments.

Dans ce cas, les autorités ont donc conclu que le dragage de la couche superficielle des sédiments n'était pas une méthode appropriée pour restaurer le lac Finjasjön. Les efforts de contrôle du phosphore ont donc été réorientés vers des interventions de biomanipulation dans le lac (réduction des populations de cyprinidés pour augmenter l'abondance du zooplancton) et de réduction des apports externes (bande riveraine sur les tributaires et aménagement d'un milieu humide pour réduire les nutriments provenant de l'usine d'épuration des eaux usées). Les relevés effectués dans les quelques années subséquentes indiquent qu'il est possible de réduire les apports internes de phosphore sans procéder à des interventions de dragage ou d'ajout de produits chimiques pour retenir le phosphore dans les sédiments.

3.2.5 Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes

Référence : PHILLIPS, G., A. BRAMWELL, J. PITT, J. STNSFIELD et M. PERROW. 1999. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396: 61-76.

Cet article fait une revue des enseignements et progrès relatifs à des projets de restauration de plusieurs petits lacs eutrophes de l'est de l'Angleterre connus sous l'appellation « Norfolk Broads ». De nombreuses études ayant démontré une dégradation importante de la qualité de l'eau et de la diversité faunique, un vaste programme de restauration a été amorcé en 1977, comprenant plusieurs types d'interventions, dont le retrait des sédiments.

Entre autres, la couche superficielle des sédiments du Alderfen Broad, un petit lac (4,7 ha) isolé du réseau hydrique, a été retirée à l'aide d'une drague hydraulique en 1992-93. Un suivi de la concentration de phosphore total dans les sédiments démontre que, bien que les sédiments sous-jacents contiennent moins de phosphore, la concentration de phosphore a remonté en moins d'un an pour atteindre 80% de la concentration originale. Il n'y a pas de différence significative entre les sédiments des zones draguées et celles non touchées. Par contre, bien que les mécanismes de relargage du phosphore dans l'eau des petits lacs eutrophes ne soient pas encore parfaitement expliqués, le retrait d'un réservoir important de phosphore par le retrait des sédiments pourrait réduire le délai pour atteindre un nouvel équilibre. Le retrait des sédiments peut donc être considéré comme un outil de restauration des lacs eutrophes, principalement dans les réseaux où le taux de renouvellement des eaux est élevé.

3.2.6 Review of sediment removal for lake restoration on the Broads

Référence : KELLY, A. 2008. Review of sediment removal for lake restoration on the Broads. Appendix 3: Lake restoration strategy for the Broads. Broads Authority. 20 pages et 1 annexe.

Depuis la fin des années '70, des projets de retrait de sédiments non consolidés (vase) ont été réalisés dans 11 petits lacs (moins de 5 ha) et deux plus grands. Entre autres, dans le lac Barton (75 ha), la couche de sédiments silteux déposés en surface a été pompée (drague à succion) jusqu'à la couche inférieure formée de marne. Cette méthode est privilégiée en Angleterre (Norfolk et Suffolk) pour plusieurs raisons : hausse limitée de turbidité, précision de la technologie et efficacité du transfert du matériel du lit du plan d'eau jusqu'au site de disposition.

Au total, 284 000 m³ de sédiment humide, représentant 50 tonnes de phosphore, ont été retirés du lac Barton. La couche de marne sous-jacente a des concentrations de phosphore d'environ 50% inférieures à la couche de sédiments de surface. Malgré tout, un mois après les travaux de dragage, suite à la déposition de nouvelle matière organique, la concentration de phosphore total dans le premier centimètre des nouveaux sédiments exposés a augmenté à un niveau comparable à celui des sédiments non dragués. Par contre, les analyses indiquent une baisse d'environ 60% du relargage interne de phosphates suite aux travaux de dragage.

Les études extensives dans le lac Barton démontrent donc que le retrait des sédiments silteux du lit du plan d'eau a entraîné une réduction significative des apports internes de phosphore dans le milieu.

3.2.7 The four Rs of environmental dredging: resuspension, release, residual, and risk

Référence : U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. 2008. The four Rs of environmental dredging: resuspension, release, residual, and risk. U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Dredging operations and environmental research program. Final report ERDC/EL TR-08-04. 53 pages et 1 annexe.

Bien que les sédiments contaminés représentent un risque pour la santé humaine et l'environnement, le retrait de ces sédiments d'un plan d'eau peut également représenter un risque environnemental. Comme il est généralement accepté que toute opération de dragage va occasionner la remise en suspension d'une partie des sédiments et que, d'autre part, il est impossible de retirer tous les sédiments contaminés, il est important d'évaluer préalablement les avantages et inconvénients des travaux. Pour ce faire, les auteurs évoquent quatre éléments à vérifier.

- **Remise en suspension des sédiments** : les travaux de dragage entraînent invariablement une certaine remise en suspension des sédiments. La proportion variera en fonction de la densité du matériel et de la grosseur des particules, des conditions hydrologiques sur le site (courant, vagues, etc.), de la présence de débris enfouis et, bien sûr, de la technologie utilisée et de l'habileté des opérateurs. Une bonne connaissance des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du site est donc essentielle pour bien définir le projet et ainsi réduire la remise en suspension lors des travaux.
- **Rejet de contaminants durant le dragage** : Lors des travaux, des contaminants adsorbés et absorbés dans les particules remises en suspension et l'eau contenue dans les sédiments peuvent être relâchés dans la colonne d'eau. À court terme, ce phénomène peut atteindre d'une à trois fois l'amplitude observée normalement avant les travaux. Par contre, à moyen terme, le relargage des contaminants devrait être moindre ou semblable à celui d'origine.
- **Résidus de dragage** : Le succès de l'intervention est dépendant de l'efficacité à retirer les sédiments contaminés. Bien qu'il soit impossible de retirer complètement toutes les particules, si une partie importante du matériel demeure en place ou se redépose, les effets souhaités ne seront probablement pas atteints. La quantité de résidus laissés en place est fonction de plusieurs facteurs dont, entre autres : 1) mauvaise caractérisation des sédiments (épaisseur, répartition, densité); 2) présence de débris ou de roche-mère sous-jacente qui rend les opérations moins efficaces; 3) problèmes logistiques ou techniques

(machinerie non appropriée, planification des travaux déficiente, pente résiduelle trop forte, expérience de l'opérateur, etc.).

- **Évaluation du risque** : Il est recommandé de procéder à une analyse de risque, basée sur des informations quantitatives, avant de procéder à des travaux de dragage ou à toute intervention majeure et coûteuse. Entre autres, les risques et bénéfices sociaux et environnementaux doivent être correctement évalués à court et moyen terme, en fonction de la superficie des travaux envisagés et des apports externes.

Les auteurs concluent que l'efficacité de toute technologie de restauration, dont le dragage, doit faire l'objet d'une analyse comparative pour vérifier si l'objectif peut être atteint, du moins de façon satisfaisante, par une autre méthode.

3.2.8 Sediment management and dredging in lakes

Référence : HEARN, K., J. FLANDERS et T. PHILLIPS. 2002. Sediment management and dredging in lakes. Rapport préparé par The National Trust (UK). 30 pages.

Ce document est un compte-rendu d'un atelier tenu en mars 2002 dans le Devon (Angleterre). Pour réduire les besoins de dragage dans les lacs soumis à une forte sédimentation, il est important d'abord de réduire les apports de particules, tant en provenance du bassin versant que celles produites dans le plan d'eau. Entre autres, les dépôts de matières organiques sont plus faibles dans les lacs ayant un bon couvert de macrophytes que dans les lacs où la production primaire est dominée par les algues.

Dans les plans d'eau où des travaux de dragage sont nécessaires, le *National Trust* privilégie généralement le dragage hydraulique (pompage) au dragage mécanique puisqu'il est plus précis, cause moins de perturbations sur le rivage et permet de retirer plus facilement une couche déterminée de sédiment. De plus, le temps nécessaire pour atteindre un niveau d'assèchement suffisant pour le transport peut être assez long. Pour éviter les accidents, les sites doivent parfois être clôturés.

La principale contrainte de ce type de travaux réside dans le besoin de vastes espaces pour déshydrater les boues pompées. De plus, la disposition finale des sédiments peut parfois être une problématique. Bien que ceux-ci peuvent être utilisés comme matériel de remplissage ou dispersés sur les terres agricoles, les teneurs en azote, phosphore et potassium des sédiments sont généralement insuffisantes pour remplacer les engrais.

3.2.9 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration

Référence : ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.

Ce document présente les résultats de la révision des *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* adoptés en 1992. Au cœur de ce rapport, sont décrits les nouveaux critères de qualité retenus par Environnement Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec ainsi que la démarche qui a conduit à leur détermination.

Afin d'assurer la protection de la vie aquatique, cinq valeurs ont été définies pour la gestion des sédiments d'eau douce au Québec dans une diversité de contextes, et ce, pour une trentaine de substances chimiques. Ces valeurs de référence sont définies, par ordre croissant d'effet :

- Concentration d'effets rares (CER)
- Concentration seuil produisant un effet (CSE)
- Concentration d'effets occasionnels (CEO)
- Concentration produisant un effet probable (CEP)
- Concentration d'effets fréquents (CEF)

Le tableau 1 du rapport présente les valeurs révisées pour chacun de ces critères. Le tableau 5 présente les options de gestion des sédiments résultant des travaux de dragage (2^e colonne). Lorsque la concentration de toutes les substances analysées est inférieure ou égale à la CEO (classe 1), les sédiments dragués pourraient être remis en eau libre ou être utilisés à d'autres fins. Si la concentration d'un contaminant est supérieure à la CEO, mais inférieure ou égale à la CEF (classe 2), la possibilité de remise en eau libre est limitée. Si les sédiments dragués sont exportés, les concentrations des contaminants doivent être inférieures ou égales aux teneurs mesurées dans les sols du site de dépôt.

Tableau 1 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce

Groupes	Substances	Concentrations (mg/kg) ^{a,b}				
		CER	CSE	CEO	CEP	CEF
<i>Métaux et métalloïdes</i>	Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23
	Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12
	Chrome	25	37	57	90	120
	Cuivre	22	36	63	200	700
	Mercure*	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87
	Nickel	ND	ND	47	ND	ND
	Plomb	25	35	52	91	150
Zinc	80	120	170	310	770	
<i>Composés organiques</i>	BPC totaux*	0,025	0,034	0,079	0,28	0,78
	Nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ^c	ND	1,4	ND	ND	ND
	PCDD et PCDF (ng éq. tox./kg) ^d	0,27	0,85	10	22	36
<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	Acénaphthène ^e	0,003 7	0,006 7	0,021	0,089	0,94
	Acénaphthylène ^e	0,003 3	0,005 9	0,030	0,13	0,34
	Anthracène ^e	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Benzo[<i>a</i>]anthracène	0,014	0,032	0,12	0,39	0,76
	Benzo[<i>a</i>]pyrène	0,011	0,032	0,15	0,78	3,2
	Chrysène	0,026	0,057	0,24	0,86	1,6
	Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène ^e	0,003 3	0,006 2	0,043	0,14	0,20
	Fluoranthène	0,047	0,11	0,45	2,4	4,9
	Fluorène ^e	0,010	0,021	0,061	0,14	1,2
	2-Méthylnaphtalène ^e	0,016	0,020	0,063	0,20	0,38
	Naphtalène ^e	0,017	0,035	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,025	0,042	0,13	0,52	1,1
	Pyrène	0,029	0,053	0,23	0,88	1,5
	<i>Pesticides organochlorés</i>	Chlordane*	0,001 5	0,004 5	0,006 7	0,008 9
DDD ^f		0,000 35	0,003 5	0,008 5	0,008 5	0,015
DDE ^g		0,000 25	0,001 4	0,002 6	0,006 8	0,019
DDT ^h		0,000 33	0,001 2	0,003 8	0,004 8	0,010
Dieldrine*		0,000 44	0,002 9	0,003 9	0,006 7	0,017
Endrine		0,000 63	0,002 7	0,036	0,062	0,33
Heptachlore époxyde		0,000 26	0,000 60	0,002 7	0,002 7	0,004 0
Lindane		0,000 22	0,000 94	0,001 4	0,001 4	0,011
Toxaphène ⁱ	ND	0,000 10	ND	ND	ND	

Légende. – CER : Concentration d'effets rares. CSE : Concentration seuil produisant un effet. CEO : Concentration d'effets occasionnels. CEP : Concentration produisant un effet probable. CEF : Concentration d'effets fréquents.

* Pour ces substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (SLV 2000, 1999), des effets dus à la bioaccumulation peuvent toucher les consommateurs aquatiques, aviaires ou terrestres de divers niveaux trophiques. Les critères de qualité présentés ici ne tiennent pas compte de ces effets. Des précisions sur ces effets sont présentées à la section 3.1 et au point 2 de la section 5.2.

^a Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs. Dans les colonnes grises, apparaissent les valeurs calculées par le CCME, et dans les colonnes blanches, les valeurs de référence additionnelles.

^b Toutes les valeurs sont exprimées en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de sédiments secs à l'exception des PCDD et PCDF qui sont en unités d'équivalence de la toxicité en nanogrammes par kilogramme (ng éq. tox./kg).

^c Valeur déterminée par le CCME (2002b) à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %. Le calcul est basé sur les facteurs d'équivalence de la toxicité (annexe 1).

^d PCDD et PCDF : Dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et dibenzofuranes polychlorés; les valeurs sont exprimées en unité d'équivalence de la toxicité (annexe 1). Comme le prescrit le CCME (1999), les valeurs initiales obtenues lors du calcul des critères de qualité ont été corrigées en les divisant par un facteur de sécurité de 10.

^e Par défaut les valeurs calculées pour les sédiments marins ont été retenues.

^f DDD : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane ou dichlorodiphényldichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

^g DDE : 1,1-Dichloro-2,2-bis(*p*-chlorophényl)-éthène ou dichlorodiphényldichloroéthylène. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

^h DDT : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane ou dichlorodiphényltrichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

ⁱ Valeur adoptée du New York State Department of Environmental Conservation (1994) par le CCME (2002c). La valeur a été déterminée à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %.

ND : Valeurs non déterminées.

Tableau 5 Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec

Critères de qualité		Prévention de la contamination des sédiments due à des rejets industriels	Gestion des sédiments résultant de travaux de dragage*	Restauration de sites contaminés
	Effets biologiques fréquemment observés**		La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est très élevée. Le rejet en eau libre est pros crit. Les sédiments doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.	La contamination des sédiments est jugée problématique. Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. La restauration du site est souhaitable. Il faut procéder à des évaluations biologiques afin d'établir si le processus de restauration est réalisable et quelles mesures doivent être adoptées en priorité et de préciser les gains environnementaux de la restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.
5. CEF $\sqrt{(E_{0,5} \times SE_{0,5})}$				
4. CEP $\sqrt{(E_{10} \times SE_{0,5})}$	Effets biologiques parfois observés	La probabilité de mesurer des effets néfastes augmente avec les concentrations mesurées. Examiner la problématique : poursuivre les investigations pour identifier la ou les sources de contamination et intervenir au besoin sur ces sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants.	La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement élevée, et elle augmente avec la concentration. Le rejet en eau libre ne peut être considéré comme une option valable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des tests de toxicité et que le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.	Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. Des études du milieu peuvent être nécessaires pour compléter l'évaluation de la contamination, juger du risque et statuer sur les besoins de restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.
3. CEO $\sqrt{(E_{10} \times SE_{10})}$				
2. CSE $\sqrt{(E_{15} \times SE_{10})}$	Effets biologiques rarement observés**	La probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est faible. Un suivi peut être mis en place afin de vérifier l'évolution de la situation.	La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement faible. Les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.	Bien que des effets biologiques néfastes puissent être appréhendés, le degré de contamination ne justifie pas à lui seul la restauration du site.
1. CER $\sqrt{(E_{15} \times SE_{15})}$				

Légende : Classe 1 Classe 2 Classe 3

CER : Concentration d'effets rares; CSE : Concentration seuil produisant un effet; CEO : Concentration d'effets occasionnels; CEP : Concentration produisant un effet probable; CEF : Concentration d'effets fréquents.

- Gestion des déblais de dragage : L'option retenue pour la gestion des sédiments doit correspondre à l'option de moindre impact sur le milieu, tout en étant économiquement réalisable, et ce, peu importe le degré de contamination des sédiments. Dans l'analyse des options, la valorisation des sédiments en milieu terrestre ou aquatique doit être considérée.
- ** Selon le CCME, 1995.

3.3 Discussion

Le lac Saint-Augustin contient une grande quantité (estimé à plus de 700 000 m³) de sédiments non consolidés et riches en phosphore total. La berme du plan d'eau est assez abrupte (zone 0 à 2 m de profondeur représentant moins de 25% de la superficie) et les berges sont occupées dans une large proportion par des résidences. Selon les documents retenus (Mattson et al., 2003; CRA, 2006; Kelly, 2008; Hearn et al., 2002), le dragage hydraulique (pompage) semble la méthode de retrait des sédiments la plus appropriée dans le cas du lac Saint-Augustin (plutôt que le dragage mécanique), comme indiqué par DDM – Pro Faune en 2005.

Par contre, pour que le pompage des sédiments soit efficace à moyen et long terme pour réduire la prolifération des algues, on doit viser un retrait de toute la couche de sédiments non consolidés (Annadoter et al., 1999; Phillips et al., 1999; USACE, 2008). Les objectifs du projet doivent être bien établis et le milieu doit également être décrit le plus précisément possible (caractéristiques des sédiments, présence de débris au fond, conditions hydrodynamiques, etc.) afin de faire une analyse risques/bénéfices adéquate et de choisir, s'il y a lieu, la technologie la plus appropriée (CRA, 2006; Mattson et al., 2003; USACE, 2008).

Les sédiments extraits à l'aide d'une drague hydraulique contenant plus de 80% d'eau, ils devront être partiellement déshydratés avant de pouvoir être transportés jusqu'au site de disposition ou d'utilisation finale. Bien que les sédiments pompés puissent être acheminés dans une conduite sur une distance de plus de 600 m (CRA, 2006), les bassins de décantation (temporaires ou permanents) sont généralement aménagés sur le site ou à proximité pour réduire les coûts. L'utilisation de flocculants ou l'ajout de polymères dans l'effluent de la drague permet d'accélérer la déposition des matières en suspension (CRA, 2006; Marlin, 2002; Mattson et al., 2003). Les sédiments peuvent également être déposés dans des tubes de géotextile (CRA, 2006; Marlin, 2002) ou traités mécaniquement dans des presses (Marlin, 2002).

Selon les analyses de teneur en métaux réalisées en 2001 et en 2004 (Consortium DDM - Pro Faune, 2005), la concentration de certains métaux contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin dépasse, en certains endroits, les critères de classe 1 établis par Environnement Canada et le MDDEP (2007). Avant de déterminer un site de dépôt pour recevoir les sédiments dragués, une analyse des sols des sites potentiels devra être effectuée afin de s'assurer de ne pas détériorer le milieu récepteur. Si la qualité des sédiments est adéquate, ceux-ci pourront être utilisés pour restaurer des sites industriels ou des lieux d'enfouissement abandonnés. Dans certains cas, ils peuvent également être utilisés comme amendement à des fins agricoles ou paysagères.

4. CONCLUSION

Le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe de 0,6 km² ayant une profondeur moyenne de 3,3 m (DDM – Pro Faune, 2005). C’est un lac polymictique (Valentine, 2004), dont l’eau a un pH se situant entre 7,6 et 8,8 et une dureté moyenne de 170 mg CaCO₃/L (Bergeron et al., 2002). Une proportion importante des apports en phosphore dans l’eau proviendrait des sédiments du lac.

En fonction des caractéristiques physico-chimiques du lac Saint-Augustin, le traitement à la chaux pour provoquer la précipitation du phosphore devrait donc être efficace. En général, ce traitement provoque peu d’impact sur la flore et la faune, bien que l’amélioration de la qualité de l’eau puisse entraîner des changements dans la répartition des espèces. Si les apports externes sont bien contrôlés, les effets de l’inactivation du phosphore à l’aide de chaux peuvent s’étendre sur plusieurs années.

D’autre part, le dragage des sédiments riches en phosphore afin de réduire les concentrations de nutriments dans la colonne d’eau est une intervention majeure et coûteuse qui demande une connaissance détaillée du milieu et une bonne planification. Les sédiments pompés contenant plus de 80% d’eau, un prétraitement (déshydratation) sera nécessaire avant de les transporter jusqu’au site de disposition finale.

5. RÉFÉRENCES CONSULTÉES

- ANNADOTTER, H., G. CRONBERG, R. AAGREN, B. LUNDSTEDT, P-A NILSSON et S. STRÖBECK. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85.
- BERG, U., T. NEUMANN, D. DONNERT, R. NÜESCH et D. STÜBEN. 2004. Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. *Applied Geochemistry* 19: 1759-1771.
- BERGERON, M., C. CORBEIL et S. ARSENAULT. 2002. Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Rapport préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement. 70 pages et 6 annexes.
- CONESTOGA-ROVERS & ASSOCIATES. 2006. Draft feasibility study for the dredging of Fairy lake. Rapport préliminaire préparé pour Lake Simcoe Region Conservation Authority. 26 pages et annexes.
- CONSORTIUM DDM – PRO FAUNE. 2005. Développement d'un outil de gestion *in situ* du phosphore provenant des sédiments du lac Saint-Augustin. Rapport présenté à la Ville de Québec, Service de l'environnement. 49 pages et 5 annexes.
- DITTRICH, M. et R. KOSCHEL. 2002. Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake. *Hydrobiologia* 469: 49-57.
- ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.
- HEARN, K., J. FLANDERS et T. PHILLIPS. 2002. Sediment management and dredging in lakes. Rapport préparé par The National Trust (UK). 30 pages. http://www.nationaltrust.org.uk/main/w-sediment_management_dredging.pdf
- KELLY, A. 2008. Review of sediment removal for lake restoration on the Broads. Appendix 3: Lake restoration strategy for the Broads. Broads Authority. 20 pages et 1 annexe.
- MARLIN, J.C. 2002. Evaluation of Sediment Removal Options and Beneficial Use of Dredged Material for Illinois River Restoration: Preliminary Report. *Proceedings of the Western Dredging*

Association Twenty-Second Technical Conference and Thirty-Fourth Texas A&M Dredging Seminar, June 12-15 2002. 16 pages.

MATTSON, M. D., P. J. GODFREY, R. A. BARLETTA et A. AIELLO. 2003. Eutrophication and aquatic plant management in Massachusetts: Final Generic Environmental Report. Department of Environmental Protection and Department of Conservation and Recreation, EOEA Commonwealth of Massachusetts.

NASELLI-FLORES, L., R. BARONE et R. MOSELLO. 2003. Eutrophication control by lime addition : A preliminary approach in Sicilian reservoirs. *Hydrobiologia* 504: 297-303.

OLEM, H. et G. FLOCK (éd.). 1990. Lake and reservoir restoration guidance manual, 2e édition, EPA 440/4-90-006. Préparé par N. Am. Lake Manage. Soc. pour U.S. Environ. Prot. Agency, Washington D.C.

PHILLIPS, G., A. BRAMWELL, J. PITT, J. STNSFIELD et M. PERROW. 1999. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396: 61-76.

PREPAS, E.E., J. BABIN, T.P. MURPHY, P.A. CHAMBERS, G.J. SANDLAND, A. GHADOUANIS et M. SEREDIK. 2001. Long-term effects of successive $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and CaCO_3 treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwat. Biol.* 46: 1989-1103.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. 2008. The four Rs of environmental dredging: resuspension, release, residual, and risk. U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Dredging operations and environmental research program. Final report ERDC/EL TR-08-04. 53 pages et 1 annexe.

VALENTINE, M. B. 2004. Floraison de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: Dynamique à court terme et stratification. Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, dans le cadre du programme de maîtrise en biologie. Faculté des sciences et génie, Université Laval, Québec. 124 pages et 4 annexes.

WALPERSDORF, E., T. NEUMANN et D. STÜBEN. 2004. Efficiency of natural calcite precipitation compared to lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake. *Applied Geochemistry* 19: 1687-1698.

YOUCEF, L. et S. ACHOUR. 2005. Élimination des phosphates par des procédés physico-chimiques. *Larhyss Journal* 4: 129-140.