

3. DIAGNOSTICS

Cette section propose une analyse sommaire des résultats présentés à la section 2.1.

3.1 Matières fertilisantes (phosphore total)

En référence à la figure 2.1, on remarque que les plus hautes concentrations de phosphore totales dans le lac William sont présentes à l'embouchure de la rivière Bécancour (station #3) et également dans la fosse près de l'embouchure du lac (station #MS4). Les valeurs maximales et valeurs moyennes sont nettement au-delà du critère de qualité pour phosphore total, selon le MDDEP, qui est de 0.02 mg/L, alors que la compilation des résultats (tableau 2.2) indique une valeur moyenne entre 1998 et 2004, de l'ordre de 0.24 mg/L pour la station #3. Comme l'illustre la figure 2.2 (avec l'utilisation de points de couleur rouge et jaune), les stations les plus problématiques sont, pas ordre d'importance, les stations 3, MS4, 12 et 11. C'est donc dire que la rivière Bécancour, malgré les efforts d'assainissement des eaux usées domestiques, est la principale source de phosphore du lac William. Ainsi, selon un rapport de 2005 (Laforest, 2005), l'agriculture en amont du lac William contribuerait pour environ 6% de sa charge de phosphore, alors que la station d'épuration des eaux usées de la ville de Black Lake, contribuerait pour environ 14% de la charges de phosphore. Il est toutefois important de noter que dans un rapport émis en 1999 par le ministère de l'Environnement (Légaré, 1999), que le traitement des eaux usées de la Haute-Bécancour aurait contribué à réduire de 50% les charges de phosphore au lac William. Dans ce même rapport, on y indique que les quantités de phosphore accumulés dans les sédiments du lac William, à la suite d'une pollution intensive des années 70 et 80, sont susceptibles de contribuer à la prolifération de blooms d'algues, par le relargage du phosphore sédimentaire.

3.2 Coliformes fécaux

Tel que décrit au paragraphe 2.1.2, les coliformes fécaux proviennent des matières fécales d'origine humaine ou animal. Comme l'indiquent les figures 2.3 et 2.4, les stations #1, 3, 5 et 11 présentent les concentrations de matières fécales les plus élevées. Pour les stations #1 et 5, étant donné la faible densité humaine en amont de ces rivières (Fortier et Chainey), il semble que l'agriculture pourrait être responsable des valeurs élevées. Pour la station #11, localisée en face du manoir du lac William, les soupçons pourraient portés vers la pisciculture Pourvoy'air. Finalement, les fortes concentrations de coliformes fécaux mesurées à la station #3

(embouchure de la rivière Bécancour), les déversements périodiques de la station d'épuration des eaux usées de la Haute-Bécancour (Black Lake) en seraient responsables, surtout que comme l'indique la figure 2.5, les concentrations très élevées de coliformes fécaux ont été mesurées à la sortie de la station en 1994.

3.3 Matières en suspension (MES)

En ce qui a trait aux matières en suspension (MES), deux séries de données ont été analysées. Une première série, selon des données fournies par la Municipalité de St-Ferdinand (prises d'échantillons depuis 1997 par le laboratoire Biolab) et une seconde série de données effectuées en 1994 par l'équipe de M. Raymond Gagnon. Comme l'indiquent les figures 2.6, 2.7, 2.8, 2.9 et 2.10, il y a concordance entre les séries de données, soit des valeurs maximales de MES à l'embouchure de la rivière Bécancour et dans les fosses (parties profondes du lac). Les conséquences des matières en suspension sont nombreuses et influent sur les propriétés de l'eau ainsi que sur les organismes vivants. En effet, les MES contribuent à augmenter la turbidité de l'eau, à réduire la pénétration lumineuse, à réduire la transparence de l'eau, à augmenter la température de l'eau (les MES absorbant les rayons solaires) et à réduire le taux d'oxygène dissout dans l'eau. Les MES affecteront également les organismes vivants en obstruant les branchies des poissons, réduisant leur visibilité, augmentant l'envasement des fonds (destruction de certains habitats) et en réduisant l'abondance et la diversité des poissons. En analysant les valeurs moyennes des tableaux 2.6, 2.7 et 2.8, on remarque que les données dépassent le critère de qualité établi par le MDDEP pour ce paramètre, avec des effets chroniques sur la vie aquatique. Ainsi, les MES représentent un problème pour le lac William. Par contre, il s'agit d'un aspect sur lequel il est possible d'avoir un contrôle par la mise en application de diverses mesures susceptibles de réduire l'apport de sédiments dans les affluents du lac et dans le lac lui-même. Parmi ces mesures, on compte la gestion écologique des fossés (tel que décrit à l'annexe 9), le maintien et le rétablissement des bandes riveraines (annexe 6), le contrôle de l'érosion lors de travaux de construction en bordure du lac ou des affluents.

3.4 Cote trophique

Comme l'indique le tableau 2.10, la cote trophique du lac William est, selon les plus récentes données (1995), à environ 8.6, bien qu'elle était à 6.4 en 1994. Ainsi, bien que le lac soit classé eutrophe, certaines données semblent indiquer que la situation ne serait pas si désespérée, car la cote trophique semble varier entre l'état eutrophe et mésotrophe (l'annexe 8 présente une description de l'eutrophisation d'un lac). Toutefois, chose certaine, l'état du lac William n'est certainement pas oligotrophe, alors qu'il s'agit de l'objectif ultime à atteindre. Tel que mentionné au paragraphe 2.1.4, la cote trophique d'un lac permet d'en évaluer son stage de vieillissement. C'est pourquoi des données plus récentes permettraient de connaître avec plus de précision l'état trophique du lac William.

3.5 Température et pH

Température

La figure 2.11 illustre la variation de la température de l'eau selon la profondeur de la colonne d'eau (selon des données de 2004). Par ce profil de température, on peut voir que l'eau en profondeur est relativement froide, autour de 8-10°C, par contre les températures de surfaces, tel que mesurées en juillet 2004, sont relativement chaudes à près de 25 °C. Bien que les chaudes températures de l'eau soient agréables pour la baignade et les sports nautiques, elles sont tout de même peu profitables pour la santé d'un lac. La concentration en oxygène dissout étant moindre dans des eaux plus chaudes et les blooms d'algues sont plus susceptibles de survenir dans des eaux plus chaudes, comme l'indique également l'annexe 1.

Par ailleurs, le seul moyen de contrôle disponible pour réduire la température de l'eau est le maintien des bandes riveraines. À cet égard, l'annexe 6 présente l'importance du maintien des bandes riveraines, autant pour un lac que pour une rivière. Il est donc primordial de maintenir et/ou de rétablir l'intégrité des bandes riveraines et ce autant pour le lac William que pour ses tributaires.

pH

Tel qu'indiqué au paragraphe 2.1.5 et illustré à la figure 2.11, le critère de protection de la vie aquatique du pH de l'eau se situe en 6.5 et 9. Certains lacs du Nord-Est du Québec (principalement au Nord du fleuve St-Laurent) présentent des problèmes importants d'acidité. Selon des données historiques datant de 1972, 1974, 1976, 1979, 1994 le pH du lac William se

situait à cette époque entre 6.4 et 9.6 environ. Par ailleurs, les données prises en 2004 par une équipe de l'Université de Montréal, indiquent que le pH du lac William variait de 6.22 à 8.21, avec comme moyenne arithmétique de 6.64, soit à l'intérieur des critères du MDDEP (6.5 à 9.0). Ainsi, selon l'historique des données disponibles, (1972, 1974, 1976, 1979, 1994 et 2004), leur constance démontre que la situation demeure stable et non problématique. Donc, le lac William ne fait pas face à des problèmes d'acidité.

3.6 Cyanobactéries

Le problème de cyanobactéries a fait les manchettes au cours de l'été 2006 avec des signalements importants sur plusieurs lacs de la province, comme on peut le lire au paragraphe 2.1.6. Le lac William a quasi été épargné en 2006 avec très peu de blooms d'algues. Toutefois, le lac William a un historique très bien rempli au niveau des cyanobactéries. En effet leur présence (et bien souvent leur abondance) a été signalée depuis nombres d'années. On parle effectivement de présence de cyanobactéries en 1976, 1977, 1979, en 1980 sur presque toute la surface de l'eau et leur présence semblait durer tout l'été. Les données indiquent également leur présence en 1994, 1995, 2001, 2002, 2003. Bref, les cyanobactéries sont présentes au lac William depuis très longtemps. Par contre, il semble y avoir une amélioration depuis les années '80, entre autre depuis les projets d'épuration des eaux usées de St-Ferdinand et de Black Lake, donc le lac montre définitivement des signes d'améliorations à ce niveau-là.

Il est important de rappeler, tout comme l'indique entre autre l'annexe 1, que la réduction des apports de phosphore est la meilleure méthode de lutte contre les cyanobactéries. Des photographies de cyanobactéries sont présentées à l'annexe 8.

3.7 Oxygène dissout

Les données des concentrations en oxygène dissous sont présentées au paragraphe 2.1.7. Très peu de données étant disponibles, ainsi uniquement des données de 2004 y sont présentées. Comme l'indique le profil de l'oxygène dissout de la figure 2.12 selon le colonne d'eau (profondeur) et la période de l'année, on peut y remarquer que le profil des concentrations est plus faible en septembre qu'un juillet, démontrant ainsi la consommation de l'oxygène servant à la dégradation de la matière organique. Alors que la figure 2.13 illustre ce que devrait être le

profil théorique de l'oxygène dissout pour un lac en parfaite santé (oligotrophe vs eutrophe). Ainsi, le profil de la figure 2.12 illustre clairement la caractéristique d'un lac eutrophe. On sait par ailleurs que le renouvellement de l'oxygène de l'eau se fait en grande partie lors des brassages bi-annuels (printemps et automne) de l'eau lors des retournements (annexe 2). Donc, le taux d'oxygène dissout ne peut être amélioré directement mais bien indirectement car il s'agit d'un paramètre qui réagit (digestion de la matières organiques) en fonction des paramètres présents dans la colonne d'eau (matières organiques). Enfin, une mise en garde doit être apportée contre les tentations éventuelles d'installer un système de brassage artificiel de l'eau dans le but d'y apporter un apport d'oxygène. L'annexe 12 présente un aperçu de ces systèmes et leur mise en garde.

3.8 Impacts potentiels des embarcations motorisées

Ce serait une erreur de sous-estimer les impacts que peuvent avoir les embarcations motorisées sur le lac William. Plusieurs indices amènent à penser que les embarcations pourraient jouer un rôle plus nocif qu'on pourrait l'imaginer. Comme l'indique l'annexe 5, les embarcations motorisées, en plus d'émettre certains polluants dans l'eau, contribuent à la perturbation du milieu par leurs effets mécaniques dans la colonne d'eau et sur les berges. Les hélices de moteurs sont très efficaces pour couper les herbiers et ainsi permettre la prolifération des plantes aquatiques. À la fin de l'annexe 5, on présente une figure illustrant l'impact qu'une embarcation munie d'un moteur de 50hp impose au plan d'eau, en affectant (brassage) la colonne d'eau sur 4.6m, soit toute la surface orangée de la figure. Par ce brassage de la colonne d'eau, cela contribue à remettre en suspension des sédiments, dont une augmentation des MES. Les paragraphes précédents font justement état des effets nocifs des MES sur un plan d'eau. Par ailleurs, on sait qu'une portion du phosphore total est encapsulée dans les sédiments, ce qu'on appelle le phosphore sédimentaire (voir cycle du phosphore à l'annexe 1). Or ce phosphore sédimentaire, lorsque remis en suspension dans la colonne d'eau, redevient disponible pour la croissance des plantes. Ainsi, alors qu'un moteur de 50hp affecte négativement la colonne d'eau sur 4.6m, alors on est en droit de se demander les effets que pourront imposer des moteurs 100, 150 ou 200hp sur la colonne d'eau? Il y a fort à parier que la portion orangée de la figure de l'annexe 5 soit en réalité beaucoup plus grande. Bien qu'il ne s'agisse que d'une hypothèse car les données scientifiques n'existent pas pour des moteurs de plus de 50hp, toutefois il serait logique de supposer que l'impact des moteurs à grosse cylindrée

soit à tout le moins proportionnel à leur puissance. On sait également qu'un brassage de toute la colonne d'eau est effectué naturellement deux fois par année lors du retournement du lac (voir annexe 2). Ainsi, il est fort probable que les embarcations motorisées auraient pour effet de brassage une bonne partie de la colonne d'eau et ce, durant tout l'été.