

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Conseil de bassin du lac Saint-Augustin

- M. René Gélinas, biologiste : Directeur du suivi de la qualité du milieu,
Secteur environnement,
Ville de Québec
- M. Jean-Claude Desroches : Président du Conseil de bassin du lac
Saint-Augustin

EXXEP environnement

- M. Sylvain Arsenault, biologiste : Directeur du projet
- Mme Mylène Bergeron, biologiste, M.Env. : Chargée du projet
- M. Christian Corbeil, technicien senior : Aviseur technique
- M. Emmanuel Buon, agronome : Support technique
- Mme Guylaine Arseneault, B. E. E. : Révision linguistique

Référence à citer :

Bergeron, M., C. Corbeil, et S. Arsenault, 2002. Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE TRAVAIL	II
TABLE DES MATIÈRES.....	III
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VI
LISTE DES ANNEXES	VII
1 MISE EN CONTEXTE.....	7
1.1 Objectifs de l'étude	1
1.2 Situation géographique	2
1.3 Travaux antérieurs	3
2 MÉTHODOLOGIE.....	4
2.1 Stations d'échantillonnage	4
2.2 Estimation des paramètres physico-chimiques	5
2.3 Critères d'interprétation des résultats.....	5
2.4 Évaluation des paramètres biologiques	7
2.4.1 Analyses du phytoplancton.....	7
2.4.2 Analyses du seston.....	8
3 CARACTÉRISTIQUES BIOPHYSIQUES.....	9
3.1 Caractéristiques morphométriques.....	9
3.2 Hydrologie	11
4 QUALITÉ DE L'EAU DU LAC SAINT-AUGUSTIN	12
4.1 Paramètres physico-chimiques	12
4.1.1 Température.....	12
4.1.2 Oxygène dissous	15
4.1.3 Conductivité	18
4.1.4 Acidité-alcalinité (pH)	22
4.1.5 Transparence et turbidité	25
4.1.6 Nutriments	27
4.1.7 Minéraux en solution	33
4.1.8 Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	37

4.1.9	Métaux et autres composés inorganiques.....	37
4.1.10	Phénols	39
4.1.11	Sulfates	39
4.2	Descripteurs biologiques	39
4.2.1	Biomasse phytoplanctonique et sestonique.....	39
4.2.2	Abondance et identification du phytoplancton.....	42
4.2.3	Toxicité algale	46
4.2.4	Habitat du poisson et herbiers aquatiques	48
5	QUALITÉ DE L'EAU DES TRIBUTAIRES.....	50
5.1	Hydrologie	50
5.2	Paramètres physico-chimiques	51
5.3	Paramètres chimiques	52
5.4	Analyse microbiologique	53
6	COTE TROPHIQUE	55
6.1	Indice de Ryding et Rast.....	55
6.2	Indice de Carlson	57
6.3	Indice de Mathieu et coll.	58
7	CONCLUSION	60
7.1	État global de la qualité des eaux.....	60
7.1.1	Morphologie	60
7.1.2	Physico-chimie.....	60
7.1.3	Nutriments	61
7.1.4	Métaux et autres paramètres	61
7.1.5	Descripteurs biologiques	62
7.1.6	Les tributaires	63
7.1.7	Cote trophique	63
7.1.8	Impact de la qualité de l'eau sur les usages	64
8	RECOMMANDATIONS.....	66
9	RÉFÉRENCES GÉNÉRALES	68

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Localisation du lac Saint-Augustin.....	2
Figure 2.	Plan de localisation des stations d'échantillonnage.	6
Figure 3.	Profils de température au lac Saint-Augustin.	13
Figure 4.	Profils de saturation en oxygène dissous au lac Saint-Augustin.	17
Figure 5.	Profils de conductivité au lac Saint-Augustin.	20
Figure 6.	Profils du pH au lac Saint-Augustin.	23
Figure 7.	Biomasse phytoplanctonique (Chl a) au lac Saint-Augustin (été 2001).....	41
Figure 8.	Variabilité saisonnière de la biomasse au lac Saint-Augustin (MRN 1979).....	41
Figure 9.	Abondance des cellules phytoplanctoniques (2001).....	43
Figure 10.	Abondance des classes de phytoplancton au lac Saint-Augustin (2001).....	45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Fréquence d'échantillonnage.	4
Tableau 2.	Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant.	10
Tableau 3.	Résultats de transparence et de turbidité en 2000 et 2001.	26
Tableau 4.	Résultats de transparence et de turbidité (études antérieures).	27
Tableau 5.	Concentrations d'azote et de phosphore en mg/l (2000 et 2001).	29
Tableau 6.	Concentrations en azote (mg/l) au lac Saint-Augustin (étude du MRN - 1979).	30
Tableau 7.	Concentrations en phosphore total au lac Saint-Augustin (étude du MRN - 1979).	32
Tableau 8.	Concentrations des minéraux en solution et mesures de l'alcalinité et de la dureté au lac Saint-Augustin.	35
Tableau 9.	Résultats des analyses des métaux et autres paramètres inorganiques au lac Saint-Augustin.	38
Tableau 10.	Résultats des analyses des toxines au lac Saint-Augustin (été 2001).	47
Tableau 11.	Plantes aquatiques présentes au lac Saint-Augustin.	49
Tableau 12.	Débits d'eau des tributaires (24 août 2001).	50
Tableau 13.	Paramètres physico-chimiques de certains tributaires au lac Saint-Augustin (2000 et 2001).	51
Tableau 14.	Résultats des paramètres chimiques de certains tributaires au lac Saint-Augustin (2001).	52
Tableau 15.	Résultats des analyses de coliformes fécaux (en unités/100 ml) dans certains tributaires du lac Saint-Augustin (200-01).	53
Tableau 16.	La classification de Ryding et Rast (1994).	55
Tableau 17.	Classification des paramètres du lac Saint-Augustin en fonction de leur état trophique, selon Ryding et Rast (1994).	56
Tableau 18.	Valeurs des paramètres servant au calcul de l'indice trophique de Carlson (1977).	58
Tableau 19.	Valeurs des paramètres servant au calcul de l'indice trophique de Mathieu et coll. (1979).	59

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1. Paramètres analytiques associés aux critères de qualité de l'eau.
- Annexe 2. Méthodologies détaillées.
- Annexe 3. Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques obtenus à la station L2 du lac Saint-Augustin et relevés de terrain 2000-2001.
- Annexe 4. Certificats d'analyses chimiques des eaux du lac Saint-Augustin.
- Annexe 5. Résultats de biomasse phytoplanctonique, abondance et identification du phytoplancton et certificats d'analyses en laboratoires des toxines.
- Annexe 6. Certificats d'analyses chimiques en laboratoire des tributaires du lac Saint-Augustin.

1 MISE EN CONTEXTE

1.1 Objectifs de l'étude

En 2000, le conseil municipal de l'ancienne municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures s'est engagé dans un programme de restauration du lac Saint-Augustin appelé « *La grande corvée* ». Ce programme vise, entre autres, l'amélioration de la qualité de l'eau du lac, lequel connaît, depuis quelques années, une période de prolifération massive d'algues microscopique (bloom algal) associée aux cyanobactéries (algues bleu-vert) entre les mois de juillet et septembre. Les usages récréatifs sont à tous fins pratiques impensables dans de telles circonstances, puisque la présence des cyanobactéries diminue la transparence de l'eau à moins de un mètre et que ces organismes peuvent générer une toxicité de l'eau pouvant causer un grave problème de santé publique.

La diagnose écologique du lac Saint-Augustin se situe au cœur du projet de « *La grande corvée* ». En effet, ce travail a pour objectif d'étudier l'état actuel du milieu lacustre, de le comparer aux informations fournies lors d'études antérieures et de proposer des solutions de restauration durables dont la réduction des risques associés à la santé humaine et à l'écosystème.

Dans un premier temps, cette étude présente la méthodologie utilisée, les caractéristiques biophysiques du lac et du bassin versant de même que les résultats de la campagne d'échantillonnage des eaux du lac et des tributaires (paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques) au cours des années 2000-2001. Une section sur l'écologie des cyanobactéries est également incluse au présent document puisque leur prolifération peut constituer un problème sérieux de santé publique en terme de qualité de l'eau et des usages.

Dans un second temps, ces informations seront utilisées pour déterminer, à l'aide d'indices appropriés, l'état trophique du lac et établir le portrait de l'évolution de son statut trophique au fil des années. Cette étude résumera enfin les grandes lignes des résultats obtenus et statuera sur les recommandations les plus appropriées au lac Saint-Augustin.

1.2 Situation géographique

Le lac Saint-Augustin (46°42' Nord de latitude et 71°22' Ouest de longitude) est situé dans l'arrondissement 8, à environ 16 kilomètres à l'ouest du centre-ville de Québec, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Le lac est alimenté principalement par des sources souterraines et un réseau de drainage intermittent. La décharge du lac Saint-Augustin est tributaire du fleuve Saint-Laurent. La figure 1 présente le lac dans son contexte régional.

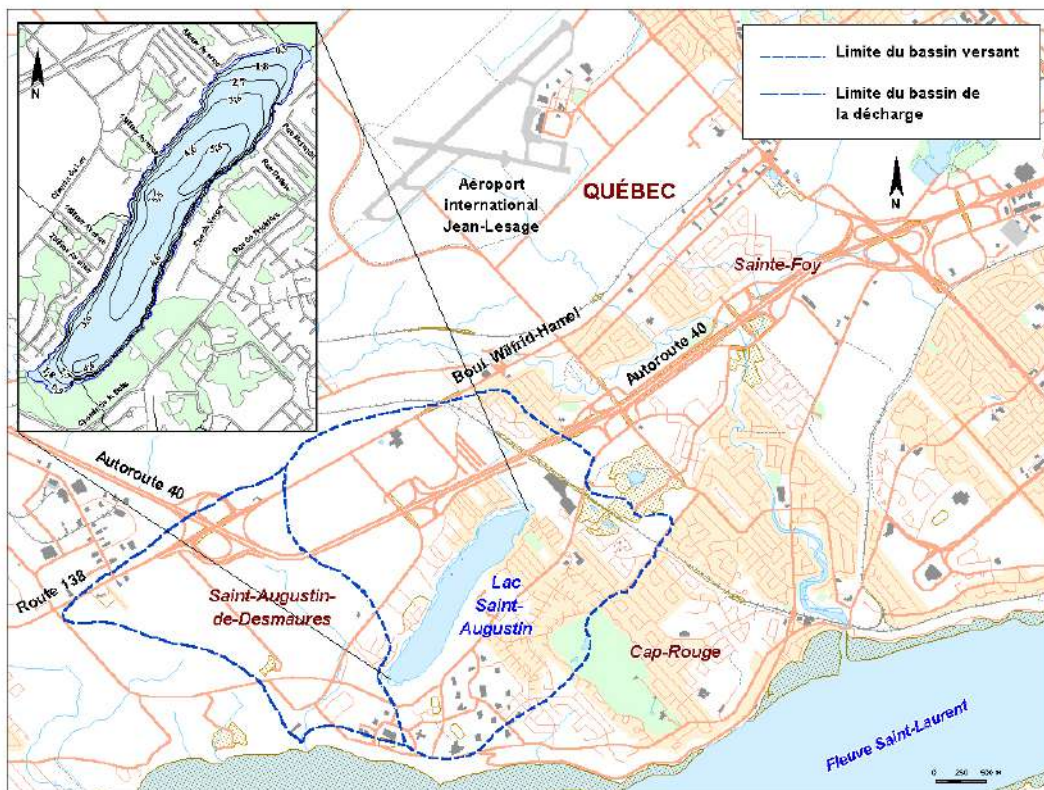


Figure 1. Localisation du lac Saint-Augustin.

1.3 Travaux antérieurs

Le lac Saint-Augustin a fait l'objet de nombreuses études au cours des années, ce qui en fait un des lacs les plus étudié au Québec. Brièvement, ces études ont traité des problèmes de pollution et de dégradation des eaux du lac (Fontaine, 1968 ; Landry, 1988, 1992 et 1994 ; Sansfaçon, 1978), du régime hydrique (Aubin, 1979), de l'état de santé du lac (diagnose écologique - Ministère des Ressources Naturelles, 1979) ainsi que de l'analyse phytoplanctonique et ichthyologique (EXXEP, 1999; Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1994). De plus, plusieurs études ont porté sur la mise en valeur du lac Saint-Augustin.

Les premières études sur la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, en 1968, montrent que la concentration en phosphore total (Pt) dépassait déjà le seuil critique de 20 µg P/l ou 5 µg Chl_a/l. En 1978, les échantillons d'eau démontraient une contamination comparable à celle de 1968. Depuis ce temps, les concentrations ne cessent d'augmenter. Par exemple, à l'été 2000, la concentration en Pt était de 73 µg/l alors qu'au printemps et à l'été 2001, cette concentration variait de 40 à 70 µg/l. Au cours de cette même période, les résultats en chlorophylle a fluctuaient de 6,7 à 263,8 µg Chl a/l.

De plus, à certains endroits, des quantités importantes de coliformes fécaux sont présentes dans les eaux du lac. Celui-ci est d'ailleurs utilisé pour la baignade et d'autres activités sportives par les résidents et les usagers du Camp de jour Kéno. Après de fortes pluies, les concentrations peuvent dépasser 1000 unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml d'eau alors qu'en période d'étiage, elles se situent entre 0 et 50 UFC/100 ml d'eau. Ainsi, il arrive que la norme du ministère de l'Environnement du Québec, fixée à 200 UFC/100 ml d'eau, ne permette pas les activités récréatives à contact direct avec l'eau.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Stations d'échantillonnage

La campagne d'échantillonnage a eu lieu au cours de l'été 2000 ainsi qu'au printemps et à l'été 2001. Le choix des stations a été fait afin de présenter une vue globale de la qualité des eaux de surface du lac Saint-Augustin et de ses tributaires. Trois stations d'échantillonnage (identifiées L1, L2 et L3) étaient situées sur le lac à l'été 2000. Par ailleurs, une seule station a été retenue pour l'année 2001, soit la station L2, qui représente le point le plus profond du lac. Pour ce qui est de la caractérisation des tributaires, dix stations d'échantillonnages ont été établies dans des ruisseaux de drainage intermittents. Deux des ruisseaux, dont les eaux proviennent du réseau pluvial urbain, sont reliés à un marais filtrant. Les stations d'échantillonnages sont montrées à la figure 2.

La fréquence d'échantillonnage a varié selon la localisation des stations et le type d'analyses réalisées, tel que montré au tableau 1. Mentionnons qu'un phénomène de bloom algal était présent au lac Saint-Augustin lors des échantillonnages réalisés à l'été 2001.

Tableau 1. Fréquence d'échantillonnage.

ANNÉE	DATE	LOCALISATION	TYPE D'ANALYSES
2000	17 septembre	Lac (3 stations) et tributaires	Physico-chimique et biologique
2000	19 octobre	Tributaires	Biologique
2001	23 mai	Lac (1 station) et tributaires	Physico-chimique et biologique
2001	6, 19 et 21 juin	Lac (1 station)	Biologique
2001	7, 14, 21, et 29 juillet	Lac (1 station)	Biologique
2001	1, 10, 15, 16, 22, 28 août	Lac (1 station)	Biologique
2001	10, 19 et 24 août	Tributaires	Physico-chimique et biologique
2001	6 septembre	Lac (1 station)	Physico-chimique et biologique

2.2 Estimation des paramètres physico-chimiques

Certaines mesures ont été réalisées *in situ* à l'aide d'une multi-sonde submersible de marque *Hydrolab* (modèle : Surveyor III). Cette multi-sonde, équipée d'une sonde de pression permettant le suivi de la profondeur des prélèvements, permet d'évaluer la température, l'oxygène dissous, les ions hydrogène (pH) et la conductivité spécifique. Les mesures ont été réalisées pour chaque station à tous les 50 centimètres à partir de la surface de l'eau jusqu'au fond du lac. La transparence (Tr) a été mesurée pour sa part à l'aide d'un disque de Secchi. Il s'agit d'un disque de 20 centimètres de diamètre peint en noir et blanc que l'on immerge à partir de la surface jusqu'à sa disparition. Les analyses chimiques ont été effectuées par le laboratoire Bodycote Envirolab de Québec, lequel est accrédité par le Ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Un hydrocapteur de type Niskin a servi à prélever les échantillons d'eau dans le lac. Les mesures ont été réalisées pour chaque station à environ un mètre à partir de la surface de l'eau ainsi qu'à un mètre du fond du lac.

2.3 Critères d'interprétation des résultats

L'eau doit satisfaire certains critères de qualité établis en fonction des usages auxquels elle est destinée. Ainsi, la qualité à maintenir pour l'eau destinée à la consommation, pour les activités récréatives ou pour le soutien à la vie aquatique ou à la faune terrestre et avienne piscivore est différente (Hade, 2002). Les exigences du règlement sur l'eau potable a force de loi alors que les critères pour l'eau de surface destinée aux loisirs sont sous forme de recommandations. Quant à la protection de la vie aquatique, les normes de qualité visent à protéger les écosystèmes des effets attribuables aux activités humaines. Les critères s'intègrent donc dans des procédures globales où elles servent de base à la définition de niveaux d'intervention d'assainissement ou à l'évaluation et au suivi de la qualité des eaux.

L'annexe I présente les différents paramètres analysés en laboratoire et les critères de qualité de l'eau de surface du MENV qui leurs sont associés pour différents usages.

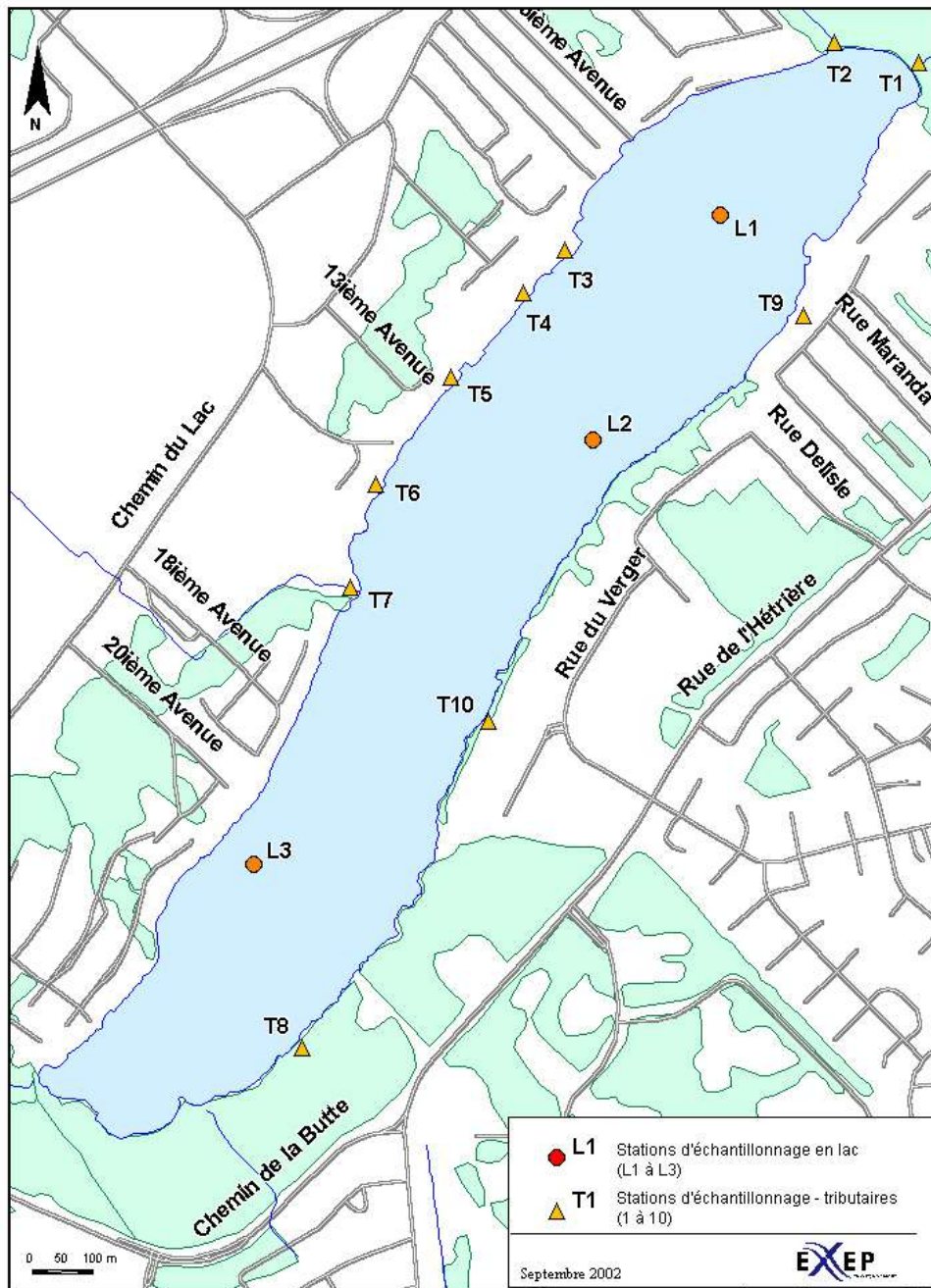


Figure 2. Plan de localisation des stations d'échantillonnage.

2.4 Évaluation des paramètres biologiques

2.4.1 Analyses du phytoplancton

Les échantillons, qui ont servis à l'analyse de la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a) et à l'analyse de l'abondance et l'identification des espèces phytoplanctoniques de même que la toxicité algale, ont été prélevés en surface à la station L2. Les échantillons prélevés pour l'estimation de la biomasse phytoplanctonique et l'identification des espèces ont été acheminés au laboratoire d'EXXEP Environnement à Québec.

Les échantillons d'eau servant au calcul de la biomasse phytoplanctonique ont été filtrés sur des filtres de type MFS (25 mm de diamètre, porosité de 0,5 µm). Les filtres ont été conservés moins d'une semaine au congélateur. L'extraction de la chlorophylle a (Chl a) a été réalisée selon la méthode de Nusch (1980), décrite dans la méthodologie détaillée en annexe II.

Afin de définir l'abondance et d'identifier les espèces, la composition spécifique des algues microscopiques a été évaluée à l'aide d'un microscope inversé à épifluorescence, de marque Zeiss Axiovert 10. Le comptage et l'identification du phytoplancton furent réalisés selon la technique de Fluorescence Normaski-Utermöhl (FNU) développée par Lovejoy et coll. (1993), décrite en annexe II. Comparativement à la technique de sédimentation traditionnelle (Utermöhl, 1958), cette technique a l'avantage de:

- identifier plus d'organismes grâce à la fluorescence des cellules ;
- distinguer les organismes autotrophes des hétérotrophes ;
- donner un effet tridimensionnel (effet Normaski) qui facilite l'identification des organismes.

La toxicité algale a pour sa part été analysée par le centre d'expertise environnementale du Québec, qui relève du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Ces analyses ont été effectuées seulement pour la période correspondant à la prolifération

algale soit les 10, 15, 16, 22 et 27 août 2001. Les toxines analysées étaient la microcystine-LR, la microcystine-RR, la microcystine-YR et l'anatoxine-A.

2.4.2 Analyses du seston

Les échantillons de seston ont été prélevés à l'aide d'un filet à plancton à mailles de 80 µm et préservés dans le formol 4% jusqu'au moment de l'analyse. Les échantillons pour le compte de poids sec en seston ont été acheminés au laboratoire d'Exxep Environnement à Québec.

La méthode utilisée pour évaluer la biomasse du seston est présentée dans Ostiguy et Potvin (1980). La récolte consiste à effectuer des tractions verticales à l'aide du filet à plancton. Les échantillons d'eau sont transvidés sur des filtres pré-pesés de type GC50 (47 mm de diamètre, de marque MFS) et ensuite séchés au four à 50°C pendant 24 heures. Les filtres sont ensuite pesés à nouveau. La valeur du poids sec (exprimé en mg) a été obtenue par la différence de poids avant et après la filtration des échantillons d'eau. La biomasse (mg/m³) s'exprime donc en considérant le volume d'eau filtré (m³) en lac à l'aide du filet.

3 CARACTÉRISTIQUES BIOPHYSIQUES

Ce chapitre présente les caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin qui seront utilisées plus loin dans cette étude afin d'identifier son niveau trophique à l'aide d'indices appropriés.

3.1 Caractéristiques morphométriques

Le lac Saint-Augustin se présente en un bassin de faible dénivellation, d'une profondeur maximale de 6,1 m et d'une profondeur moyenne de 3,6 m. Sa superficie est de 0,6 km² et son périmètre de 4,5 km.

Le contour du lac Saint-Augustin est relativement régulier avec un indice de développement des rives de 1,6, ce qui correspond à une forme semi-circulaire (un indice de 1 représente une forme circulaire). L'indice de développement des rives est le rapport du périmètre du lac sur le périmètre d'un lac de forme circulaire ayant la même superficie. L'indice de développement des rives a une valeur assez élevée. Cette particularité a pour conséquence qu'un plus grand nombre de résidences pourrait théoriquement occuper l'encadrement du lac comparativement à un plan d'eau circulaire de même superficie. Il pourrait donc être plus vulnérable à la qualité de son aménagement riverain.

Le bassin versant naturel du lac Saint-Augustin a une superficie d'environ 7,5 km², dont 8% est occupée par le plan d'eau (Ministère des Ressources Naturelles, 1979). Le rapport entre la superficie du bassin versant naturel et celle du lac est de 12,4. De plus, Aubin (1979) mentionne qu'en considérant la faible profondeur du lac, le taux de renouvellement de l'eau du lac Saint-Augustin devrait être relativement rapide. Cette dernière information indique, en général, que le lac devrait être moins sujet à l'eutrophisation, puisque les communautés phytoplanctoniques y demeurent moins longtemps (Légaré, 1997).

Pour sa part, le bassin versant modifié du lac Saint-Augustin a une superficie d'environ 6,3 km². Cette modification est associée au détournement des eaux de ruissellement en direction d'un autre bassin versant différent de celui du lac Saint-Augustin. Cette

nouvelle superficie tient compte des changements au niveau du drainage de deux zones du bassin versant naturel (tel que décrit dans le rapport *Gestion des apports en phosphore*, EXXEP Environnement, Août 2002). Le rapport entre la superficie du bassin versant modifié et celle du lac est de 10,5. Les caractéristiques morphométriques du lac sont présentées au tableau 2.

Tableau 2. Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant.

PARAMÈTRES	VALEURS
Lac	
Longueur maximale (km)	2,1
Largeur maximale (km)	0,3
Largeur moyenne (km)	0,29
Superficie du lac (km ²)	0,6
Périmètre du lac (km)	4,5
Profondeur maximale (m)	6,1
Profondeur moyenne (m)	3,6
Volume (x10 ⁶ m ³)	2,38
Rapport périmètre/surface	7,5
Indice de développement des rives	1,64
Indice de développement de forme	0,59
Module annuel (m ³ /s)	0,17
Bassin versant naturel	
Superficie du bassin versant naturel (km ²)	7,462
Rapport sup. bassin versant / sup. lac	12,4
Bassin versant modifié	
Superficie du bassin versant modifié (km ²)	6,293
Rapport sup. bassin versant / sup. lac	10,49

(Source : *Gestion des apports en phosphore*, EXXEP Environnement, Juin 2002; Ministère des Ressources Naturelles, 1979)

3.2 Hydrologie

Le lac Saint-Augustin se trouve dans une vallée pré-glacière autrefois submergée par la mer de Champlain. L'apport en eau se fait principalement par écoulement souterrain, mais il est également alimenté par des tributaires et un réseau de drainage urbain et agricole. Le lac Saint-Augustin est un lac de tête, c'est-à-dire qu'aucun cours d'eau provenant d'un autre bassin ne s'y jette. Le ruisseau de décharge du lac Saint-Augustin est tributaire du fleuve Saint-Laurent.

Selon les données météorologiques provenant de la station de Saint-Augustin (#70 16 900) exploitée par Environnement Canada de 1964 à 1989, la moyenne annuelle des précipitations est de 1207,5 mm et la durée d'ensoleillement moyenne est de 1956,9 heures. De façon générale, les vents dominants proviennent du sud-ouest et du nord-est.

Selon le Ministère des Ressources Naturelles (1979), le débit annuel moyen à l'exutoire du lac Saint-Augustin est de 0,17 m³/sec. Cette évaluation a permis de calculer le temps de renouvellement des eaux du lac à l'aide de l'équation détaillée en annexe I. Selon cette équation, le temps de renouvellement des eaux du lac Saint-Augustin équivaut à 0,44 an. Ce résultat signifie que le volume d'eau du lac (2,38 millions de mètres cubes) est entièrement renouvelé en moins de 6 mois.

Afin de s'assurer de la conformité des résultats, nous avons appliqué une relation en tenant compte des données pluviométriques et de la superficie du bassin versant du lac Saint-Augustin pour évaluer le temps de renouvellement des eaux, tel que décrit en annexe I. Le temps de renouvellement ainsi calculé correspond à 0,49 an. Le volume d'eau total du lac serait ainsi renouvelé deux fois sur une base annuelle pour le bassin versant naturel.

Par ailleurs, le temps de renouvellement estimé pour le bassin versant modifié est de 0,58 an, ce qui correspond à une fréquence de renouvellement de 1,72 an⁻¹. Le volume d'eau du lac est en réalité renouvelé en près de 7 mois. La réduction des apports en eau au lac augmente le temps de séjour des eaux, ce qui a pour conséquence d'augmenter la productivité primaire des eaux du lac.

4 QUALITÉ DE L'EAU DU LAC SAINT-AUGUSTIN

4.1 Paramètres physico-chimiques

Tel que mentionné précédemment, les paramètres physico-chimiques ont été mesurés à trois stations d'échantillonnage en lac (L1, L2 et L3) au cours de l'été 2000 et pour une seule station L2 au cours de l'été 2001, laquelle correspond au point le plus profond du lac. L'annexe II présente les tableaux de résultats de certains paramètres physico-chimiques pour chacune des stations d'échantillonnage de cette étude.

4.1.1 Température

La température influence la majorité des cycles physico-chimiques et des activités biologiques présentes dans un plan d'eau. Une augmentation de la température diminue la solubilité de l'oxygène qui devient moins disponible pour la respiration des organismes aquatiques. Une variation dans la quantité d'oxygène disponible agit sur la biodiversité. Par exemple, certains poissons comme la truite préfèrent les eaux fraîches et bien oxygénées, alors que d'autres comme la carpe ou la perchaude préfèrent les eaux plus chaudes contenant moins d'oxygène. Une augmentation de température augmente aussi la solubilité de certains composés chimiques et peut ainsi modifier l'effet des polluants sur les communautés biologiques.

La distribution verticale de la température varie beaucoup d'une saison à l'autre pour les lacs des régions tempérées. On dit de ces lacs qu'ils sont dimictiques, c'est-à-dire qu'une stratification thermique de la colonne d'eau s'établit généralement au cours de l'été et de l'hiver, où elle induit une barrière physique qui résiste au mélange mécanique et aux échanges chimiques entre les masses d'eau superposées. Lorsque la stratification est observée, le phénomène entraîne la formation de deux couches d'eau qui se mélangent difficilement. Ainsi, la couche du fond évolue quasiment en circuit fermé, ce qui peut occasionner dans certains cas un déficit en oxygène dissous.

On considère qu'il y a présence d'une stratification thermique lorsqu'il y a plus de 1 °C de différence par mètre de profondeur (Wetzel, 1983). Par contre, les périodes automnales et printanières donnent lieu à un mélange vertical complet de la colonne

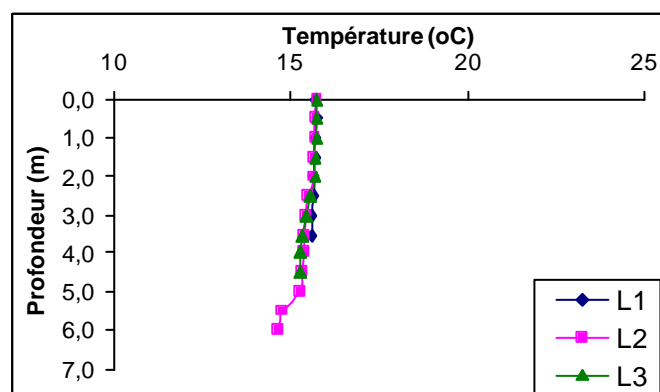
d'eau. Selon Legendre (1977), les lacs situés dans la partie méridionale du Québec appartiennent en général à cette catégorie

Résultats 2000-2001

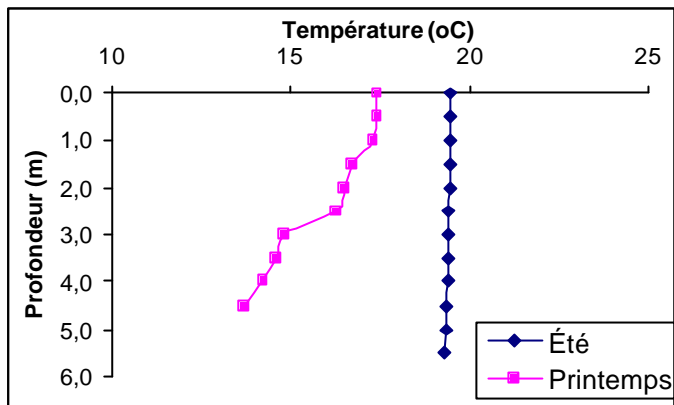
Les profils de température obtenus au cours de l'été 2000 montrent que les trois stations d'échantillonnage sont comparables (figure 3a), c'est pour cette raison qu'une seule station a été retenue à l'été 2001. La température de surface du lac se situe à environ 15,7 °C et on constate l'absence de stratification thermique. L'homogénéité de la température serait due à l'action du vent, à la pénétration de la chaleur et à la faible profondeur du lac qui favorise de véritables échanges entre les eaux du fond et de la surface.

Pour leur part, les profils de température obtenus au cours du printemps et de l'été 2001 à la station L2 sont différents (figure 3b). Le profil de température de l'été ressemble à ceux obtenus au cours de l'été 2000, c'est-à-dire qu'on note une absence de stratification thermique; la température de surface était alors de 19,4 °C. Par contre, au printemps 2001, le profil de température montre une certaine stratification thermique des eaux. Ce phénomène est probablement expliqué par un réchauffement rapide des eaux de surface comparativement à celles du fond. Il n'y aurait donc pas de mélange réel de la colonne d'eau à ce moment, ce qui est confirmé par le profil d'oxygène obtenu à cette période (figure 4b), tel que discuté dans la section suivante.

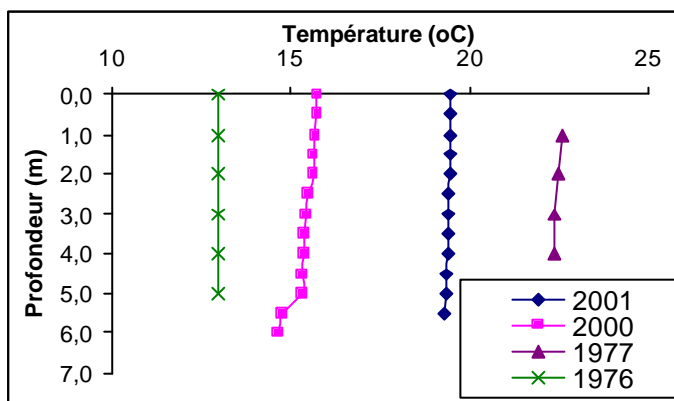
Figure 3. Profils de température au lac Saint-Augustin.



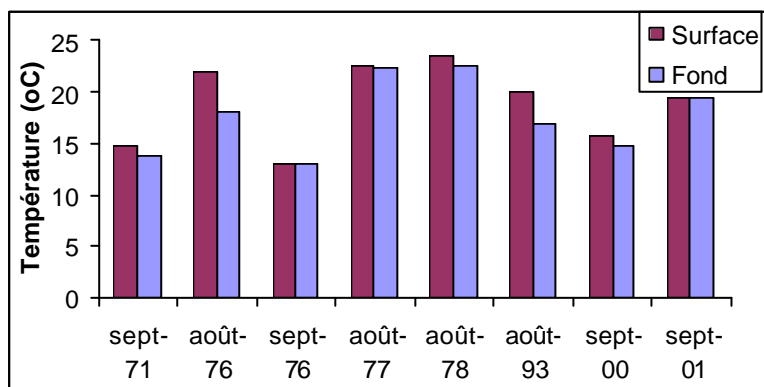
a) Été 2000 (trois stations).



b) Printemps et été 2001 (station L2).



c) Comparaison avec les études antérieures (été - station L2).



d) Comparaison des températures au cours des années (station L2).

Comparaison avec les études antérieures

Tel qu'observé au cours des étés 2000 et 2001, les profils de température obtenus au cours des étés 1976 et 1977 ne montraient aucune stratification thermique à la station L2 du lac Saint-Augustin (figure 3c). Cette constance indique donc que l'absence de stratification thermique à la fin de l'été (mois de septembre) n'est pas un phénomène nouveau au lac Saint-Augustin. Selon la classification des lacs de Legendre (1977), le lac Saint-Augustin aurait comme la majorité des lacs situés dans la partie méridionale du Québec, un profil de lac dimictique sans stratification estivale. Cela signifie qu'il y a une stratification inversée qui s'installe à la période hivernale et qu'à l'été, suite au brassage printanier, la stratification thermique des eaux n'arrive pas à s'installer en raison de la pénétration de la lumière en profondeur et du brassage occasionné par les vents, qui ont un effet important compte tenu de la faible profondeur du lac.

Les températures de surface obtenues des différentes études durant l'été varient de 13,0 à 23,5 °C, et la température du fond varie entre 13,0 et 22,5 °C (figure 3d). On remarque ainsi qu'il y a très peu de différence entre les températures de surface et celles du fond (absence de stratification thermique).

4.1.2 Oxygène dissous

L'apport d'oxygène dans l'environnement aquatique est principalement relié aux échanges atmosphériques et aux processus photosynthétiques des organismes autotrophes. Les propriétés de l'oxygène dissous en eau douce sont principalement liées à la température de l'eau et à la pression atmosphérique (altitude). L'oxygène peut s'exprimer en pourcentage de saturation (%) ou en quantité absolue (mg/l).

La présence de stratification thermique dans un lac empêche les échanges chimiques et biologiques entre les masses d'eau de différentes densités, soit l'épilimnion ou eau de surface et l'hypolimnion ou eau du fond; le métalimnion, lorsque formé, agit alors comme une barrière. Ainsi, l'eau profonde de l'hypolimnion ne peut aller en surface pour s'oxygéner au contact atmosphérique. De plus, les eaux profondes sont moins oxygénées via la photosynthèse des organismes autotrophes (algues microscopiques) que celles de l'épilimnion qui reçoivent plus de lumière. Dans l'eau, l'oxygène est consommé (processus de la respiration) par les organismes aquatiques (bactéries

aérobiques, phytoplancton, benthos, zooplancton, poissons) et la dégradation de la matière organique. La décomposition bactérienne est particulièrement importante à l'interface eau-sédiments de l'hypolimnion, ce qui résulte en une consommation importante de l'oxygène.

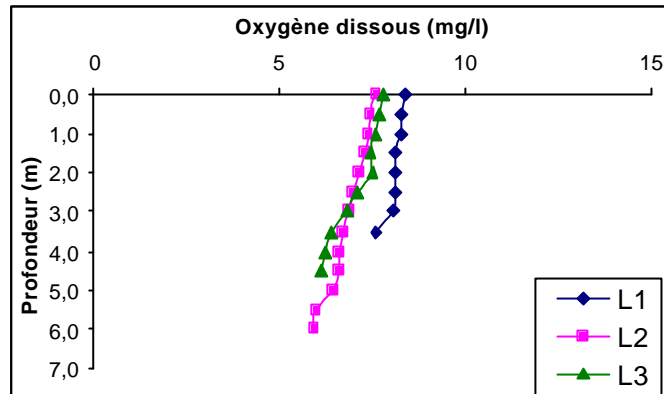
Résultats 2000-2001

Au cours de l'été 2000, les niveaux de saturation diminuent avec la profondeur pour les trois stations mesurées. La quantité en oxygène dissous se situe entre 5,9 et 8,4 mg/l, et ce, de façon relativement semblable pour les trois stations. La figure 4a montre les profils d'oxygène dissous obtenus au cours de cette période. On peut noter que l'oxygène provenant de la surface est disponible au-dessus de la couche de sédiment du fond, où l'oxygène dissous est supérieur à 5 mg/l, même si le processus de décomposition y est en pleine activité.

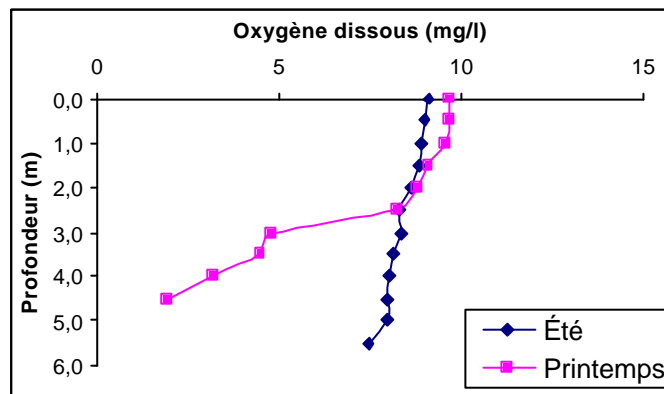
Les profils d'oxygène dissous à la station L2, pour le printemps et l'été 2001, sont montrés à la figure 4b. La courbe de l'été suit celle obtenue en 2000, bien qu'encore plus saturée en oxygène. De plus, le niveau de saturation demeure relativement stable avec la profondeur. La libre circulation de l'eau permet une oxygénation adéquate sur l'ensemble de la colonne d'eau. Cette diminution de l'oxygène dissous avec la profondeur correspond à un profil d'oxygène clinograde (Wetzel, 1983). Ce type de profil est typique des lacs eutrophes.

La courbe du profil d'oxygène du printemps 2001 suit sensiblement celle de la température alors qu'une stratification thermique est observée. Ces niveaux de saturation en oxygène dissous pour les profondeurs de plus de 3m sont faibles; en général, on considère que des niveaux de saturation de plus de 50% ou 4,0 mg/l sont nécessaires pour la protection de la vie aquatique (Lapointe, 1977). On pourrait même supposer que le fond du lac devient anoxique (absence d'oxygène) lorsque la stratification thermique est établie depuis un certain temps, principalement au cours de la stratification hivernale.

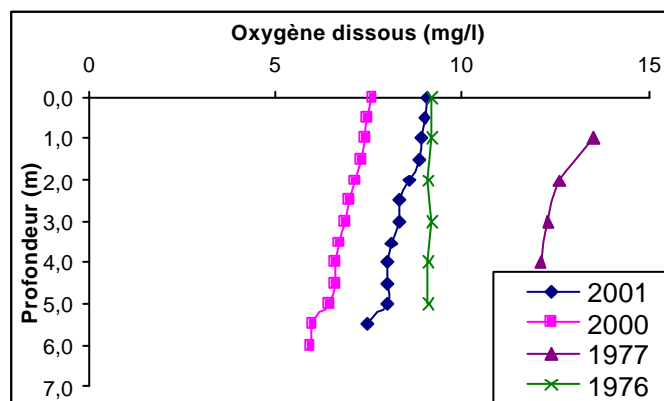
Figure 4. Profils de saturation en oxygène dissous au lac Saint-Augustin.



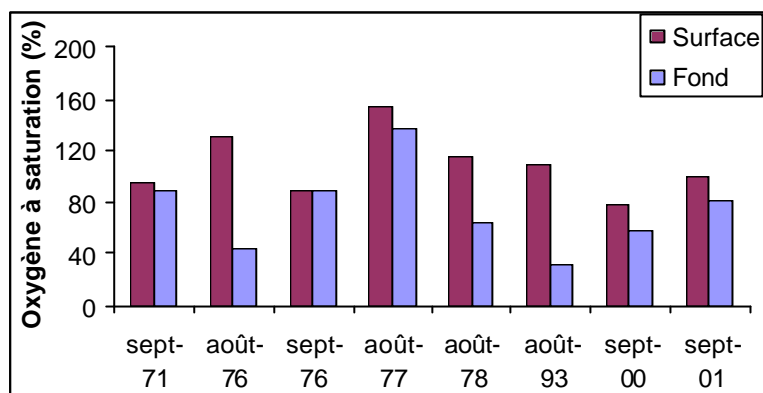
a) Été 2000 (trois stations).



b) Printemps et été 2001 (station L2).



c) Comparaison avec les études antérieures (été - station L2).



d) Comparaison du profil d'oxygène dissous au cours des années (station L2).

Comparaison avec les études antérieures

On remarque qu'en général, il y a une diminution de la quantité d'oxygène dissous avec la profondeur (figure 4c) et ce, malgré l'absence de stratification thermique. Comme on l'a mentionné précédemment, ce type de profil d'oxygène est typique des lacs eutrophes (Wetzel, 1983).

Tel que montré à la figure 4d, les quantités d'oxygène dissous en surface varient de 7,6 à 13,5 mg/l, et celles du fond varient de 3,0 à 12,1 mg/l. Par ailleurs, on note qu'à deux reprises (août 1976 et 1993), la quantité d'oxygène dissous au fond du lac devient critique pour la protection de la vie aquatique. En effet, pour ces deux périodes, les quantités d'oxygène dissous se situaient sous les 50% ou 4,0 mg/l.

4.1.3 Conductivité

La conductivité est une mesure de l'aptitude des eaux à conduire le courant électrique. La conductivité d'une solution augmente à mesure que la concentration de son contenu ionique augmente (Environnement Canada, 1981; Wetzel, 1983).

L'évaluation de la conductivité intègre l'ensemble du contenu ionique (anions et cations) des eaux. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{2+}) et le potassium (K^+); tandis que les anions majeurs sont les bicarbonates (HCO_3^-), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^-) (Wetzel, 1983).

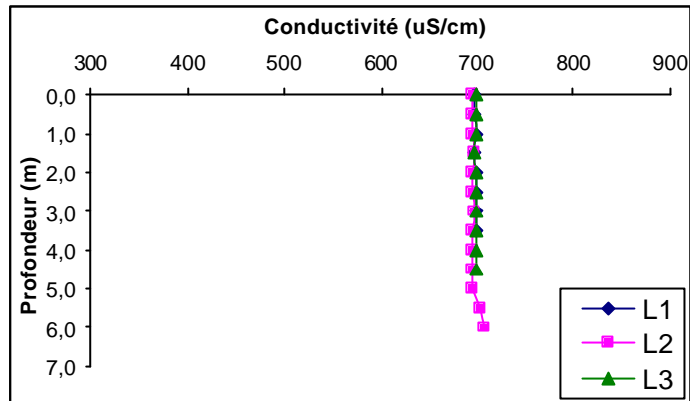
Résultats 2000-2001

La conductivité de l'eau du lac Saint-Augustin pour l'été 2000 se situe entre 696 et 707 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les trois stations mesurées, et elle est stable sur toute la colonne d'eau (figure 5a).

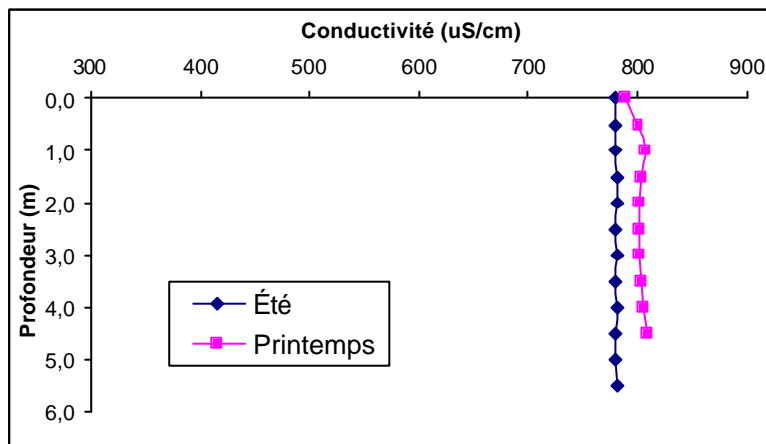
Pour sa part, la figure 5b montre les profils de conductivité obtenus au cours du printemps et de l'été 2001 pour la station L2. On remarque qu'au printemps et au cours de l'été, la conductivité est stable sur toute la colonne d'eau.

Cette stabilité de la conductivité observée au cours des étés 2000 et 2001 concorde bien avec le fait que le lac Saint-Augustin était en brassage complet lors de ces périodes d'échantillonnage, car la libre circulation des masses d'eau permet un meilleur échange ionique entre celles-ci. Par contre, Lapointe (1997) fixe à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ le niveau de conductivité à partir duquel un lac doit être considéré comme affecté. L'ensemble des résultats obtenus pour les eaux du lac Saint-Augustin en 2000-2001 dépassent ce niveau de conductivité de façon importante.

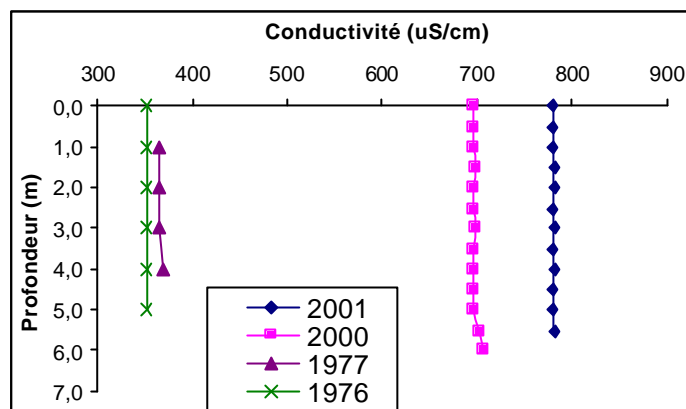
Figure 5. Profils de conductivité au lac Saint-Augustin.



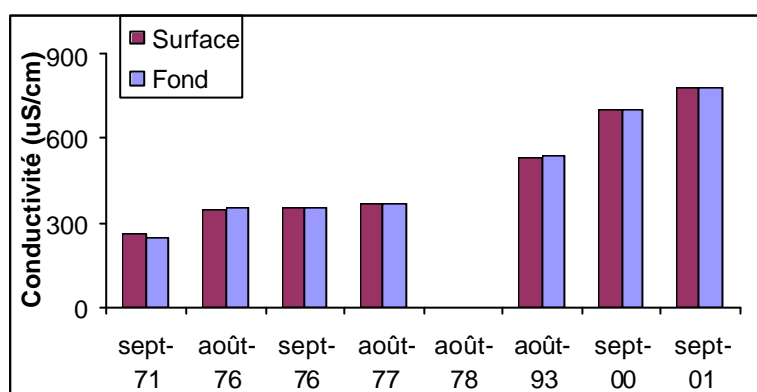
a) Été 2000 (trois stations).



b) Printemps et été 2001 (station L2).



c) Comparaison avec les études antérieures (été - station L2).



d) Comparaison de la conductivité au cours des années (station L2).

Comparaison avec les études antérieures

Lorsque l'on compare les profils de conductivité des étés 2000 et 2001 avec celles des étés 1976 et 1977 (figure 5c), on remarque dans un premier temps la stabilité des valeurs avec la profondeur, ce qui confirme que le lac est en période de brassage au cours des échantillonnages réalisés en été. Les valeurs obtenues en surface et au fond sont également stables (figure 5d). Dans un deuxième temps, on remarque une augmentation des valeurs de conductivité au cours des années, alors que les valeurs de conductivité étaient significativement plus faibles au cours des années 1970 qu'au cours des récents échantillonnages, ce qui laisse supposer qu'il y a une augmentation de l'apport du contenu ionique dans le lac. Ces apports peuvent provenir principalement

des effluents municipaux, du ruissellement agricole et de l'épandage de sels de déglacage sur les routes l'hiver (Environnement Canada, 1980).

Il pourrait aussi y avoir relargage ionique au niveau des sédiments. En effet, la présence d'une stratification thermique à l'hiver et au printemps peut créer une zone anoxique au fond du lac entraînant des conditions physico-chimiques particulières et ainsi entraîner le relargage du phosphore et d'autres composés ioniques présents dans les sédiments (Wetzel, 1983), entraînant une augmentation de la conductivité.

4.1.4 Acidité-alcalinité (pH)

Le pH est une mesure de la concentration des ions d'hydrogène en solution. Il indique l'équilibre entre les acides et les bases d'un plan d'eau, ainsi que son pouvoir tampon. Le pH se mesure sur une échelle logarithmique graduée de 0 à 14, où la valeur 7 indique une condition neutre. Les valeurs supérieures à 7 indiquent des conditions alcalines, alors que des valeurs inférieures à 7 indiquent des conditions acides (Environnement Canada, 1981; Wetzel, 1983).

Les carbonates, bicarbonates et hydroxydes augmentent le caractère basique d'une eau tandis que les acides minéraux libres et les acides carboniques augmentent l'acidité des eaux. La photosynthèse, qui a pour effet une baisse de concentration du CO₂ dissous, et la respiration, qui a pour effet une augmentation de cette dernière, influencent également le pH. Par exemple, dans les eaux alcalines, le pouvoir tampon est la capacité d'une eau à neutraliser les apports de CO₂, qui a la capacité d'acidifier les eaux par la formation de bicarbonates et la libération d'ions hydroxydes.

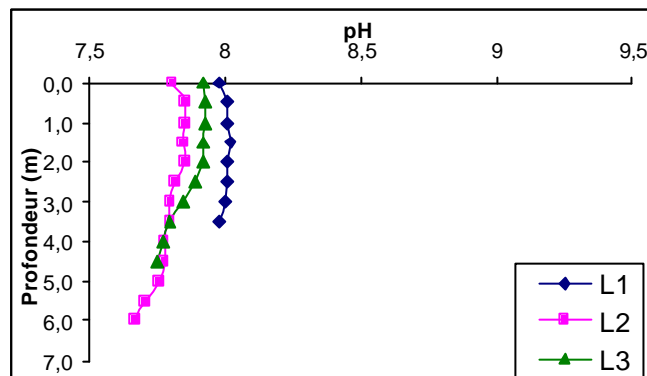
Résultats 2000-2001

Les valeurs de pH obtenus au cours de l'été 2000 varient de 7,6 et 8,0 pour les trois stations d'échantillonnage (figure 6a). Les valeurs plus basiques à la station L1 peuvent être expliquées par la présence d'herbiers aquatiques qui, par l'activité photosynthétique, utilisent le CO₂ et diminuent ainsi l'acidification des eaux.

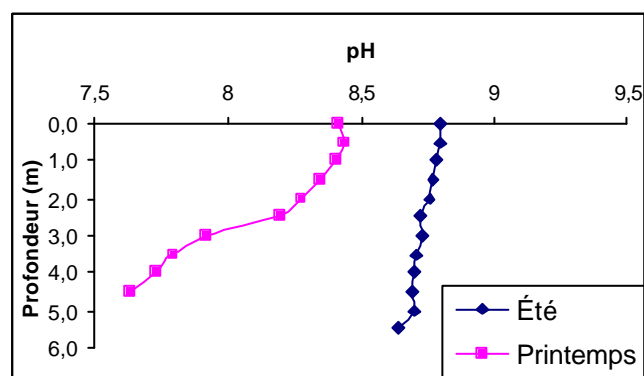
La figure 6b montre les profils de pH pour les périodes d'échantillonnage du printemps et de l'été 2001. Les valeurs de pH obtenus en 2001 varient entre 7,5 et 8,8. On note

que les valeurs sont plus basiques et stables sur toute la colonne d'eau au cours de l'été, alors qu'elles diminuent avec la profondeur au cours du printemps. Cela concorde bien avec l'observation d'une stratification thermique pendant l'échantillonnage du printemps 2001, ce qui limite les échanges entre les différentes masses d'eau. Les valeurs de pH plus élevées (plus basique) dans l'épilimnion sont liées au processus de photosynthèse, alors que la baisse du pH (plus acide) dans l'hypolimnion est liée à la faible photosynthèse et au processus de respiration.

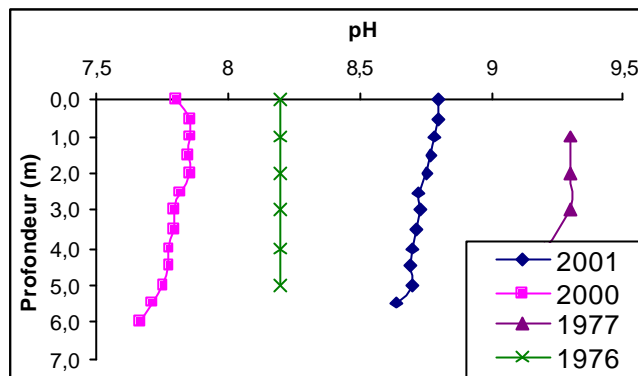
Figure 6. Profils du pH au lac Saint-Augustin.



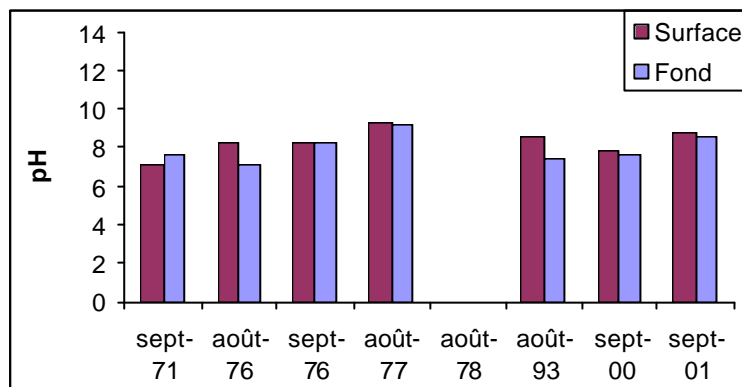
a) Été 2000 (trois stations).



b) Printemps et été 2001 (station L2).



c) Comparaison avec les études antérieures (été - station L2).



d) Comparaison du pH au cours des années (station L2).

Comparaison avec les études antérieures

La figure 6c nous montre les profils de pH pour les étés 1976, 1977, 2000 et 2001. On peut voir que les valeurs de pH des différents profils ne varient pas vraiment avec la profondeur au cours de l'été. Cela peut être associé au phénomène de brassage estival des eaux. On peut également remarquer que les valeurs de pH pour l'été 1977 sont assez élevées (9,3), ce qui peut être problématique pour la vie aquatique.

Par contre, il est difficile d'identifier si les eaux du lac sont plus basiques ou acides qu'auparavant, puisque le pH des eaux varie grandement au cours de l'été en fonction du niveau de photosynthèse. En période de bloom algal, le niveau de consommation du CO₂ est élevé, ce qui rend les eaux temporairement plus basiques. Les résultats des

diverses études montrent donc des résultats différents, possiblement en fonction de la période d'échantillonnage et de la production algale. Enfin, on ne note pas de grandes différences entre les résultats pour les eaux de surface et de fond (figure 6d).

4.1.5 Transparence et turbidité

La transparence, évaluée à l'aide du disque de Secchi (DS), dépend essentiellement de l'émission de la lumière incidente. Elle est ainsi influencée par les caractéristiques de l'eau et par la matière dissoute et particulaire présente dans cette dernière (Wetzel, 1983). La disparition du disque dans la colonne d'eau correspond à environ 12 % de l'intensité lumineuse de surface (Ouellet et coll., 1989). Le disque de Secchi intègre les paramètres de couleur, de turbidité et de biomasse algale (Koenings et Edmunson, 1991). Selon ces mêmes auteurs, il est possible d'estimer la profondeur de la zone photique (PZP), zone de production des algues qui correspond approximativement à 1 % de la lumière de surface, et le coefficient d'atténuation de la lumière (K_d), et ce, à partir des résultats de transparence.

Pour sa part, la turbidité fournit une évaluation des particules en suspension dans l'eau. Elle se définit comme l'inverse de la limpidité ou de la transparence, et résulte de la diffusion de la lumière qui est ainsi déviée dans toutes les directions (Tardat-Henry, 1992). Elle s'évalue en unité de turbidité néphélométrique (uTN).

Résultats 2000-2001

Le tableau 3 montre les valeurs de transparence, de turbidité, de chlorophylle a , ainsi que les estimations de la zone photique et du coefficient d'atténuation de la lumière obtenues à la station L2 du lac Saint-Augustin au cours des échantillonnages de 2000 et 2001.

Tableau 3. Résultats de transparence et de turbidité en 2000 et 2001.

Date de l'échantillonnage	DS (m)	PZP (m)	Kd (m ⁻¹)	Turbidité (UTN)	Chl <u>a</u> (µg/l)
17-09-00	0,7	4,2	1,5	-	-
23-05-01	1,4	5,4	0,9	2	6,7
06-09-01	0,9	4,5	1,2	23	62,4

Les valeurs du disque de Secchi obtenues en 2000-2001 se situent entre 0,7 m (l'été) et 1,4 m (au printemps) de profondeur. Selon la classification trophique des lacs de Wetzel (1983), le lac Saint-Augustin serait eutrophe. En effet, selon l'auteur, la moyenne des résultats du disque de Secchi pour les lacs eutrophes se situe à 2,45 m de profondeur. Les résultats pour le lac Saint-Augustin démontrent une pénétration de la lumière encore plus limitée. On note également que la turbidité et la quantité de chlorophylle a sont élevés au cours de l'échantillonnage de l'été 2001. Ces résultats indiquent qu'il y a une quantité importante de matières en suspension dans les eaux du lac Saint-Augustin à l'été, ce qui peut être expliqué par la prolifération algale.

Les valeurs du coefficient d'atténuation de la lumière (Kd) correspondent à ces résultats puisqu'on note une diminution des valeurs de Kd au cours de l'été, ce qui indique qu'une grande partie de la lumière incidente est déviée de sa trajectoire par la matière en suspension présente dans l'eau du lac. Les estimations de la profondeur de la zone photique (PZP) nous montrent que celle-ci est plus profonde que la profondeur moyenne du lac. En effet, les valeurs de PZP varient de 4,2 à 5,4 m, alors que la profondeur moyenne du lac est de 3,6 m, ce qui nous indique que la majeure partie des eaux du lac Saint-Augustin reçoit suffisamment de lumière sur l'ensemble de la colonne d'eau pour stimuler la photosynthèse et rendre les eaux plus productives en terme de production algale.

Comparaison avec les études antérieures

Le tableau 4 nous montre les valeurs de transparence, de turbidité et de chlorophylle a obtenues au cours des études antérieures à la station L2 du lac Saint-Augustin.

Tableau 4. Résultats de transparence et de turbidité (études antérieures).

Saison	Date	DS (m)	Turbidité (UTN)	Chl <u>a</u> (µg/l)
Printemps	02-05-77	1,3	4	-
	17-05-78	2,1	-	1,6
	09-05-79	1,1	-	20,7
Été	23-08-76	1,5	3	24,5
	02-08-77	0,3	25	134,0
	14-08-77	1,6	-	4,8
	01-09-88	1,8	2	-
Automne	26-09-76	1,8	3	-
	04-10-77	2,4	2	8,6
	25-10-78	3,0	-	6,2

Ces résultats nous indiquent qu'en général la transparence de l'eau est plus faible au cours de l'été comparativement au printemps et à l'automne. Cette diminution de la transparence correspond à une augmentation de la turbidité et de la biomasse algale au cours de l'été.

Pour croître, les algues dépendent de plusieurs facteurs dont la lumière, la température, la capacité de demeurer dans la zone photique, la quantité de nutriments disponibles, la compétition et la prédation (Wetzel, 1983). C'est au cours de l'été que les conditions de lumière et de température sont les plus favorables pour la croissance algale.

4.1.6 Nutriments

Les paramètres chimiques ont été analysés pour une seule station (L2) au cours des étés 2000 et 2001, ainsi qu'au printemps 2001. L'annexe I présente les critères de

qualité de l'eau de surface du MENV (2001), et l'annexe IV présente les certificats d'analyses chimiques de cette campagne d'échantillonnage.

Les nutriments sont des substances nutritives essentielles à la croissance des algues. Parmi ces substances on note le carbone, l'azote, le phosphore et la silice pour certaines espèces. Le manque de disponibilité ou la réduction de l'apport de l'un de ces nutriments entraîne donc une diminution de la biomasse algale du plan d'eau; c'est le concept de facteur limitant (rapport C : N : P). En général, le carbone ne limite pas la croissance des algues sauf dans les étangs très riches ou dans les lagunes d'eaux usées, où l'eau est saturée en azote et en phosphore. Dans les eaux de surface, l'azote et le phosphore sont habituellement les principaux facteurs limitant la croissance des algues.

Afin de déterminer le facteur limitant, on utilise le rapport azote/phosphore (N : P). La valeur de référence de ce rapport est 7N : 1P (masse des concentrations). Si ce rapport est supérieur à 7, le facteur limitant sera le phosphore; par contre s'il est inférieur à 7, ce sera l'azote qui limitera la croissance algale (Ryding et Rast, 1994). Le rapport N:P estimé au tableau 5 s'est avéré supérieur à 7 lors des différents échantillonnages, ce qui indique que le phosphore est le facteur limitant au lac Saint-Augustin.

Le tableau 5 présente les résultats d'analyse des différentes formes de nutriments obtenues au cours de cette étude à la station L2 du lac Saint-Augustin. Il faut noter que pour calculer le rapport N:P, le phosphore total et l'azote total (somme de l'azote total kjeldahl et des nitrites-nitrates) ont été utilisés.

Tableau 5. Concentrations d'azote et de phosphore en mg/l (2000 et 2001).

PARAMÈTRES	ÉTÉ 2000		PRINTEMPS 2001		ÉTÉ 2001	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
Azote ammoniacal	-	-	<0,05	<0,05	0,31	0,4
Azote total kjeldahl	0,8	0,7	0,6	0,7	0,53	0,53
Nitrites-Nitrates	0,02	0,02	<0,01	<0,01	0,03	0,02
Azote total	0,82	0,72	0,61	0,71	0,56	0,55
Phosphore total	0,07	0,07	0,04	0,06	0,07	0,07
Phosphore total soluble	-	-	<0,04	<0,04	0,02	0,03
Rapport N : P	12	11	15	12	8	8

L'azote

L'azote se retrouve dans l'atmosphère, qu'il compose à 78%, ainsi que dans les roches ignées et sédimentaires. L'atmosphère constitue un réservoir d'azote inorganique sous forme de gaz inerte (N_2). Par contre, dans l'eau, on le retrouve combiné à de l'hydrogène ou de l'oxygène.

Le cycle de l'azote se fait de la façon suivante : dans un premier temps il y a fixation de l'azote atmosphérique (N_2) par les végétaux, les bactéries et les cyanobactéries; ensuite, en condition anaérobie, les bactéries réduisent l'azote organique en ammoniac dissous (NH_3) ou en ion ammonium (NH_4^+) par le processus de décomposition de la matière organique; puis, en condition aérobie, des bactéries nitrifiantes (Nitrosomas) oxydent l'ammoniac en nitrites (NO_2^-), qui sont finalement transformés en nitrates (NO_3^-) par d'autres bactéries (Nitrobacter). Ce processus s'appelle la nitrification. Par la suite, les nitrates sont assimilés et réduits en ammoniac par les algues et les plantes. Également, il y a un processus de dénitrification où des bactéries (*Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Escherichia*, *Bacillus* et *Micrococcus*) convertissent les nitrates en nitrites, puis en azote élémentaire (Environnement Canada, 1980 ; Wetzel, 1983).

Parmi les différents types d'azote mesuré, seul l'azote ammoniacal comporte des critères de qualité fixés par le MENV (annexe I); celui pour la vie aquatique est dépassé très légèrement.

Selon le classement de Wetzel (1980), les concentrations d'azote total que l'on retrouve au lac Saint-Augustin en 2000-2001 sont représentatives des lacs eutrophes ou hypereutrophes. En effet, les résultats pour l'azote total se situent tous entre 0,55 mg N/l et 0,61 mg N/l. La comparaison avec les résultats des études antérieures, lesquels apparaissent au tableau 6, permet de constater la constance des concentrations pour ce paramètre.

Tableau 6. Concentrations en azote (mg/l) au lac Saint-Augustin (étude du MRN - 1979).

SAISON	DATE	AZOTE AMMONIACAL	NITRITES/ NITRATES	AZOTE KJELDHAL	AZOTE TOTAL
Printemps	05/1977	0,08	0,33	0,34	0,67
	05/1978	0,07	0,29	0,22	0,51
	05/1979	0,09	0,11	0,38	0,49
Été	08/1977	0,04	<0,01	1,17	1,18
	08/1978	0,02	-	0,32	-
Automne	09/1976	0,02	0,02	0,44	0,46
	10/1977	0,01	0,08	0,33	0,41
	10/1978	0,02	<0,02	0,21	0,22
Hiver	02/1977	0,014	0,05	0,41	0,46
	03/1978	0,06	0,26	0,38	0,64
	02/1979	0,15	0,10	0,31	0,41

Le phosphore

Le phosphore constitue une substance nutritive essentielle pour les végétaux, leur croissance pouvant être limitée si l'apport est insuffisant. Par ailleurs, de grandes concentrations de phosphore stimulent la croissance des algues et peuvent accélérer le processus d'eutrophisation des lacs. Les problèmes d'eutrophisation sont souvent associés à une surcharge de phosphore dans les eaux qui présentaient auparavant des carences (Painchaud, 1997).

Les sources exogènes de phosphore sont l'altération de la roche ignée, le lessivage des sols et les apports atmosphériques. On en retrouve également dans la matière organique en décomposition. De plus, il existe plusieurs sources de phosphore exogène d'origine anthropique. En effet, les eaux sanitaires, les engrais, les détergents, les effluents industriels et les eaux de drainage de terrains érodés enrichissent les plans d'eau de phosphore (Environnement Canada, 1980).

Le phosphore particulaire arrivant à un plan d'eau peut relâcher une certaine quantité de phosphate minéral et organique, lequel pourra être hydrolysé chimiquement ou enzymatiquement et transformé en orthophosphate, forme hautement biodisponible pour les végétaux. Également, les particules de phosphore se déposent graduellement au fond du plan d'eau où le réseau microbien, décomposant la matière organique des sédiments, peut relâcher des molécules d'orthophosphate dans la colonne d'eau (Correll, 1998).

Il y a aussi une source de phosphore endogène non négligeable, soit le relargage du phosphore des sédiments d'un plan d'eau. La présence de l'oxygène en combinaison avec le fer, le manganèse ou les sulfates permet la séquestration des orthophosphates au fond du lac. Cependant, l'hypolimnion des lacs eutrophes peut devenir anoxique à différentes périodes de l'année, tel que mentionnés précédemment. L'absence d'oxygène brise les liens entre le fer, le manganèse et les sulfates, favorisant ainsi le relargage des orthophosphates (Correll, 1998). Cette forme de phosphore devient ainsi disponible et peut être directement assimilée par les végétaux.

Le rapport *Gestion des apports en phosphore* (EXXEP Environnement, Août 2002) décrit bien les différents apports en phosphore du lac Saint-Augustin.

Dans les résultats d'analyses obtenus au cours des échantillonnages de 2000 et 2001, on remarque que les concentrations de phosphore total (tableau 5) dépassent en tout temps les critères de qualité de l'eau du MENV pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) (0,02 mg/l). Ces concentrations sont élevées et représentatives des lacs eutrophes selon la classification de Wetzel (1980) et celle de Ryding et Rast (1994).

L'apport en phosphore total obtenu au lac Saint-Augustin est également plus important au cours de l'été qu'au printemps, ce qui pourrait expliquer en partie l'importante production algale (chlorophylle a) qui a lieu pendant cette période.

Le tableau 7 présente les résultats d'analyses de phosphore total obtenus au lac Saint-Augustin, selon l'étude du MRN (1979).

Tableau 7. Concentrations en phosphore total au lac Saint-Augustin (étude du MRN, 1979).

SAISON	DATE	PHOSPHORE TOTAL (MG/L)	
		SURFACE	FOND
Printemps	05/1977	0,027	0,036
	05/1978	0,021	0,021
	05/1979	0,033	0,024
Été	08/1977	0,030	0,009
	08/1978	0,012	0,009
Automne	09/1976	0,032	0,026
	10/1977	0,021	0,018
	10/1978	0,009	0,009
Hiver	02/1977	0,015	0,024
	03/1978	0,024	0,030
	02/1979	0,015	0,030

Les concentrations de phosphore total obtenues à la station L2 du lac Saint-Augustin à la fin des années 1970 varient de 0,009 à 0,033 mg/l en surface mais dépassent le plus souvent le critère pour la protection de la vie aquatique. On note cependant que les apports en phosphore au lac Saint-Augustin ont augmenté de façon importante au cours des vingt dernières années.

Les concentrations élevées de phosphore total sont représentatives des lacs eutrophes selon la classification de Wetzel (1980) et la classification de Ryding et Rast (1994). Le lac serait passé, depuis les années 1970, d'un état trophique mésotrophe à eutrophe-

hypereutrophe. De plus, le phosphore serait le nutriment limitant quant à la croissance des végétaux. Enfin, la variation printanière du rapport N : P selon la profondeur suggère qu'il y a un apport endogène de phosphore à partir des sédiments.

4.1.7 Minéraux en solution

La composition chimique des minéraux et les propriétés qui en découlent font qu'ils se retrouvent facilement en solution dans l'eau. Outre leur solubilisation au niveau du socle rocheux et des dépôts meubles, les minéraux ont plusieurs sources anthropiques et se retrouvent dans les eaux sanitaires, les eaux usées industrielles et dans les sels épandus sur les routes. Comme on le verra dans cette section, l'augmentation des concentrations de sels minéraux en fonction des études antérieures pourrait être attribuable à une augmentation de l'utilisation pendant l'hiver de sels de déglacage provenant du réseau routier, lequel s'est développé depuis les années 1970 dans le bassin versant du lac Saint-Augustin.

Calcium

Le calcium est l'un des éléments les plus communs des eaux de surface. Il est contenu dans de nombreuses roches et peut facilement être dissous et extrait des sols par lessivage. Avec le magnésium, il est le principal responsable de la dureté de l'eau. (Environnement Canada, 1980).

Les valeurs de calcium obtenus en surface à la station L2 pour les périodes d'échantillonnage de 2000-2001 (tableau 8) se situent à 45 mg/l pour les étés 2000 et 2001, alors qu'elles sont sous les limites de détection pour le printemps 2001. Cette différence pourrait résulter d'une erreur de laboratoire.

Sodium

Le sodium se trouve sous forme ionique dans toutes les eaux de surface. Les composés du sodium sont presque tous solubles et tendent à rester en solution aqueuse. Les roches ignées en contact avec les eaux constituent la principale source naturelle de sodium. Plusieurs effluents industriels peuvent en contenir. De plus, les sels de

déglçage des routes constituent un autre apport important de sodium dans les plans d'eau.

Les concentrations en sodium obtenues au cours de cette étude (tableau 8), dépassent tous les critères de qualité de l'eau du MENV pour l'eau brute. Ce critère a été établi pour protéger les personnes suivant un régime désodé.

Selon Ryding et Rast (1994), des concentrations élevées en sodium comme celles mesurées au lac Saint-Augustin sont caractéristiques d'un lac eutrophe. Selon Wetzel (1980), certaines espèces de cyanobactéries ont un grand besoin en sodium et peuvent profiter grandement d'un apport important de ce sel minéral.

Les concentrations de sodium obtenues au cours des études antérieures à la station L2 du lac Saint-Augustin varient de 13 à 50 mg/l, et ce, pour la surface et le fond. On remarque qu'il y a augmentation de la concentration en sodium au cours des années.

Chlorures

La principale source naturelle de chlorures est le lessivage des roches et des sols sédimentaires. Au niveau anthropique, la principale source est l'épandage de sels sur les routes en hiver. En présence de calcium et de magnésium, ils renforcent les propriétés corrosives des eaux (Environnement Canada, 2001).

Les concentrations de chlorures obtenues au cours des périodes d'échantillonnage de 2000-2001 en surface à la station L2 du lac Saint-Augustin, varient de 124 à 150 mg/l (tableau 8). Les résultats ne semblent pas montrer de variation saisonnière. Selon Ryding et Rast (1994), de telles concentrations en chlorures sont caractéristiques des lacs eutrophes. On remarque qu'il y a augmentation de la concentration en chlorures au cours des années. On peut également remarquer que lors des périodes de stratification thermique la concentration en chlorures est plus élevée dans l'hypolimnion, probablement à cause du processus de sédimentation.

Tableau 8. Concentrations des minéraux en solution et mesures de l'alcalinité et de la dureté au lac Saint-Augustin.

SAISON	DATE	PARAMÈTRES					
		ALCALINITÉ (MG CaCO ₃ /L)	CALCIUM (MG/L)	DURETÉ (MG CaCO ₃ /L)	SODIUM (MG/L)	CHLORURES (MG/L)	
Printemps	06/1967	64		85			
	05/1977	94	35	107,1	34	43	
	05/1978	87	35	109,3	32,5	44	
	05/1979	96	37	116,2	34	46	
	05/2001	130	< 0,1	180	84		
Été	08/1967	60					
	08/1976	92	34		32,5	46	
	08/1977	73	31,5	99,4	40	88	
	08/1978	81	36	112,2	36,5	43	
	09/1988	104				107	
	09/2000	110	45		79		
	09/2001	98	45	160	89		
	Automne	09/1976	90	34	109,7		
		10/1977	88	30	97,2	36	45
		10/1978	87	35	109,7	36,7	43
Hiver	02/1971		32,8	111,1	13	6,8	
	02/1972		33	109,2	13	18	
	02/1977	109	38	124,6	35	41	
	03/1978	113	57	168,1	38,5	45	
	02/1979	106	61	163	50	45	
	03/1988	136					

Alcalinité

L'alcalinité est la mesure de l'aptitude d'une eau à neutraliser un acide. Elle indique principalement la présence de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxydes dans l'eau. C'est donc une autre façon d'exprimer le pouvoir tampon d'un plan d'eau. L'alcalinité est exprimée en équivalent de carbonate de calcium (CaCO_3), en assumant qu'elle est due principalement à la présence de bicarbonates et de carbonates de calcium. Dans les eaux de surfaces naturelles, elle dépasse rarement 500 mg/l. (Environnement Canada, 1980). Selon Planas (1995), les valeurs normalement rencontrées pour l'alcalinité varient de 5 à 50 mg CaCO_3 /l dans les eaux douces du Bouclier Canadien, et varient jusqu'à 250 mg CaCO_3 /l dans les régions calcaires moins sensibles à l'acidification.

Les résultats d'alcalinité obtenus en surface à la station L2 du lac Saint-Augustin au cours des périodes d'échantillonnage de 2000-2001 (tableau 8) varient de 98 à 130 mg CaCO_3 /l, soit des concentrations supérieures aux valeurs mesurées lors des études antérieures. Cette augmentation au fil du temps peut être associée à l'apport de calcium. La concentration plus élevée au printemps et à l'hiver peut être associée à la période de fonte de la neige chargée en calcium.

Dureté

La dureté d'une eau est principalement attribuable à la présence de calcium et de magnésium. La dureté varie selon les conditions locales. Les eaux des régions où la roche de fond est formée de carbonates sont généralement dures alors que celles des régions de roches ignées sont en général très douces (Environnement Canada, 1980).

Les résultats de dureté totale obtenus en 2001 (tableau 8) dépassent le critère de qualité de l'eau du MENV pour l'eau brute, fixé à 150 mg CaCO_3 /l. Les critères pour l'eau brute visent les eaux destinées à la consommation, ce qui n'est toutefois pas le cas des eaux du lac Saint-Augustin.

La comparaison des résultats pour la dureté avec ceux des études antérieures permet de constater que, comme pour le calcium et l'alcalinité, les valeurs croissent au cours des années; cela pourrait également être lié au développement du réseau routier dans le bassin versant au cours des dernières décennies.

4.1.8 Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est la demande biochimique en oxygène d'un plan d'eau, soit la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder, par décomposition microbienne en condition aérobie, la matière organique contenue en une forme inorganique stable. La matière organique décomposée peut provenir de sources naturelles comme les végétaux aquatiques en décomposition, mais elle peut également provenir des effluents industriels, municipaux et agricoles. La DBO₅ est une mesure de la pollution. Lorsqu'elle est élevée, elle indique que les concentrations en oxygène dissous d'un plan d'eau sont réduites. L'oxygène dissous étant utilisé pour dégrader la matière organique, cela peut être néfaste pour les organismes aquatiques qui nécessitent une certaine concentration en oxygène pour survivre (Environnement Canada, 1980).

La valeur de DBO₅, mesurée à 7 mg/l à l'été 2001, dépasse le critère du MENV pour la toxicité chronique des organismes aquatiques, lequel est fixé à 3 mg/l. Ceci indique donc une pollution organique suffisamment importante pour nuire à la vie aquatique au lac Saint-Augustin. La valeur obtenue au cours de l'été est plus élevée que celle obtenue au printemps de la même année, ce qui indiquerait que la matière organique est plus importante pendant l'été qu'au printemps au lac Saint-Augustin, ce qui concorde bien avec le fait que la biomasse algale est très importante pendant l'été, surtout pendant la période de prolifération.

4.1.9 Métaux et autres composés inorganiques

Les métaux lourds entrent plus ou moins dans la composition des roches qui forment la croûte terrestre et se trouvent naturellement à l'état de traces au niveau des eaux de surface. Plusieurs métaux sont des substances nutritives essentielles pour les organismes vivants (cuivre et zinc). Par contre, de fortes concentrations les rendent nuisibles, ce qui est le cas des autres métaux ne faisant pas du tout partie de la composition naturelle des êtres vivants. Leur toxicité pour les organismes aquatiques dépend, entre autres, du pH et de la dureté de l'eau, de la température et de l'oxygène dissous (Environnement Canada, 1980). Par ailleurs, les régions où les eaux sont naturellement acides ou calcaires et les régions minières peuvent contenir de plus grandes quantités de métaux. De plus, ils entrent dans la composition de nombreux

produits (verre, peinture, pesticides, médicaments, matériaux électroniques, etc.) et plusieurs types d'industries sont susceptibles de rejeter des métaux dans l'environnement. Enfin, les apports atmosphériques ne sont pas négligeables.

Les concentrations pour différents paramètres chimiques mesurés à la station L2 du lac Saint-Augustin au printemps et à l'été 2001 sont montrées au tableau 9.

Les résultats des analyses réalisées ont démontrées pour le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc, le mercure et les cyanures totaux des concentrations inférieures à la limite de détection analytique du laboratoire pour chacun de ces paramètres. Cependant, la limite de détection utilisée par le laboratoire pour les métaux est trop élevée pour pouvoir comparer les résultats avec les critères du MENV pour la protection de la vie aquatique.

Quant aux concentrations en fer, elles sont de 0,06 et de 0,09 mg/l, et sont inférieures aux critères de qualité de l'eau de surface du MENV. Ces valeurs correspondent à celles obtenues lors des études antérieures.

Tableau 9. Résultats des analyses des métaux et autres paramètres inorganiques au lac Saint-Augustin.

PARAMÈTRES	PRINTEMPS 2001	ÉTÉ 2001
Cadmium (mg/l)	<0,005	<0,005
Chrome (mg/l)	<0,02	<0,02
Cuivre (mg/l)	<0,01	<0,01
Cyanures totaux (mgCN/l)	<0,01	<0,01
Fer (mg/l)	0,06	0,09
Mercure (mg/l)	-	<0,0002
Nickel (mg/l)	<0,01	<0,01
Plomb (mg/l)	<0,05	<0,05
Zinc (mg/l)	0,005	0,01

4.1.10 Phénols

Dans les milieux aquatiques naturels, de faibles concentrations de phénols peuvent être libérées par les végétaux aquatiques et la végétation en décomposition. Par ailleurs, il existe plusieurs sources de composés phénoliques d'origine anthropique dont celles provenant de la distillation du charbon et du bois, du raffinage du pétrole, de l'industrie chimique ou des pesticides. De façon générale, on ne retrouve les phénols qu'à l'état de traces dans les eaux. À de fortes concentrations, les phénols peuvent être toxiques. La toxicité des phénols est différente selon les organismes et dépend de la température de l'eau et de sa teneur en oxygène dissous (Environnement Canada, 1980).

La concentration de phénols mesurée dans les eaux du lac à l'été 2001 est appréciable (0,19 mg/l), mais elle se situe toutefois au-dessous des critères de qualité de l'eau de surface du MENV.

4.1.11 Sulfates

Les eaux naturelles contiennent pratiquement toujours des sulfates en proportions variables. Ils originent, entre autres, de la solubilisation des roches gypseuses ou des pyrites, de l'atmosphère de même que des eaux usées industrielles. Les concentrations de sulfates sont rarement suffisamment fortes pour être nuisibles aux organismes aquatiques (Environnement Canada, 1980). La concentration maximale permise pour les sulfates est de 500 mg/l. Les concentrations en sulfates obtenues à la station L2 du lac Saint-Augustin pour le printemps et l'été 2001 sont respectivement de 41 et 31 mg/l. Ces concentrations ne sont pas particulièrement élevées selon Ryding et Rast (1994) et ne dépassent pas les critères de qualité du MENV. D'ailleurs, elles sont comparables aux résultats obtenus au cours des études antérieures.

4.2 **Descripteurs biologiques**

4.2.1 Biomasse phytoplanctonique et sestonique

La figure 7 présente les résultats des analyses de la biomasse phytoplanctonique pour différentes périodes en 2001, dans l'eau de surface de la station L2 du lac Saint-Augustin. Les résultats de ces analyses apparaissent à l'annexe V.

Dans un premier temps, on remarque que la majorité des concentrations de Chl a sont au dessus de 10 µg/l, ce qui indique que le lac Saint-Augustin se classe parmi les lacs eutrophes selon la classification de Wetzel (1980). On remarque également que du 16 au 28 août 2001, les concentrations de Chl a étaient extrêmement élevées, dépassant largement 100 µg/l. Cette période correspond en effet à l'apparition du bloom algal, lequel était visible à l'œil nu et avait une apparence de rejet d'une peinture verte à la surface de l'eau.

Pour l'échantillonnage de l'été 2000, la biomasse phytoplanctonique mesurée à la station L2 a été de 21,3 et de 23,0 µg/l pour la surface et le fond. On remarque qu'il n'y a pas vraiment de différences en fonction de la profondeur puisque l'échantillonnage a été réalisé en période de brassage des eaux.

En ce qui a trait à la biomasse sestonique prélevée à la station L2, elle était particulièrement élevée avec des concentrations mesurées de 1067,0 mg/m³ à l'été 2000 et de 791,3 mg/m³ à l'été 2001. Cette biomasse est le matériel biologique particulaire présent dans les eaux et est mesuré comme indicateur de productivité du milieu.

La seule étude antérieure qui a analysé la biomasse phytoplanctonique et sestonique est celle du MRN en 1979. Ces deux paramètres étaient analysés à chaque saison, ce qui a permis d'obtenir une vision de la variabilité saisonnière de ces paramètres (figure 8). Naturellement, c'est au cours de l'été que les biomasses phytoplanctonique et sestonique sont les plus élevées, soit la période où les conditions climatiques sont les plus favorables au développement des organismes aquatiques autotrophes.

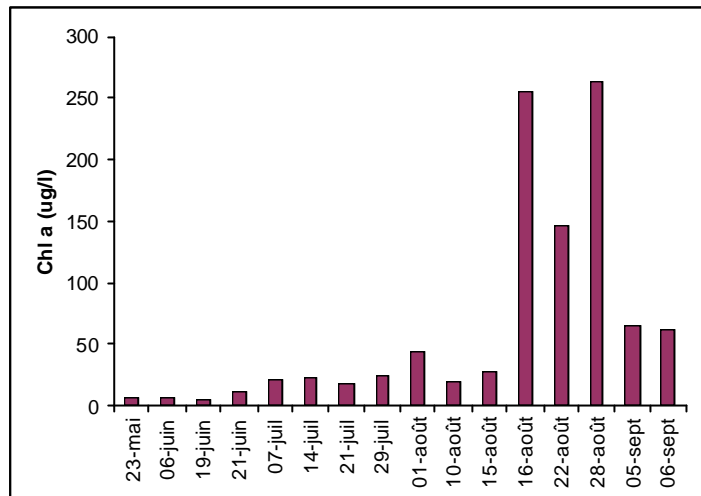
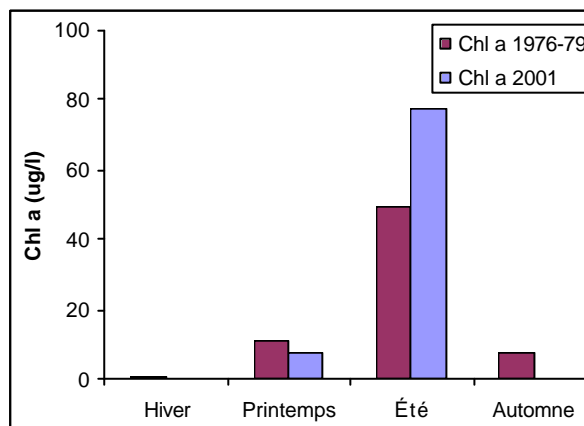
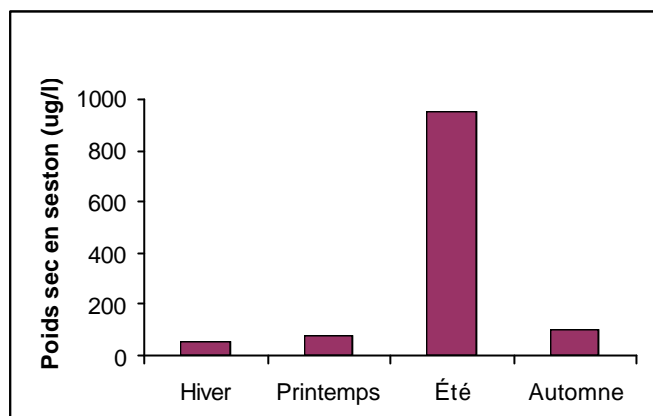


Figure 7. Biomasse phytoplanctonique (Chl a) au lac Saint-Augustin (été 2001).

Figure 8. Variabilité saisonnière de la biomasse au lac Saint-Augustin (MRN 1979).



a) Variabilité saisonnière de la biomasse phytoplanctonique



b) Variabilité saisonnière de la biomasse sestonique

4.2.2 Abondance et identification du phytoplancton

L'estimation de l'abondance et l'identification du phytoplancton ont été réalisés pour la station L2 du lac Saint-Augustin à différentes périodes de l'été 2001, soit du 23 mai au 6 septembre. Les résultats détaillés apparaissent à l'annexe V.

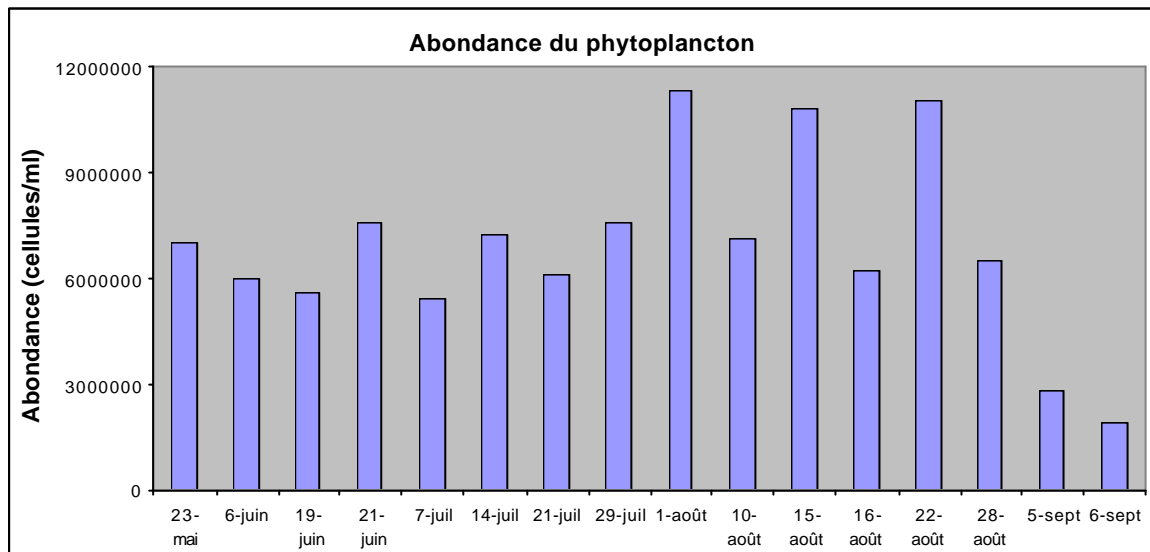
Au total, 50 espèces de phytoplanctons ont été identifiées appartenant à 8 classes différentes, soit les chlorophyceae, les chrysophyceae, les cryptophyceae, les cyanophyceae (cyanobactéries), les diatomophyceae, les dinophyceae, les euglenophyceae et les flagellés, lesquels comprennent différentes classes de phytoplancton.

Abondance du phytoplancton

L'abondance du phytoplancton (figure 9) est particulièrement élevée et se situe généralement autour de 6×10^6 cellules/ml. Ce résultat est élevé comparativement aux lacs oligotrophes qui généralement ont une abondance d'environ 1×10^3 cellules/ml (Bergeron, 1996). On peut également noter que l'abondance des algues était de plus de 10×10^6 cellules/ml à trois occasions en août. Cette augmentation en abondance correspond à la période de bloom algal. On remarque également qu'entre chacune de ces dates, il y a une diminution de l'abondance des espèces. Ce phénomène pourrait être lié à la succession algale typique au sein de la communauté phytoplanctonique. De

plus, l'abondance du phytoplancton diminue en septembre. Ceci pourrait être attribué à l'épuisement des ressources nutritives, à la réduction de la lumière et de la température ou au broutage par le zooplancton qui, lui, connaît une croissance.

Figure 9. Abondance des cellules phytoplanctoniques (2001).



Identification du phytoplancton

L'identification du phytoplancton permet de déterminer les classes et les genres (parfois jusqu'à l'espèce) dominants dans un plan d'eau et de visualiser la succession algale du phytoplancton. La figure 10 montre la distribution des classes dominantes pour les différentes périodes d'échantillonnage.

Il est important de noter que les cyanobactéries tel que *Mycrocystis* ont été dénombrées par colonies. Les cellules composant ces colonies sont en effet si petites et si nombreuses qu'il est difficile de dénombrer les individus à l'intérieur de la colonie.

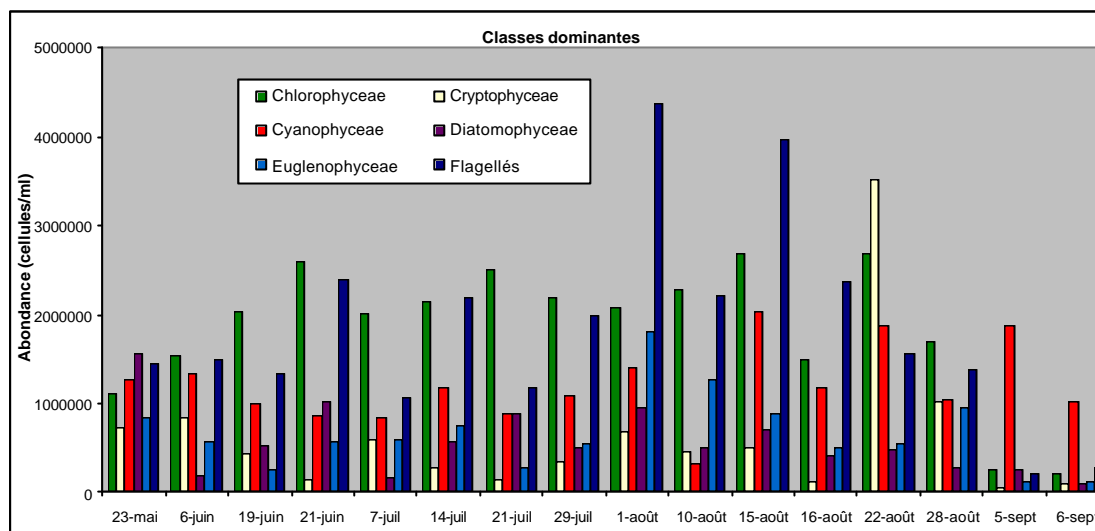
Au lac Saint-Augustin, les classes phytoplanctoniques dominantes sont les chlorophyceae, les cryptophyceae, les cyanophyceae, les diatomophyceae, les euglenophyceae et le groupement de petits flagellés. Les chlorophyceae, les cyanophyceae et le groupe des flagellés dominent la population phytoplanctonique pratiquement en tout temps, à l'exception des échantillonnages du mois de septembre où les colonies de cyanophyceae dominent.

Ce ne sont pas toujours les mêmes classes qui dominent la population de phytoplancton. En effet, une succession algale a été identifiée et semble se rapprocher de la succession algale caractéristique des lacs eutrophes des régions tempérées, telle que présentée par Wetzel (1983). Cette succession se définit de la façon suivante : il y a d'abord une dominance de la classe des diatomophyceae au printemps, suivie du développement de la population de chlorophyceae au début de l'été, puis pendant l'été, la communauté phytoplanctonique est plus diversifiée et, finalement, à la fin de l'été ce sont les cyanophyceae qui dominent (Wetzel, 1983).

Chlorophyceae

Tel que mentionné, les chlorophyceae dominent la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Augustin en tout temps, à l'exception du mois de septembre. Ils dominent autant en nombre qu'en diversité spécifique. En effet, c'est le groupe qui est représenté par le plus grand nombre d'espèces (23).

Figure 10. Abondance des classes de phytoplancton au lac Saint-Augustin (2001).



Ce qui ressort principalement de cette analyse, c'est que l'abondance spécifique de cette classe augmente au début de l'été, se maintient, puis diminue de façon importante à la fin de l'été (septembre). Cela correspond bien au modèle de succession algale proposé par Wetzel (1983). Les principales espèces retrouvées de façon constante tout au long de la période d'échantillonnage au lac Saint-Augustin sont *Chlamydomonas sphaenocarpa*, *Euglena proxima* et *Oocystis crassa*.

Cryptophyceae

La classe des cryptophyceae était représentée uniquement par l'espèce *Cryptomonas ovata*. Celle-ci était présente en grand nombre tout au long de la période d'échantillonnage de 2001, particulièrement le 22 août, et diminuait de façon importante au mois de septembre.

Cyanophyceae

Les cyanophyceae étaient principalement représentées par *Microcystis* sp., *Aphanocapsa* sp. et *Oscillatoria utermoehlii*. L'abondance des cyanophyceae était

particulièrement élevée de la mi-août à septembre 2001, ce qui correspond à la période de bloom algal observée. Tel que mentionné, les lacs eutrophes sont caractérisés par une dominance des cyanobactéries à la fin de l'été (Wetzel, 1983). L'écologie des cyanobactéries est décrite en détail dans un autre document ci-joint.

Diatomophyceae

La classe des diatomophyceae est la deuxième en importance de diversité spécifique, avec 12 espèces. Cette classe est représentée principalement par *Asterionella formosa*, *Cyclotella sp.*, *Fragillaria sp.*, *Navicula cupsidata*, *Nitzschia linearis* et *Surirella sp.* Cette classe était particulièrement abondante au printemps, et de la mi-juillet à la mi-août. La diversité spécifique de cette classe augmentait au début de l'été et déclinait lentement à la fin de celui-ci, ce qui correspond également au modèle de succession algale proposé par Wetzel (1983).

Euglenophyceae

La classe des euglenophyceae était représentée uniquement par *Euglena sp.* et par *Trachelomonas sp.* Ces espèces étaient abondantes tout au long de la période d'échantillonnage, et particulièrement au début du mois d'août. Selon Wetzel (1983), le milieu aquatique doit rencontrer certains critères pour que le développement de cette classe algale ait lieu, soit un milieu riche en matières organiques et en azote ammoniacal. Ces conditions sont rencontrées au lac Saint-Augustin.

Flagellés

Ce groupe phytoplanctonique est particulièrement abondant au mois de juillet et août, alors qu'il domine largement la communauté phytoplanctonique.

4.2.3 Toxicité algale

L'intérêt que l'on porte aux cyanobactéries vient du fait que beaucoup d'entre elles produisent des toxines dont les neurotoxines, les hépatotoxines et les endotoxines lipopolysaccharides. Dans le cadre de cette étude, quatre toxines ont été analysées : l'anatoxine-A (neurotoxine) et les microcystines LR, RR et YR (hépatotoxines). Ces

toxines sont principalement produites par les genres de cyanobactéries suivants : *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Nostoc* et *Anabaenopsis* (Duy et coll., 2000). À noter qu'au lac Saint-Augustin, on a relevé, en 2001-'01, la présence de *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* et d'*Oscillatoria* au cours de l'analyse phytoplanctonique.

Le tableau 10 présente les résultats des analyses de toxines de l'eau de surface (station L2) du lac Saint-Augustin, prélevée au cours de la période de bloom algal de l'été 2001. Les certificats d'analyses de laboratoire sont présentés à l'annexe V.

Tableau 10. Résultats des analyses des toxines au lac Saint-Augustin (été 2001).

Date	Microcystine-LR (µg/l)	Microcystine-RR (µg/l)	Microcystine-YR (µg/l)	Anatoxine-A (µg/l)	Chl <u>a</u> (µg/l)
10/08/01	<0,005	<0,10	<0,005	<0,005	20,4
15/08/01	<0,005	<0,10	<0,005	<0,005	29,3
16/08/01	<0,005	<0,10	<0,005	<0,005	254,6
22/08/01	<0,005	<0,10	<0,005	<0,005	145,7

Les résultats des analyses de toxicité algale sont tous sous les limites de détection des appareils d'analyses utilisés. Cependant, on ne doit pas conclure à l'absence totale de toxines dans ce lac. Ainsi, une seule station d'échantillonnage n'est peut être pas suffisant pour diagnostiquer un problème de toxicité.

La production de toxines par les cyanobactéries varie selon les proliférations de fleurs d'eau, et également à l'intérieur d'une même prolifération. Plusieurs facteurs affectent la production de toxines dont la température, le pH, l'intensité lumineuse, la quantité de nutriments et la présence de certains métaux. De plus, il a été observé que la production de toxines augmente pendant la phase de croissance exponentielle de la prolifération de fleurs d'eau et qu'elle diminue durant la phase stationnaire (Duy et coll., 2000). Les échantillons analysés au cours de cette étude ont peut-être été réalisés à un moment où la libération des toxines n'était pas élevée.

4.2.4 Habitat du poisson et herbiers aquatiques

La présente étude n'a pas fait l'inventaire de l'habitat du poisson et des herbiers aquatiques présents au lac Saint-Augustin. Par contre, ces sujets ont été discutés dans les études antérieures et un résumé de certains éléments est présenté ci-dessous.

Habitat du poisson

Une description de la communauté ichtyologique du lac Saint-Augustin est rapportée dans une étude du ministère de l'Environnement et de la Faune (1994). L'inventaire a été réalisé à partir des captures effectuées à l'aide d'une seine et d'un filet en août 1993, ainsi qu'en consultant les pêcheurs sportifs présents au lac Saint-Augustin. Les espèces répertoriées lors de cette étude sont le doré jaune, la perchaude, le crapet-soleil, le mené jaune, la barbotte brune, le mulot à cornes et le maskinongé. Les espèces en présence sont pour la plupart typiques des lacs peu profonds, aux eaux turbides et chaudes. En effet, Scott et Crossman (1974) identifient l'habitat du maskinongé comme les lacs chauds à végétation dense, l'habitat du doré jaune comme les eaux des grands lacs peu profonds et turbides (1 à 2m au disque de Secchi), l'habitat des crapets-soleil comme les eaux chaudes des baies peu profondes et herbeuses de grands lacs entre autres. Quant aux autres espèces inventoriées, leur habitat est décrit comme plus varié.

L'auteur mentionne également que ce lac ne se prête pas à l'ensemencement de salmonidés car la température y est trop élevée et le niveau d'oxygène trop faible.

Teneur en mercure chez le poisson

En 1994, le MENV a analysé 10 dorés capturés au lac Saint-Augustin afin d'en connaître la teneur en mercure. La norme de toxicité du mercure est de 0,5 mg/kg de chair. Au-dessus de cette valeur, on recommande de limiter la consommation à 4 repas par mois pour un doré de taille moyenne (40-50 cm) ou grande (> 50 cm) et de 8 repas par mois pour les dorés de petite taille (< 30 cm). Les chairs de neuf des dix dorés analysés présentaient des concentrations en mercure supérieures à la norme. Les concentrations mesurées se situaient entre 0,14 mg/kg et 0,87 mg/kg. Selon l'auteur, le mercure aurait une origine atmosphérique.

Herbiers aquatiques

Selon l'étude d'Envirolab (1976), la végétation aquatique au lac Saint-Augustin était très abondante et occupait tout le littoral du lac, soit 35% de la surface totale. L'inventaire des plantes aquatiques réalisé a permis de répertorier 23 espèces, qui ont été classées en trois catégories. Le tableau 11 présente les principales espèces inventoriées.

Tableau 11. Plantes aquatiques présentes au lac Saint-Augustin.

TYPES DE PLANTES	ESPÈCES	MILIEUX
Espèces à feuilles flottantes	Nénuphars, lis	Extrémités du lac
Espèces submergées	Potamots, valisnérie	Grande partie du littoral
Espèces émergées	Sagitaires, quenouilles, pontédéries et scirpes	Îlots isolés

L'étude de Landry (1988) mentionne également la présence envahissante de l'élodée du Canada et de la lentille d'eau (*Lemna minor*). De plus, Landry (1992) notait l'arrivée du myriophylle qui semblait prendre la place de l'élodée du Canada.

5 QUALITÉ DE L'EAU DES TRIBUTAIRES

5.1 Hydrologie

Seul le débit a été évalué au niveau des paramètres hydrologiques des tributaires. Cette évaluation a été réalisée le 24 août 2001. La figure 2 montre l'emplacement des tributaires alors que le tableau 12 montre les valeurs de débits obtenues au cours de cet échantillonnage.

Les débits des différents tributaires varient de 5 à 40 l/min. On remarque qu'il y a une bonne variabilité entre les différents tributaires, certains ayant des débits relativement élevés (tributaire 8A) et d'autres ayant des débits plus faibles (tributaire 7). Il est à noter que le débit d'un tributaire varie au cours d'une année et selon les conditions climatiques ambiantes. On devrait donc s'attendre à avoir des valeurs de débits plus élevés au printemps et lors de fortes pluies.

Tableau 12. Débits d'eau des tributaires (24 août 2001).

STATION	PROVENANCE DES EAUX	DÉBIT (litres/minute)
1A	Eau du marais filtrant (pluvial et mauvais croisement sanitaire)	30
1	Idem	15
2A	Réseau routier (Autor. 40) et secteur Nord (anciennement Sainte-Foy)	30
2	Idem	35
7A	Eau pluviale (secteur du Camping Juneau et de l'Autor. 40)	7
7	idem	5
8A	Eau pluviale (secteur du Camp Kéno)	40
9	Eau pluvial Secteur (Nord-Est)	10
10A	Marais filtrant du Verger (eau pluviale)	20
10	idem	10

5.2 Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques mesurés pour les tributaires les plus importants sont les mêmes que ceux utilisés pour le lac Saint-Augustin, soit : la température, l'oxygène dissous, la conductivité et le pH. Les paramètres physico-chimiques ont été analysés pour ces tributaires à deux reprises au cours de cette étude, soit le 17 septembre 2000 et le 23 mai 2001. Le tableau 13 présente les résultats de ces analyses.

Tableau 13. Paramètres physico-chimiques de certains tributaires au lac Saint-Augustin (2000 et 2001).

TRIBUTAIRE	DATE	TEMPÉRATURE (°C)	OXYGÈNE DISSOUS (mg/l)	OXYGÈNE À SATURATION (%)	CONDUCTIVITÉ (µS/cm)	PH
1	17/09/00	13,1	7,09	68,77	684	7,42
	23/05/01	13,9			1442	8,01
2	17/09/00	13,2	9,12	88,58	1119	7,80
	23/05/01	15,2			1088	8,15
7	23/05/01	13,6			1632	7,96
8	23/05/01	10,9			1042	8,13
9	17/09/00	13,7	10,23	100,21	975	7,22
10	17/09/00	10,9	7,74	72,29	964	7,22
Décharge	17/09/00	11,8	9,35	88,65	748	7,61

Il n'y a pas de grands écarts de température entre le printemps et l'été. Les eaux des différents tributaires analysés sont bien oxygénées, les valeurs d'oxygène dissous variant de 7,09 à 10,23 mg/l.

La conductivité évaluée pour les tributaires est particulièrement élevée. Comme on l'a vu précédemment, la conductivité intègre un ensemble d'anions (bicarbonates, carbonates et chlorures) et de cations (calcium, magnésium, sodium et potassium). Pour le tributaire 1, la conductivité est plus élevée au printemps qu'à l'été. Son contenu ionique est donc plus important au printemps, ce qui pourrait être attribué à une

augmentation de la quantité d'eau drainée par ce tributaire au printemps, lié à la fonte des neiges. Le tributaire 1 draine les eaux d'un quartier résidentiel, donc les eaux provenant d'un réseau pluvial sont chargées en ions. Les eaux des tributaires 2, 7 et 8 ont également de grandes valeurs de conductivité. Le tributaire 2 passe notamment par l'autoroute avant de se jeter dans le lac, entraînant ainsi les sels de déglacage utilisés pendant l'hiver. Les valeurs de pH obtenues sont relativement neutres pour les différents tributaires.

5.3 Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques (tableau 14) mesurés dans les tributaires du lac Saint-Augustin au cours de cette étude sont les nitrites-nitrates, le phosphore total, les matières en suspension (MES) et la turbidité. Les tributaires étudiés sont les tributaires 1, 2, 7, 8, et 10. Les certificats d'analyses chimiques pour les années 2000 et 2001 sont présentés à l'annexe 7.

Tableau 14. Résultats des paramètres chimiques de certains tributaires au lac Saint-Augustin (2001).

TRIBUTAIRE	NITRITES-NITRATES (mg/l)	PHOSPHORE TOTAL (mg/l)	MES (mg/l)	TURBIDITÉ (UTN)
1	0,82	0,10	5	3,6
2	2,40	0,01	<4	1,4
7	0,10	0,01	<4	2,1
8	0,42	0,04	<4	1,4
10	0,01	0,24	16	16

Selon les critères du MENV, la concentration totale en nitrates et nitrites ne doit pas dépasser 10 mg/L. Aucun tributaire ne dépasse ce critère. Les concentrations en phosphore total obtenues au cours de cet échantillonnage varient de 0,01 à 0,24 mg/l. Au niveau des tributaires, la quantité de phosphore susceptible d'entraîner des problèmes d'eutrophisation est de 0,03 mg/l selon les critères du MENV. Les tributaires 1 et 10 dépassent amplement ce critère. Les concentrations de matières en suspension

(MES) et la turbidité sont également élevées (au-delà des critères du MENV) pour ces tributaires.

5.4 Analyse microbiologique

Le seul paramètre microbiologique analysé au cours de cette étude est la quantité de coliformes fécaux. Le tableau 15 présente les résultats obtenus pour ce paramètre au cours des échantillonnages de 2000 et 2001. Les relevés ont été faits à l'embouchure des tributaires, quelques mètres à l'intérieur des tributaires (stations identifiées A), de même que dans l'eau de surface à proximité des secteurs de l'ancien verger et du camp de jour Kéno.

Tableau 15. Résultats des analyses de coliformes fécaux (en unités/100 ml) dans certains tributaires du lac Saint-Augustin (200-'01).

TRIBUTAIRES	10-10-00	10-08-01	19-08-01	24-08-01
1	50	360	200	3000
2	560	430	590	14 000
3	23	16	340	82
4	16	420	2	10
5	300	580	800	
6	300	700	270	
7	280	150	600	450
7A				500
8	1600	230	520	900
8A				140
9	490	25	120	
10	100	5	64	360
10A				260
Ancien verger		20	7	
Camp Kéno		3	<2	

Règle générale, l'eau utilisée à des fins d'activités récréatives avec contacts primaires ne doit pas contenir plus de 200 coliformes fécaux/100 ml (MENV, 2001). Presque tous les tributaires évalués dans le cadre de cette étude dépassent ce critère au cours d'un ou de plusieurs échantillonnages. Il y a donc un problème sérieux de contamination des tributaires au lac Saint-Augustin. Seuls les échantillons prélevés près de l'ancien verger et du camp Kéno ne présentent pas de problèmes de contamination en coliformes fécaux. Ces deux dernières stations ont des rives naturelles et il n'y a pas de développement résidentiel à moins de 60 mètres du lac.

6 COTE TROPHIQUE

L'indice trophique est un outil qui permet d'évaluer le niveau de productivité des lacs. Les indices utilisés dans le cadre de ce rapport se basent sur une échelle qualitative (oligotrophie, mésotrophie et eutrophie) et quantitative. Trois différentes cotes numériques ont été évaluées dans le cadre de ce mandat soit celle de Ryding et Rast (échelle de 1 à 5), l'indice de Carlson (0 à 100) et l'indice de Mathieu et coll (0 à 10).

6.1 Indice de Ryding et Rast

L'indice de Ryding et Rast (1994) est un système détaillé de classification basé sur trois ensembles de critères permettant de classer la qualité de l'eau à l'aide d'une échelle de qualité propre à chaque critère. Les critères hydrographiques et territoriaux représentent l'état naturel du plan d'eau (morphométrie, bassin versant); les critères trophiques décrivent l'équilibre de l'oxygène, des nutriments et de la production biologique dans l'eau; enfin, les critères d'ordre chimique, importants du point de vue de l'utilisation de l'eau, regroupent différents paramètres inorganiques (sels dissous, métaux et autres).

L'interprétation des paramètres est présentée au tableau 16; tandis que les résultats du lac Saint-Augustin sont présentés au tableau 17. L'estimation de la cote trophique a été faite à partir des paramètres obtenus à l'été 2001. De plus, nous avons utilisé les caractéristiques morphométriques du bassin versant modifié (donc réduit) afin d'avoir une vision réaliste de ce qui se passe présentement au lac Saint-Augustin.

Tableau 16. La classification de Ryding et Rast (1994).

Échelle de qualité	État trophique
1	Oligotrophe
2	Mésotrophe
3a	Eutrophe stratifié
3b	Eutrophe non stratifié
4	Polytrophe
5	Hypereutrophe

Tableau 17. Classification des paramètres du lac Saint-Augustin en fonction de leur état trophique, selon Ryding et Rast (1994).

PARAMÈTRES	VALEURS (ÉTÉ 2001)	COTE TROPHIQUE
Critères hydrographiques et territoriaux		
Morphométrie		
Profondeur maximum (m)	6,1	3
Profondeur moyenne (m)	3,6	3
Temps de renouvellement (an)	0,58	3
Bassin versant		
Rapport surface du bassin/volume d'eau	2,6	1
Rapport surface du bassin/surface du lac	10,5	1
Critères trophiques		
Oxygène		
Teneur de l'hypolimnion à la fin de la période de stratification (mg/l)	1,9	2
Bilan nutritif		
Phosphore total (mg/l) - Printemps	0,04	3
Phosphore total (mg/l) - Été	0,07	3
Production biologique		
Biomasse (Chl a en µg/l)	62,4	5
Profondeur du disque de Secchi (m)	0,9	4
Coefficient d'extinction de la lumière (K_d en m^{-1})	1,2	3
Poids sec de seston (g/m^3)	0,79	3
Critères d'ordre chimique		
Minéralisation		
Calcium (mg/l)	45	1
Sodium (mg/l)	89	3
Chlorures (mg/l)	150	3
Sulfates (mg/l)	31	1
Dureté totale (mg CaO/l)	160	3
Critères particuliers		

Phénols volatils (mg/l)	0,019	4
pH	8,8	3
Métaux		
Fer (mg/l)	0,09	1
Cuivre (mg/l)	0,001	3
Plomb (mg/l)	0,005	2
Zinc (mg/l)	0,01	3
Cadmium (mg/l)	0,0005	3
Nickel (mg/l)	0,005	3
Mercuré (mg/l)	0,0002	3
Classement moyen du lac Saint-Augustin		3

La méthode de calcul de l'indice de Ryding et Rast consiste à évaluer la cote trophique moyenne par ensemble de critères. Selon cette méthode, la cote trophique moyenne du lac Saint-Augustin est de 3, ce qui équivaut au stade eutrophe. À l'aide de ce type de classement, on peut déterminer le groupe de paramètres qui influence le plus la cote trophique. De plus, à l'intérieur d'un groupe de paramètres, certains critères augmentent de façon importante la cote trophique du groupe. Ce type de classification facilite la prise de décision concernant les méthodes à utiliser lors de la restauration d'un lac. Dans le cas du lac Saint-Augustin, la morphométrie du lac, sa production biologique et son bilan nutritif de même que ses critères d'ordre chimique le classent tous parmi les lacs eutrophes.

6.2 Indice de Carlson

L'indice de Carlson (1977) est un modèle mathématique basé sur trois variables différentes mesurées en surface dans le lac, soit la transparence, la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a) et la concentration du phosphore total.

Le tableau 18 présente les valeurs des différentes variables utilisées pour calculer l'indice trophique de Carlson (1977) pour trois périodes d'échantillonnage de 2000 et 2001.

Tableau 18. Valeurs des paramètres servant au calcul de l'indice trophique de Carlson (1977).

PARAMÈTRES	ÉTÉ 2000		PRINTEMPS 2001		ÉTÉ 2001	
	VALEURS	TSI	VALEURS	TSI	VALEURS	TSI
Transparence (m)	0,7	65	1,4	55	0,9	62
Chlorophylle <u>a</u> (µg/L)	21,3	61	6,7	49	62,4	71
Phosphore total (µg/L)	73	62	40	57	70	65

Les cotes numériques de l'indice de Carlson sont les suivantes :

- 0 à 40 correspond au stade oligotrophe
- 40 à 60 correspond au stade mésotrophe
- 60 à 100 correspond au stade eutrophe

Ces résultats indiquent que le lac Saint-Augustin se situe au stade eutrophe pendant les deux étés où des mesures sont disponibles, et au stade mésotrophe au cours du printemps. Il y a donc augmentation de la productivité biologique et détérioration de la qualité de l'eau au fil de l'été.

6.3 Indice de Mathieu et coll.

L'estimation de l'indice trophique de Mathieu et coll. (1979) considère les quatre paramètres suivants :

- le pourcentage de saturation en oxygène dissous à 1 mètre au-dessus du fond du lac (OD) ;
- la transparence de l'eau en mètre (Tr) ;
- la profondeur moyenne en mètre (Z) ;
- le poids sec de seston en mg/m³ (PS).

Le tableau 19 présente les valeurs des différentes variables utilisées pour calculer l'indice trophique de Mathieu et coll. (1979) pour deux périodes d'échantillonnage des étés 2000 et 2001.

Tableau 19. Valeurs des paramètres servant au calcul de l'indice trophique de Mathieu et coll. (1979).

PARAMÈTRES	VALEURS	
	ÉTÉ 2000	ÉTÉ 2001
OD (%)	59,40	86,94
Tr (m)	0,7	0,9
Z (m)	3,6	3,6
PS (mg/m ³)	1067	791,3
CT	16	13

Les cotes numériques de l'indice de Mathieu et coll. sont les suivantes :

- 0 à 3,75 correspond au stade oligotrophe
- 3,75 à 7,5 correspond au stade mésotrophe
- 7,5 à 10 correspond au stade eutrophe

Les résultats obtenus avec l'équation de la cote trophique pour le lac Saint-Augustin se retrouvent au-delà de l'échelle proposée par Mathieu et coll. (1979). Selon cette équation, le lac Saint-Augustin serait plus qu'eutrophe. Cette échelle ne serait pas bien adaptée à la situation des lacs en milieu urbain ayant un apport élevé en nutriments et une forte production biologique. En effet, la majorité des lacs étudiés pour établir la méthode numérique de l'indice de Mathieu et coll avaient des stades trophiques beaucoup moins élevés.

7 CONCLUSION

La présente étude a permis de diagnostiquer l'état de l'eau du lac Saint-Augustin. La diminution de la qualité de l'eau au fil des années a des impacts directs sur les usages récréatifs et sur la qualité de l'habitat du poisson. Ce chapitre résume l'état global de la qualité des eaux, analyse son impact sur les différents usages et propose certaines recommandations en vue de réduire la prolifération excessive du phytoplancton.

7.1 État global de la qualité des eaux

7.1.1 Morphologie

L'indice de développement des rives a une valeur assez élevée. Cette particularité a pour conséquence qu'un plus grand nombre de résidences peut théoriquement occuper l'encadrement du lac à comparativement à un plan d'eau circulaire de même superficie. Il est donc plus vulnérable à la qualité de son aménagement riverain.

Le rapport entre la superficie du bassin versant modifié et celle du lac est de 10,4, ce qui serait caractéristique des lacs oligotrophes (peu productifs). De plus, en considérant la faible profondeur du lac, le taux de renouvellement de l'eau du lac Saint-Augustin est relativement rapide (0,58 an, soit à tous les sept mois); le lac devrait être moins sujet à l'eutrophisation, puisque les communautés phytoplanctoniques y demeurent moins longtemps, ce qui n'est pas le cas en regard des résultats obtenus au cours de la présente étude.

7.1.2 Physico-chimie

Il y a présence d'une stratification thermique à l'hiver et au printemps, ce qui contribue, en plus de la dégradation de la matière organique, à rendre le fond du lac en condition anoxique, mettant la vie aquatique en danger. Ces conditions anoxiques favorisent une augmentation de la conductivité, possiblement par le relargage de nutriments des sédiments. La stratification thermique favorise également l'acidification des eaux profondes en raison de la présence d'une accumulation de CO₂.

Les eaux du lac sont bien mélangées au cours de la saison estivale et atteignent une température élevée. L'homogénéité de la température serait due à l'action du vent, à la pénétration de la chaleur et à la faible profondeur du lac, qui favorisent de véritables échanges entre les eaux du fond et de la surface. La libre circulation de l'eau permet une oxygénation adéquate sur l'ensemble de la colonne d'eau. Mentionnons qu'au cours d'une prolifération algale, l'oxygène dissous peut atteindre des niveaux de saturation supérieure à 100%. La biomasse algale et la turbidité sont élevées dans les eaux de surface au cours de l'été. Les conditions de lumière et de température sont alors des plus favorables à la croissance algale.

7.1.3 Nutriments

Selon le classement de Wetzel (1980), les concentrations d'azote total (combinaison d'azote total kjeldahl et des nitrites-nitrates) que l'on retrouve au lac Saint-Augustin en 2000-2001 sont représentatives des lacs eutrophes ou hypereutrophe. La concentration de l'azote ammoniacal dépasse le critère de qualité de l'eau du MENV pour la vie aquatique.

Les concentrations de phosphore total mesurées en 2000-2001 dépassent les critères de qualité de l'eau du MENV pour la baignade et la protection de la vie aquatique (toxicité chronique). Une augmentation des concentrations de phosphore total a été observée par rapport aux concentrations obtenues dans les années 1970. Selon la classification de Wetzel (1980) et celle de Ryding et Rast (1994), le lac serait passé, depuis les années 1970, d'un état trophique mésotrophe à eutrophe-hypereutrophe. De plus, le phosphore serait le nutriment limitant quant à la croissance des végétaux et la variation printanière du rapport N: P, selon la profondeur, suggère qu'il y a un apport endogène de phosphore à partir des sédiments.

7.1.4 Métaux et autres paramètres

Les concentrations mesurées en calcium, en chlorures et en sodium sont élevées et ont augmenté au fil des années, probablement à cause du développement du réseau routier. L'augmentation de la concentration en calcium, entre autres, a favorisé une augmentation de la dureté de l'eau, ce qui contribue à perturber l'équilibre ionique de l'habitat aquatique.

Les concentrations en phénols, en fer, en sulfates et en zinc dépassent les seuils de détection mais ne dépassent aucun critère de la qualité de l'eau du MENV. En ce qui a trait aux métaux, la concentration de ces derniers ne dépasse pas les seuils de détection, lesquels sont trop élevés pour comparer les résultats au critère de protection de la vie aquatique.

7.1.5 Descripteurs biologiques

La DBO₅ des eaux a augmentée au fil des années et dépasse maintenant le critère de qualité de l'eau du MENV quant à la toxicité chronique pour la vie aquatique.

Au cours de l'été, la biomasse phytoplanctonique est élevée en permanence dans les eaux du lac mais une augmentation importante de cette biomasse est constatée au mois d'août et dépasse alors 100 µg/l. La diversité des espèces phytoplanctoniques y est également élevée. De plus, une succession dans cette abondance et la diversité des espèces d'algues a été identifiée et correspond au portrait que Wetzel (1983) a tracé des lacs eutrophes en milieu tempéré.

Les analyses d'eau n'ont pas démontré la présence de toxines associées aux cyanobactéries dans les eaux, mais leur présence n'est pas écartée compte tenu du fait que la production de toxines par les cyanobactéries varie selon les proliférations de fleurs d'eau, et également à l'intérieur d'une même prolifération.

Les poissons présents dans le lac Saint-Augustin sont typiques des lacs peu profonds aux eaux chaudes et turbides. La chair des dorés jaunes capturés dans le lac en 1993 présentait des concentrations élevées en mercure.

La perte de la qualité visuelle du plan d'eau, de même que la présence d'odeurs désagréables sont induits par la présence massive d'algues microscopiques, dont les cyanobactéries.

La concentration maximale de toxines ne coïncide pas nécessairement avec le maximum de biomasse de cyanobactéries. Aussi, la production de toxines n'est corrélée

avec aucun facteur environnemental, à l'exception de la quantité de phosphore réactif soluble.

En limitant la pénétration de la lumière à travers la colonne d'eau, les blooms réduisent la photosynthèse près du fond d'un lac ce qui favorise la production de zones anoxiques à ce niveau. Ce phénomène est accentué par la décomposition massive des algues sénescents ayant participé au bloom. La présence d'une zone sans oxygène près du fond permettra une augmentation de la concentration en phosphore par son relargage à partir des sédiments. Comme le phosphore est soupçonné d'être un facteur favorisant la croissance cyanobactérienne, cela créerait un phénomène de rétroaction positive.

Chaque lac possède ses propres caractéristiques et les solutions employées afin de réduire un bloom cyanobactérien ne sont pas simples, ni universelles. Alors que dans une situation, une technique pourrait s'avérer efficace, dans une autre, elle pourrait ne donner aucun résultat, simplement parce que les espèces impliquées dans le bloom ne seraient pas les mêmes et donc, n'auraient pas la même écologie et les mêmes exigences. La caractérisation biologique et physico-chimique d'un lac et de son bassin versant est donc préalable à toute mesure de restauration.

7.1.6 Les tributaires

L'eau des tributaires est bien oxygénée. La conductivité y est élevée, particulièrement au printemps en raison de l'apport ionique par les eaux de fonte.

Les concentrations en phosphore total des tributaires 1 et 10 dépassent largement les critères de qualité de l'eau pour la baignade et pour la protection de la vie aquatique. La concentration en MES et la turbidité sont également élevées pour ces tributaires. Enfin, il y a un sérieux problème de contamination des eaux de tous les tributaires par les coliformes fécaux au lac Saint-Augustin.

7.1.7 Cote trophique

L'Indice trophique de Ryding et Rast évalue le stade trophique du lac Saint-Augustin comme un lac eutrophe. L'indice de Carlson situe le lac Saint-Augustin au stade eutrophe pendant l'été, et au stade mésotrophe au cours du printemps. Quant à l'indice de Mathieu et coll., il fixe le stade trophique du lac comme plus qu'eutrophe. Cette

dernière échelle ne serait pas bien adaptée à la situation du lac Saint-Augustin, où les apports élevés en nutriments induisent une forte production algale.

En conclusion, le lac Saint-Augustin est présentement, et depuis quelques années, en déséquilibre à cause d'apports trop importants de nutriments. L'équilibre entre les niveaux trophiques est perturbé et il faudra par conséquent concentrer les efforts dans le contrôle de ces nutriments tant au niveau de l'eau que des sédiments.

7.1.8 Impact de la qualité de l'eau sur les usages

Le lac Saint-Augustin a subi un processus d'eutrophisation associé à l'activité humaine via un apport excessif de nutriments. La prolifération massive de cyanobactéries en période estivale et la présence importante de coliformes fécaux restreignent les usages du plan d'eau et la qualité de l'habitat du poisson.

La baignade dans les eaux du lac est restreinte par différents éléments. En effet, les concentrations en phosphore total, de même que les concentrations en coliformes fécaux des eaux du lac et de ses tributaires, dépassent les critères de qualité de l'eau pour la baignade du MENV. Également, la présence excessive de plantes aquatiques au cours de l'été peut perturber des activités nautiques telles que la navigation de plaisance.

La qualité de l'habitat du poisson est affectée par le fait que, au cours de l'été l'eau est chaude et que la surproduction végétale engendre une dégradation importante de la matière organique en profondeur au cours de l'hiver. Cette dégradation de la matière organique consomme de l'oxygène qui ne peut être renouvelée puisqu'il y a présence d'une stratification thermique au cours de cette période. Le milieu ayant une faible concentration en oxygène dissous peut affecter la survie des poissons.

D'autres éléments ont également été identifiés comme affectant la qualité de l'habitat du poisson. En effet, les analyses réalisées dans le cadre de cette étude ont démontré, à une occasion, une concentration en azote ammoniacal dépassant le critère de qualité pour la vie aquatique en ce qui a trait à la toxicité chronique. Les concentrations en phosphore total mesurées étaient toutes au-dessus des critères de qualité du MENV en

ce qui a trait à la vie aquatique (toxicité chronique). Ces concentrations ont un impact certain sur la qualité de l'habitat du poisson.

De plus, les concentrations en calcium, chlorures et sodium ont augmenté au fil des années, ce qui peut perturber l'équilibre osmotique des poissons. Finalement, la DBO₅ dépasse maintenant le critère de toxicité chronique pour la vie aquatique du MENV.

8 RECOMMANDATIONS

Les données présentées dans ce document mettent en évidence le fait que le niveau trophique du lac s'est dégradé au fil des années, qu'il est maintenant eutrophe, que des blooms algaux y sont observés au cours de la période estivale et que l'apport en phosphore élevé est un élément important de la problématique.

Différentes approches peuvent être envisagées pour réduire l'apport en nutriments dans les eaux du lac. Un travail devrait être fait au niveau des sources ponctuelles telles que les installations septiques non efficaces et au niveau des sources diffuses telles que les eaux de surface (terres agricoles, égouts pluviaux, engrais domestiques, etc.), par des législations et des moyens de contrôles de l'érosion ou de l'épandage de déglaçants (par exemple les marais filtrants). Le document *Gestion des apports en phosphore* (EXXEP Environnement, Août 2002), réalisé dans le cadre de *La grande corvée*, présente une estimation de l'impact des différentes possibilités d'intervention pour réduire l'apport en phosphore. L'approche qui sera retenue devra intégrer les différents aspects et ne pas négliger le fait que le lac a emmagasiné, au fil des années, une quantité importante de nutriments dans ses sédiments et que ces derniers, en période anoxique d'hiver, libèrent probablement une quantité importante de nutriments.

Par conséquent, nous proposons les recommandations suivantes :

- Développer avec le conseil de la Ville de Québec un projet de restauration des rives du lac Saint-Augustin, basé soit sur la conformité (2010) ou sur une mesure incitative (partage de frais) ou encore un cadre réglementaire en vue de restaurer le milieu riverain en respectant notamment la *Politique sur la Protection des rives, de la Plaine inondable et du Littoral* ;
- Étudier la possibilité de corriger le bassin versant modifié afin de rediriger les eaux en direction du lac Saint-Augustin ou d'importer de nouvelles sources d'eau pour assurer un renouvellement plus fréquent au cours d'une année ou du moins tel qu'il se présentait initialement ;

- Mettre en place un programme de suivi de la qualité du milieu (lac et tributaires) sur les paramètres physico-chimiques, chimiques, biologiques et microbiologiques. Une station de mesures en lac dans la zone la plus profonde permettrait l'obtention d'une base de données en continu et fournirait des informations précieuses sur les fluctuations de la qualité du plan d'eau. De plus, dans l'éventualité d'un programme de restauration, ces paramètres serviront d'indicateurs de l'amélioration de la qualité du milieu ;
- Identifier les méthodes de contrôle appropriées pour réduire les concentrations en nutriments dont le phosphore, et ce, à des seuils qui ne favoriseront pas la prolifération des cyanobactéries ;
- Réduire les apports en sels de déglçage, en alliant la sécurité routière, et en matières en suspension via le réseau de drainage pluvial et la bande riveraine ;
- Éliminer les apports en bactéries coliformes dans les tributaires du lac Saint-Augustin par des actions appropriées telle que la gestion des eaux sanitaires des résidences isolées.

9 RÉFÉRENCES GÉNÉRALES

- Aquaplantes, 1998. *Recommandations et évaluations des coûts pour la mise en valeur du lac St-Augustin*. Municipalité de St-Augustin-de-Desmaures, 25 pages et 10 annexes.
- Aubin, L. 1979. *Étude du régime hydrique du lac St-Augustin (été 1978)*. Services de Protection de l'Environnement, Direction Générale de la Nature, Programmes des Lacs, 34 pages.
- Axler, R.P. et C.J. Owen, 1994. *Measuring chlorophyll and phaeophytin : Whom should you believe ?* Lake and Reservoir Management, vol. 8, 2:143-151.
- Bourelly, P. 1966. *Les algues d'eau douces*, Tome 1. Édition N. Boubée et cie.
- Bourelly, P. 1968. *Les algues d'eau douces*, Tome 2. Édition N. Boubée et cie.
- Bourelly, P. 1970. *Les algues d'eau douces*, Tome 3. Édition N. Boubée et cie.
- Carlson, R.E. 1977. *A trophic state index for lakes*. Limnology and Oceanography, 22: 361-369.
- Duy, T.N., P.K.S. Lam, G.R. Shaw et D.W. Connell, 2000. *Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water*. Revue of Environmental Contamination Toxicology, 163:113-186.
- Environnement Canada, 1980. *Références sur la qualité des eaux : Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada, 100 pages.
- EXXEP, 1999. *Analyse de la biomasse phytoplanctonique au lac Saint-Augustin*. Pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures. p. 2.
- EXXEP, 2002. *Gestion des apports en phosphore*. Pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin. p. 38.
- Fontaine, L. 1968. *Étude de la pollution des eaux du lac St-Augustin comte de Portneuf*. Régie des Eaux du Québec, 13 pages et annexes.

- Hébert, S. 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Charles, 1979-1995*. Direction des écosystèmes aquatiques, Ministère de l'Environnement et de la Faune, QE-101, Envirodoq no EN950532, 41 p. et 15 annexes.
- Koenings, J.P. et J.A. Edmunsdon, 1991. *Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes : Effects of yellow color and turbidity*. Limnology and Oceanography, 36:91-105.
- Landry, P.L. 1988. *Identification des principaux végétaux présents dans le lac St-Augustin et proposition de moyens pour en prévenir la croissance et les contrôler*. Rapport présenté à la Municipalité de Saint-Augustin, 29 pages.
- Landry, P.L. 1992. *Le lac Saint-Augustin : Amélioration et prévention d'une plus grande détérioration suite à des développements et des réaménagements éventuels*. Rapport présenté à la Municipalité de Saint-Augustin, 22 pages et 5 annexes.
- Landry, P.L. 1994. *Résultats et commentaires suite à des analyses microbiologiques effectuées à Saint-Augustin au bassin filtre de l'Hétrière et dans certains tributaires en juin, juillet et en août 1994*. Rapport présenté à la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, 14 pages et 2 annexes.
- Lapointe, R. 1977. *Interprétation des données limnologiques*. Dép. de biologie, Collège de la Côte-Nord, Campus Manicouagan.
- Lovejoy, C., W.F. Vincent, J.J. Frenette et J. Dodson, 1993. *Microbial gradients in a turbid estuary : Application of a new method for protozoan community analysis*. Limnology and Oceanography, 38:1295-1303.
- Mathieu, P., P. Gentes et J.-P. Gauthier. 1979. *L'âge des lacs, méthode numérique d'évaluation de l'état trophique des lacs*. MRN, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1990 (révisé en 2001). *Critères de qualité de l'eau de surface du Ministère de l'environnement du Québec*, EMA 88-09, 425 pages.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1994. *Analyse des données biologiques et physico-chimiques du lac Saint-Augustin en fonction de l'amélioration de la pêche sportive et des possibilités d'ensemencement*. 15 pages et annexe.
- Ministère des Richesses Naturelles, 1979. *Rapport de la diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Direction Générale des Eaux, Québec, 108 pages.
- Nusch, E. 1980. *Comparaison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination*. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14 :14-36.

- Ostiguy, M.F et P. Potvin, 1980. *Évaluation des paramètres biologiques*. Services de la qualité des eaux, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.
- Ouellet, M., P. Pagé et M.A. Bouchard, 1989. *Quelques aspects limnologiques du lac du cratère du Nouveau-Québec, Ungava*. Collection Environnement et Écologie, 7 : 237-256.
- Ramade, F. 1992. *Précis d'écotoxicologie*. Masson, Paris, 300 pages.
- Ryding, S.-O. et W. Rast. 1994. *L'eutrophication des lacs et des réservoirs*. Masson et Unesco Paris, 294 pages.
- Sanfaçon, R. 1978. *Étude globale de la dégradation de l'environnement au lac St-Augustin, Région de Québec*. Mémoire présenté à l'Université Laval, 125 pages.
- Scott, W.B. et E.J. Crossman, 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*. Bulletin 184, Environnement Canada, Ottawa, 1026 pages.
- Tardat-Henry, M., 1992. *Chimie des eaux*. Deuxième édition, Le Griffon d'argile, 537 p.
- Utermöhl, H., 1958. *Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik*. Mitt. Int. Ver. Theor. Angen. Limnol. 9, 38 pages.
- Wetzel R., 1983. *Limnology*. 2^e édition, Saunders College Publishing, 762 pages.

ANNEXE I

Paramètres analytiques associés aux critères de qualité de l'eau.

Paramètres analytiques associés aux critères de qualité de l'eau.

Paramètres chimiques	Critères de qualité de l'eau en fonction des usages ¹			
	Santé humaine	Activités récréatives et esthétiques	Vie aquatique ²	
			Toxicité aigue	Toxicité chronique
Azote ammoniacal (mg/l)	0,5 à 1,5	-	2,91	0,396
Azote total kjeldahl (mg/l)	-	-	-	-
Nitrites-Nitrates (mg/l)	10	-	-	-
Phosphore total (mg/l)	-	0,02	-	0,02
Phosphore total soluble (mg/l)	-	-	-	-
Cadmium (mg/l)	0,005	-	0,008	0,002
Chrome (mg/l)	0,05	-	2,94	0,002
Cuivre (mg/l)	1	-	0,032	0,005
Nickel (mg/l)	0,02	-	2,44	0,271
Plomb (mg/l)	0,01	-	0,18	0,007
Zinc (mg/l)	<0,5	5,0	0,2	0,183
Mercure (µg/l)	1,8x10-6	-	0,0016	0,000908
Fer (mg/l)	0,3	-	-	0,3
Sulfates (mg/l)	500	-	300	-
Cyanure totaux (CN)	0,2	-	0,022	0,005
Dureté totale (mg/l)	80 à 150	-	-	-
Alcalinité (mg/l)	-	-	3	-
Sodium (mg/l)	200	-	-	-
Turbidité (UTN)	-	5 ⁴	-	5 ⁴
Calcium (mg/l)	-	-	3	-
Chlorures (mg/l)	250	-	860	230
Phénols (mg/l)	0,3	-	0,23	-
Coliformes fécaux (UCF/100ml)	1000	200	-	-
DBO ₅ (mg/l)	-	-	-	3

- = Aucun critère pour cet usage

1. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, MENV, 2001.

2. critères mesurés en fonction de ces paramètres : température : 20°C, pH : 8,25 et dureté totale : 190 mg/l.

3. La sensibilité du milieu varie selon la concentration en calcium

4. 5 UTN de plus que la turbidité naturelle

ANNEXE II

Méthodologies détaillées.

Méthodologies détaillées

Biomasse phytoplanctonique

Les échantillons d'eau ont été filtrés sur des filtres de type MFS (25 mm de diamètre, porosité de 0,5 µm). Les filtres ont été conservés moins d'une semaine au congélateur.

L'extraction de la chlorophylle a (Chl a) a été réalisée selon la méthode de Nusch (1980). Les filtres étaient immergés pendant 5 minutes dans l'éthanol 95% (v/v), à 65°C. La fluorescence des extraits a été évaluée avec un fluorimètre de marque Sequoia Turner modèle 450, équipé d'un filtre d'excitation bleu (NB440) et d'un filtre d'émission rouge (SC665). Le fluorimètre a été calibré à chaque utilisation avec un standard de chlorophylle a (*Anacystis nidulans*, de Sigma Chemical Co.). Chaque valeur fut également corrigée pour les phaéopigments. Ainsi, les extraits de chlorophylle a ont été acidifiés, après une première lecture de fluorescence, en ajoutant 3 gouttes de HCl (0.01 N), de manière à évaluer la concentration en chlorophylle a active.

Pour obtenir les valeurs de biomasse exprimées en µg/L, nous avons utilisé l'équation 1, définie par Axler et Owen (1994):

Équation 1:

$$\text{Chlorophylle } \underline{a} \quad (\mu\text{g/L}) = (F.C. * (r/r-1) * (Fb-Fa) * r) / (\text{Gain} * V)$$

Le facteur acide (*r*) et le facteur de calibration (*F.C.*) du fluorimètre sont estimés de la façon suivante:

$$r = Fb/Fa \qquad F.C. = Ca \text{ std} / Fb$$

où:

Fb = fluorescence de l'échantillon avant l'acidification

Fa = fluorescence de l'échantillon après l'acidification

Ca std = standard de chlorophylle a (µg/L)

et:

Gain = l'intensité du fluorimètre lors des lectures de fluorescence
r = gain standardisé multiplié par le volume d'extrait (ml)
V = volume d'eau filtré (L)

Abondance et identification des espèces

La composition spécifique a été évaluée à l'aide d'un microscope inversé à épifluorescence, de marque Zeiss Axiovert 10. Les échantillons ont été conservés dans un mélange de 1% de glutaraldéhyde et de 0.1% de paraformaldéhyde (concentration finale) et entreposés à la noirceur à 4 °C.

Le comptage et l'identification du phytoplancton furent réalisés selon la technique de Fluorescence Normaski-Utermöhl (FNU) développée par Lovejoy *et coll.* (1993).

On laisse les échantillons sédimenter pendant 24 heures dans une chambre à sédimentation (chambre Utermöhl de 26 mm de diamètre). Un marqueur fluorochrome est ajouté aux échantillons (DAPI à 0,1 µg/L concentration finale), lequel se fixe sur les molécules d'ADN des cellules. Les échantillons sont ensuite observés sous la lumière ultraviolette. Les noyaux des cellules émettent une coloration bleue, alors que les chloroplastes des cellules phytoplanctoniques sont auto-fluorescents et émettent une coloration rouge. De cette façon, il est possible de distinguer les organismes autotrophes (contenant des chloroplastes), des organismes hétérotrophes (ne contenant pas de chloroplastes), généralement des protozoaires ciliés ou flagellés. L'examen s'effectue à un grossissement de 400X et de 1000X. Le grossissement à 400X est utilisé pour dénombrer et identifier les organismes, tandis que le grossissement à 1000X sert à identifier les nanoflagellés. Un total de 400 cellules est compté à 400X et transformé en abondance selon l'équation 2. Les ouvrages de Bourelly (1966, 1968 et 1970) ont servi de références pour l'identification des algues d'eau douces.

Équation 2:

$$\text{Abondance (Cellules/ml)} = \frac{(\text{nb. de phytoplancton/champs}) * (R_{\text{Surf}})}{(R_{\text{Ch}}) * (1/VEF \text{ sans fixatif})}$$

où

$RSurf = \text{Rayon de la surface de filtration au carré} = 156,25 \text{ mm}^2$

$RCh = \text{Rayon du champs (400X) au carré} = 0,0625 \text{ mm}^2$

$VEF = \text{Volume échantillon filtré} = 25 \text{ ml} - 10 \% (\text{volume du fixatif}) = 22,5 \text{ ml}$

Bilan hydrique

Le calcul du temps de renouvellement des eaux du lac Saint-Augustin se fait à l'aide de l'équation suivante:

$$TR1 = V / (Q * 3,1536 E7)$$

où $TR1$ équivaut au temps de renouvellement (an), V correspond au volume d'eau du lac et Q représente le module annuel à l'exutoire exprimé en m^3/sec . Selon cette équation, le temps de renouvellement des eaux du lac Saint-Augustin équivaut à 0,44 an.

Afin de s'assurer de la conformité des résultats, nous avons appliqué une relation en tenant compte des données pluviométriques et de la superficie du bassin versant du lac Saint-Augustin pour évaluer le temps de renouvellement des eaux.

$$TR2 = V / [BV * Pam * Fc]$$

où $TR2$ équivaut au temps de renouvellement (ans); BV , la superficie du bassin versant (m^2); Pam , les précipitations annuelles moyennes (m/an) et finalement, Fc , le facteur de correction pour l'évapotranspiration (54%). Ce facteur représente la quantité d'eau reçue au sol et qui retourne à l'atmosphère sans transiter par le lac. Le temps de renouvellement, tenant compte de la superficie du bassin versant naturel estimé par cette équation, correspond à 0,49 an. Par ailleurs, le temps de renouvellement estimé pour le bassin versant modifié est de 0,58 an.

Pour interpréter la durée de séjour des eaux d'un lac, nous pouvons également utiliser la relation inverse ($1/Tr$) qui correspond à la fréquence de renouvellement des eaux. Cette relation nous indique que le volume d'eau total du lac Saint-Augustin sera renouvelé deux fois sur une base annuelle pour le bassin versant naturel. Alors que pour le bassin versant modifié, la fréquence de renouvellement est de $1,72 \text{ an}^{-1}$.

ANNEXE III

**Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques obtenus à la station L2
du lac Saint-Augustin et relevés de terrain 2000-2001.**

Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques obtenus à la station L2 du lac Saint-Augustin.

Date	Prof. ¹	Transp. ²	Temp. ³	O ₂ ⁴	% de sat. ⁵	Conduct. ⁶	pH ⁷
27-09-71	Surface		14,9	9,5	95	260	7,1
	Fond		13,8	9,1	89	250	7,6
23-08-76	Surface	1,5	22,0	11,4	130	348	8,3
	Fond		18,0	4,1	43	350	7,1
26-09-76	Surface	1,8	13,0	9,2	89	350	8,2
	Fond		13,0	9,1	88	350	8,2
02-08-77	Surface	0,3	22,6	13,5	153	365	9,3
	Fond		22,4	12,1	137	370	9,2
14-08-78	Surface	1,6	23,5	10,0	115		
	Fond		22,5	5,7	64		
03-08-93	Surface		20,0	10,0	109	531	8,6
	Fond		17,0	3,0	31	540	7,4
17-09-00	Surface	0,7	15,7	7,6	78	696	7,8
	Fond		14,7	5,9	58	707	7,6
06-09-01	Surface	0,9	19,5	9,1	98	780	8,8
	Fond		19,3	7,4	80	781	8,6

1. Profondeur (Surface ou Fond)
2. Transparence (m)
3. Température (°C)
4. Oxygène dissous (mg/l)
5. Saturation en oxygène dissous (%)
6. Conductivité (µS/cm)
7. Acidité

ANNEXE IV

Certificats d'analyses chimiques des eaux du lac Saint-Augustin.

ANNEXE V

Résultats de biomasse phytoplanktonique , abondance et identification du phytoplankton et certificats d'analyses en laboratoires des toxines.

ANNEXE VI

**Certificats d'analyses chimiques en laboratoire des tributaires
du lac Saint-Augustin.**