

2. DONNÉES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC WILLIAM

2.1 Compilations des données existantes sur la qualité de l'eau du Lac William

2.1.1 Matières fertilisantes (Phosphore total)

Le phosphore est généralement considéré comme le principal élément nutritif limitant la croissance des plantes en milieu aquatique. Le phosphore est un paramètre important à considérer dans la qualité générale d'un plan d'eau. Bien que le phosphore existe sous différentes formes (voir annexe 1), c'est en mesurant le phosphore total qu'on obtient la meilleure évaluation de ce paramètre, car le phosphore total est le plus abondant et comprend toutes les formes disponibles.

L'apport en phosphore vers un lac est déterminant dans la prolifération des plantes aquatiques, qu'elles soient indigènes ou envahissantes et nuisibles. Le phosphore joue en rôle prépondérant au niveau d'un lac de villégiature. S'il est en excès dans le sol, le phosphore est drainé vers les milieux aquatiques. Étant souvent un élément limitatif pour les plans d'eau, une addition de phosphore dans les écosystèmes peut agir comme fertilisants et générer des problèmes d'eutrophisation. Le cycle du phosphore est présenté à l'annexe 1.

Les critères de qualité pour le phosphore total sont présentés au tableau suivant.

Tableau 2.1 – Critère de qualité pour phosphore total (mg/L) - MDDEP

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES	
Phosphore total/ mg/L	Explication
0,03 (OMOEE, 1994)	Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières
0,02 (SEMAT, 1998)	Ce critère s'applique aux cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Il vise à limiter la nuisance causée par les algues et les plantes aquatiques dans ces lacs.

Source : site internet du MDDEP

Depuis 1998 la Municipalité de St-Ferdinand confie le mandat à un laboratoire spécialisé, *Biolab*, afin d'effectuer l'analyse de divers paramètres sur une douzaine de points d'échantillonnage sur différents secteurs du lac William. Les concentrations de phosphore total sont mesurées deux fois par année (août et octobre) et ce, à 4 stations d'échantillonnage, soit les stations # 3, 4, 11 et 12⁴.

Le tableau suivant résume les résultats d'analyse pour le phosphore total.

Tableau 2.2 – Phosphore total (mg/L), de 1998 à 2004, lac William

Année	Mois	Station d'échantillonnage				moy.	max.	min.
		3	MS 4	11	12			
1998	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.064	0.147	0.01	0.035	0.06	0.15	0.01
1999	août	0.1	0.01	0.02	0.01	0.04	0.10	0.01
	octobre	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2000	août	0.32	0.57	0.1	0.07	0.27	0.57	0.07
	octobre	0.01	0.04	0.05	0.01	0.03	0.05	0.01
2001	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.07	0.02	0.01	0.02	0.03	0.07	0.01
2002	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2003	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	2.7	0.24	0.19	0.58	0.93	2.70	0.19
2004	août	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
	octobre	0.02	0.02	0.07	0.01	0.03	0.07	0.01
	moy.	0.24	0.08	0.04	0.06			
	max.	2.70	0.57	0.19	0.58			
	min.	0.01	0.01	0.01	0.01			

Source : Municipalité de St-Ferdinand, rapports de Biolab

La figure suivante illustre les valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

⁴ La localisation des stations d'échantillonnage est présentée à l'annexe 4.

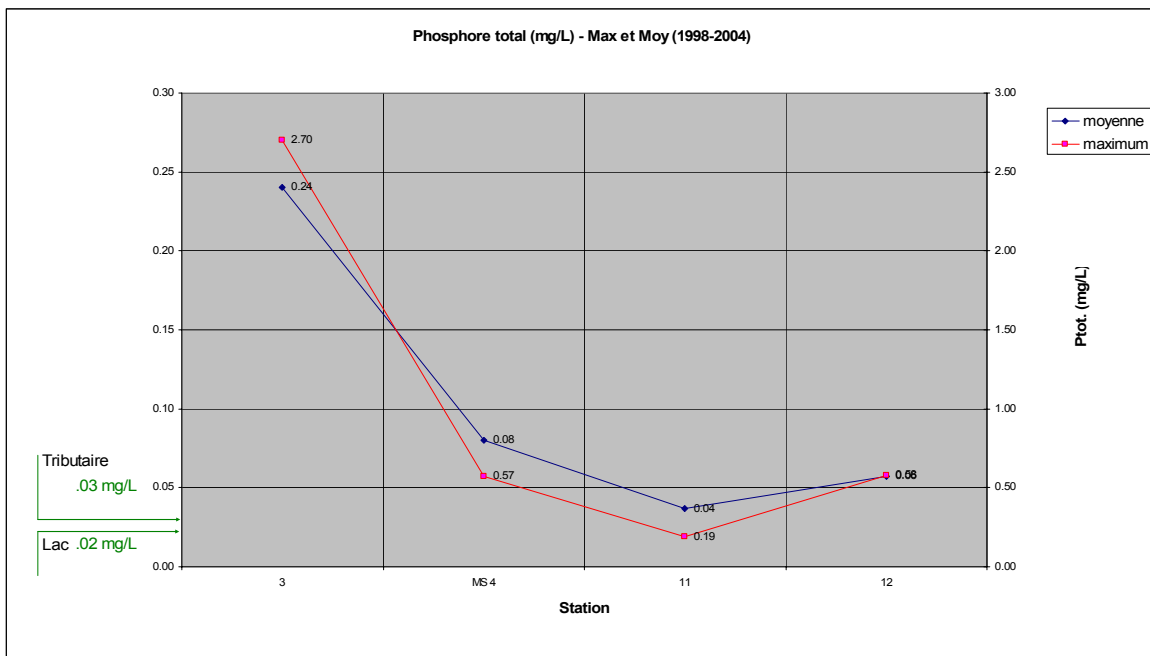


Figure 2.1 – Phosphore total, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

On remarque que les plus fortes concentrations de phosphore total apparaissent aux stations # 3 et MS 4, soit respectivement l'embouchure de la rivière Bécancour qui représente en fait la principale charge du lac William et ce qu'on appelle la fosse près de l'embouchure du lac, c'est-à-dire la portion profonde du lac.

La figure suivante⁵ illustre les quatre stations où les concentrations de phosphore total sont mesurées, soit les stations # 3, MS 4, 11 et 12.

⁵ Le code de couleur indique le niveau d'importance des valeurs, rouge étant le plus problématique, jaune moyennement et vert acceptable.



Figure 2.2 – Illustration des stations avec fortes concentrations de phosphore total.

2.1.2 Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont des micro-organismes vivant dans l'intestin des mammifères (humain et animaux) et leur présence dans l'eau donne une indication sur la pollution de l'eau. Bien que les coliformes fécaux ne soit pas un grand danger, ils fournissent toutefois un indice sur la susceptibilité de retrouver des organismes pathogènes dans le milieu. Ils proviennent principalement des systèmes d'égouts (débordements de stations d'épuration), des installations septiques inadéquates et de l'agriculture.

Pour ce qui est des critères de qualité, ils sont présentés au tableau suivant selon les usages de l'eau.

Tableau 2.3 – Critère de qualité pour coliformes fécaux/100 ml - MDDEP

Classification de la qualité de l'eau utilisée pour les usages récréatifs		
Qualité de l'eau	Coliformes fécaux/100 millilitres	Explication
Excellente	0-20	Tous les usages récréatifs permis
Bonne	21-100	Tous les usages récréatifs permis
Médiocre	101-200	Tous les usages récréatifs permis
Mauvaise	Plus de 200	Baignade et autres contacts directs avec l'eau compromis
Très mauvaise	Plus de 1000	Tous les usages récréatifs compromis

Source : site internet du MDDEP

Depuis plusieurs années, la Municipalité de St-Ferdinand confie le mandat à un laboratoire spécialisé, *Biolab*, afin d'effectuer l'analyse de divers paramètres sur une douzaine de points d'échantillonnage sur différents secteurs du lac William.

Les mesures de concentrations de coliformes fécaux sont présentées au tableau suivant.

Tableau 2.4 – Coliformes fécaux/100 ml, de 1997 à 2004, lac William

Année	Mois	Station d'échantillonnage												moy.	max.	min.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12			
1997	août	52	22	240	14	56	34	42	6	34	40			54	240	6
	octobre	14	32	100	24	8	8	4	4	10	100			30	100	4
1998	août	40	20	0	2	4	2	4	6	8	2	6	0	8	40	0
	octobre	8	1	250	4	0	0	10	0	0	4	2	0	23	250	0
1999	août	2	8	28	58	0	6	4	2	4	4	58	6	15	58	0
	octobre	570	590	2500	230	70	200	190	120	160	240	190	250	443	2500	70
2000	août	150	2	6	1	2	1	1	2	2	1	1	2	14	150	1
	octobre	26	32	370	12	20	8	16	2	4	10	14	10	44	370	2
2001	août	590	160	320	48	64	2	0	0	2	8	4	20	102	590	0
	octobre	380	340	570	48	800	20	11	50	50	16	10	100	200	800	10
2002	août	900	490	84	88	15	27	5	2	10	15	400	8	170	900	2
	octobre	120	120	1600	130	84	150	120	48	50	140	5	62	219	1600	5
2003	août	240	10	130	15	15	70	3	12	12	170	5	13	58	240	3
	octobre	100	44	20	30	10	15	3	3	3	3	2	3	20	100	2
2004	août	14	45	220	30	4	12	12	2	2	2	17	8	31	220	2
	octobre	6	6	62	13	4	2	7	4	7	17	2	6	11	62	2
	moy.	201	120	406	47	72	35	27	16	22	48	51	35			
	max.	900	590	2500	230	800	200	190	120	160	240	400	250			
	min.	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0			

Source : Municipalité de St-Ferdinand, rapports de Biolab

La figure suivante illustre les valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

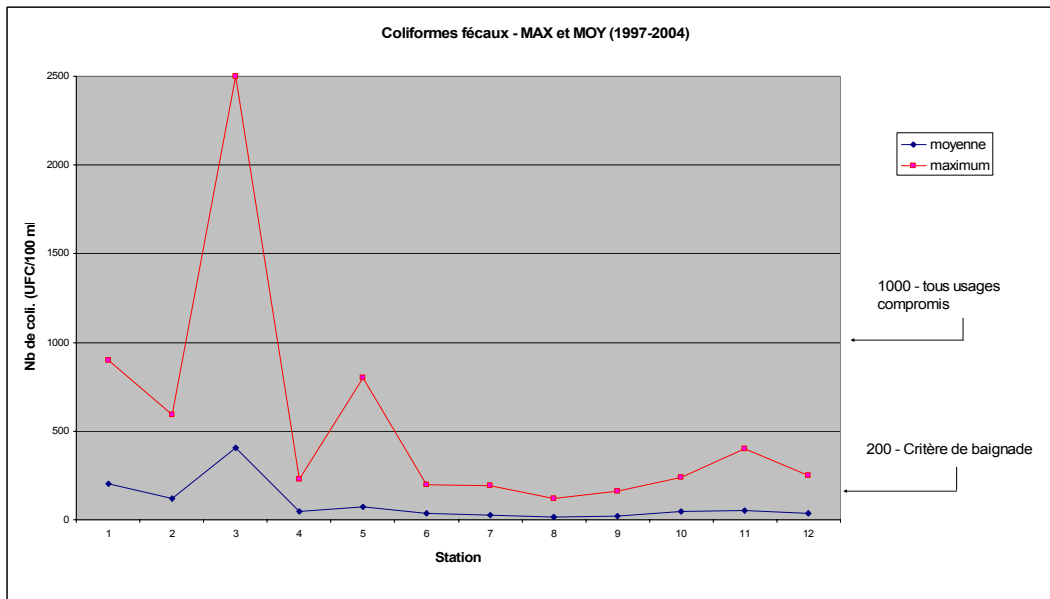


Figure 2.3 – Coliformes fécaux, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

De façon plus schématique, la figure suivante illustre les quatre stations où les concentrations de coliformes fécaux apparaissent les plus problématiques, soit les stations # 1, 3, 5 et 11.



Figure 2.4 – Illustration des stations avec fortes concentrations de coliformes fécaux.

On remarque que les concentrations (moyennes et maximales) les plus élevées en coliformes fécaux sont présentes à l’embouche de la rivière Bécancour, de la rivière Chainey et de la rivière Fortier.

Par ailleurs, des données ont été prises en 1994⁶ par l’équipe de M. Raymond Gagnon et Mme Josée Bernard à la sortie de l’usine d’épuration des eaux de la ville de Black Lake (station d’épuration des eaux usées de la haute Bécancour) et les résultats sont présentés au tableau ci-dessous.

⁶ Des données récentes sur la performance de la station d’épuration des eaux usées de la ville de Thetford Mines (Black Lake) devraient être publiées en début d’année 2007 par Canards Illimités.

Tableau 2.5 – Coliformes fécaux/100 ml, station d'épuration-Black Lake, 1994

	Coliformes fécaux (col/100 ml)			
Juillet	13 000	20 000	15 000	20 000
Août	12 000	13 000	10 000	11 000

Source : Gagnon et al., 1994

Alors que la figure suivante, illustre la variation des données.

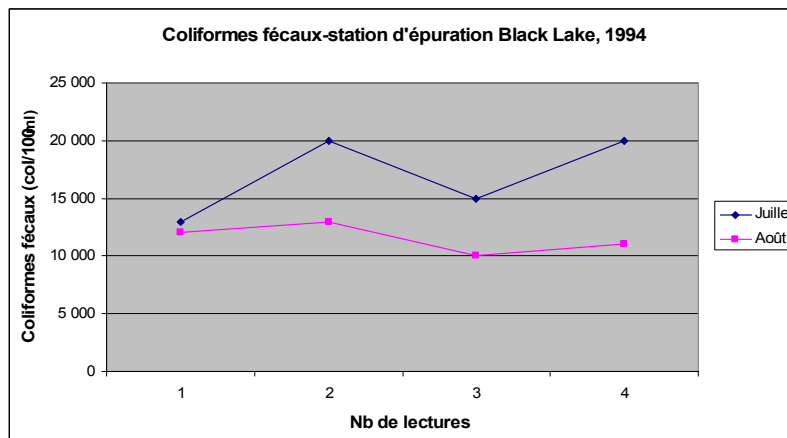


Figure 2.5 – Coliformes fécaux, station d'épuration des eaux, Black Lake, 1994.

Il est à noter que le ministère de l'Environnement n'exige pas de désinfection des eaux usées. S'il devait le faire, le critère de rejet serait de 5 000 col/100mL. Or, étant donné que la désinfection n'est pas exigée elle n'est pas donc pas réalisée mais les concentrations sont tout de même mesurées et peuvent même parfois atteindre 100 000 col/100mL. (source : communication personnelle avec M. D Lapointe, 2006).

2.1.3 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont de particules solides de plus de 1 micron (1 µm) de diamètre présentes dans l'eau. Elles peuvent être d'origine organique ou inorganique (vivante ou inerte). Les MES donnent un indice de la pollution de l'eau et influent directement sur la transparence de l'eau, en changeant la coloration et le turbidité de l'eau.

Les critères de qualité des MES sont présentés au tableau suivant.

Tableau 2.6 – Critère de qualité pour les MES (mg/L) - MDDEP

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES	
MES/ mg/L	Explication
PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGÜÈ) 25 (CCME, 1999)	Ce critère permet une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle
PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE) 5 (CCME, 1999)	Ce critère permet une augmentation moyenne de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle

Source : site internet du MDDEP

Le tableau suivant présente les concentrations de matières en suspension (MES) prises à deux stations (#3 et #MS 4), de 1997 à 2004.

Tableau 2.7 – Concentration de MES/100 ml, de 1997 à 2004, lac William

Année	Mois	Station		moy.	max.	min.
		3	MS 4			
1997	août	11	2	7	11	2
	octobre	4	1	3	4	1
1998	août	12	1	7	12	1
	octobre	9	14	12	14	9
1999	août	17	1	9	17	1
	octobre	1	1	1	1	1
2000	août	1	1	1	1	1
	octobre	10	1	6	10	1
2001	août	6	3	5	6	3
	octobre	55	3	29	55	3
2002	août	9	3	6	9	3
	octobre	8	1	5	8	1
2003	août	10	2	6	10	2
	octobre	4036*	3	3	3	3
2004	août	9	2	6	9	2
	octobre	7	2	5	7	2
	moy.	11	3			
	max.	55	14			
	min.	1	1			

* cette valeur a été excluse du calcul de la moyenne

La figure suivante illustre les concentrations de MES moyennes et maximales pour les deux stations d'échantillonnage, de 1997 à 2004.

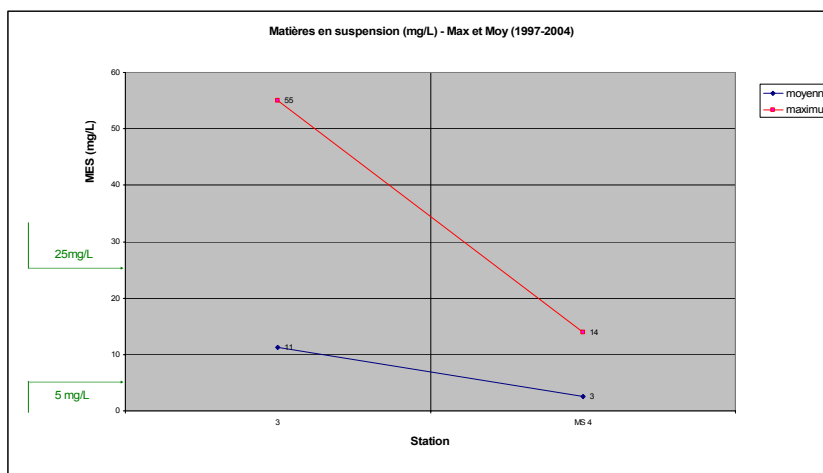


Figure 2.6 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

De plus, la figure ci-dessous illustre la variation des MES (moy. et max.) pour chacune des stations, dans le temps (de 1997 à 2004).

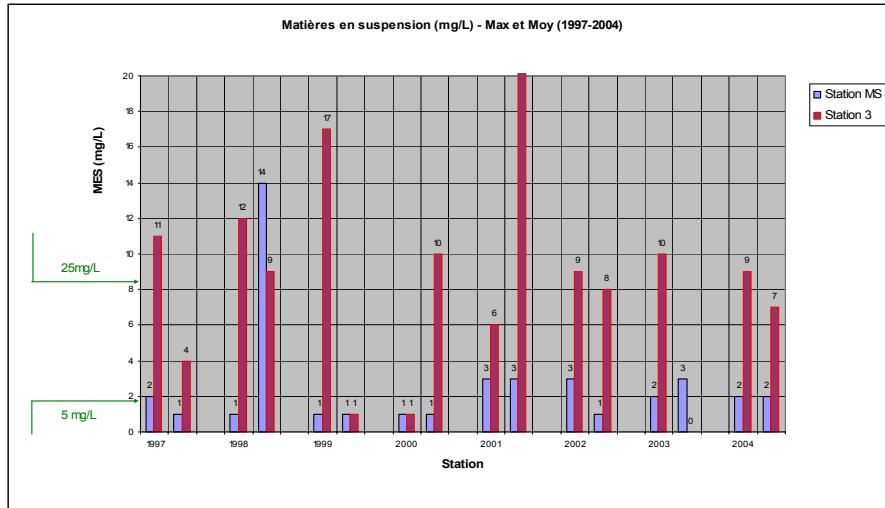


Figure 2.7 – MES, variations de moyennes et maximales selon le temps.

Enfin, la figure ci-dessous illustre la localisation des valeurs problématiques pour chaque point de mesure.



Figure 2.8 – Illustration des stations avec fortes concentrations de MES.

Par ailleurs, en 1994 l'équipe de M. Raymond Gagnon a effectué d'autres mesures de matières en suspension et ce, à diverses localisations. Les résultats sont présentés au tableau ci-dessous. Il est important de noter que les numéros des stations d'échantillonnage ne correspondent pas aux numéros indiqués précédemment, car les données ont été prises par une autre équipe de travail. (voir la figure 2.10 pour localisation des stations).

Tableau 2.8 – Concentration de MES/100 ml, de 1994, lac William

Année	Mois	Station										moy.	max.	min.
		1	2	3	4e*	4h	5	6	7e	7h	8			
1994	08-juil	0.5	0.5	15.3	2.8		1.6	2.0			2.7	3.6	15.3	0.5
	19-juil	0.8	0.1	16.8	1.6	5.6	5.0	2.3	2.4	29.7	3.6	6.8	29.7	0.1
1994	02-août	0.4	0.8	23.6	3.0	32.2	2.2	2.1	2.8	14.2	3.9	8.5	32.2	0.4
	17-août	0.5	0.5	33.5	3.0	63.4	2.4	8.5	1.7	52.9	2.4	16.9	63.4	0.5
	moy.	0.6	0.5	22.3	2.6	33.7	2.8	3.7	2.3	32.3	3.2			
	max.	0.8	0.8	33.5	3.0	63.4	5.0	8.5	2.8	52.9	3.9			
	min.	0.4	0.1	15.3	1.6	5.6	1.6	2.0	1.7	14.2	2.4			

e: en surface
h: en profondeur

Source : Gagnon et al., 1994

La figure suivante illustre la variation des valeurs moyennes et maximales des concentrations de MES selon les stations d'échantillonnage.

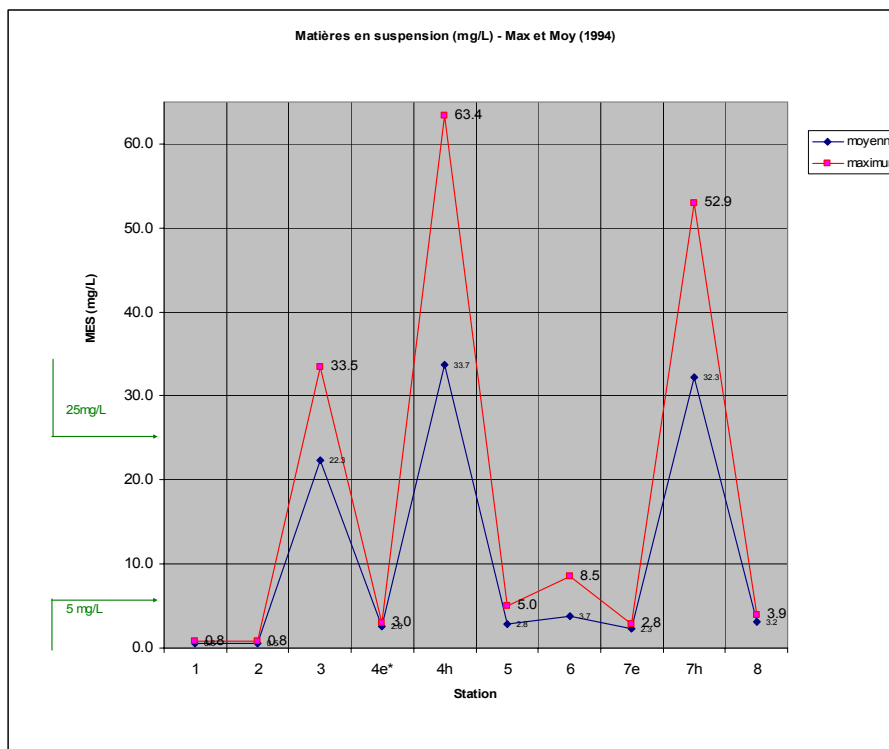


Figure 2.9 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

La figure ci-dessous illustre la localisation des stations d'échantillonnage ainsi que les points le plus critiques.

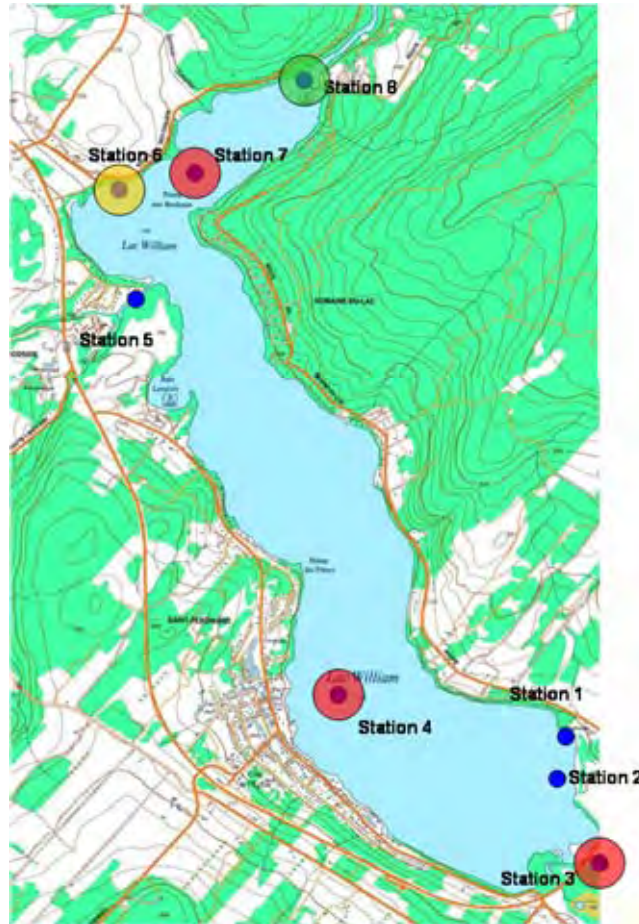


Figure 2.10 – Illustration des stations et des fortes concentrations de MES.

On remarque que les valeurs les plus élevées coïncident entre les deux séries d'analyse (Biolab 1997-2004 et Gagnon et Al. 1994), soit l'embouchure de la rivière Bécancour et la station localisée dans la fosse de l'extrémité nord du lac (#MS4 pour Biolab et #7 pour Gagnon). Il est par ailleurs intéressant de remarquer que les MES mesurées à la station #8 (ci-dessus) sont relativement faibles, ce qui tend à confirmer que le lac joue le rôle de bassin de sédimentation, c'est-à-dire que la majeure portion des MES a sédimenté avant d'atteindre l'embouchure du lac (station #8).

2.1.4 Cote trophique

La cote trophique d'un lac permet d'évaluer globalement son stade de vieillissement. Élaboré par le ministère de l'Environnement à la fin des années 70, la cote trophique est calculée à partir d'une équation permettant de déterminer, à l'aide de différents paramètres, l'état trophique d'un lac et de la classer selon une échelle variant de 1 à 10, où 10 étant la valeur la plus élevée représentant un lac vieux et riche en contaminants. La cote trophique est fonction des paramètres suivants : l'oxygène dissous, la transparence, la profondeur et le poids sec de seston⁷.

Le tableau ci-dessous décrit l'état d'un lac selon sa cote trophique.

Tableau 2.9 – Cote trophique d'un lac

Cote	État
0 à 3.75	Oligotrophe
3.75 à 7.5	Mésotrophe
7.5 et +	Eutrophe

Dans un rapport publié en 1980 par le ministère de richesses naturelles, le lac William s'est vu attribué la cote de 8, caractéristique d'un lac eutrophe. Par la suite, la cote trophique a varié selon les années, sans toutefois se maintenir à un niveau mésotrophe.

Tableau 2.10 – Cote trophique du lac William

Année	Cote trophique	État
1976		mésotrophe
1980	8	eutrophe
1994	6.4	mésotrophe
1995	8.6	eutrophe

L'annexe 8 présente une description plus complète de l'eutrophisation d'un lac ainsi qu'une illustration du phénomène.

⁷ Le poids sec de seston est une mesure de la quantité de particules de diamètre supérieur à 80 µm en suspension dans l'eau. On peut la considérer comme une mesure représentant la biomasse planctonique.

2.1.5 Températures et pH

En ce qui a trait à la température de l'eau d'un lac, la stratification thermique est un phénomène naturel. Les lacs ont en général deux stratifications thermiques par année, soit une en été et une en hiver. Ainsi, au printemps lors de la fonte des glaces les eaux à la surface sont réchauffées par la radiation solaire et il arrive alors un moment où l'eau à la surface soit à la même température que l'eau en profondeur. Il se produit alors un brassage (retournement, dont le phénomène est expliqué et illustré à l'annexe 2) de l'eau alors que l'eau du fond migre vers la surface et l'eau de surface migre vers le fond. Ce brassage est de courte durée car l'eau de surface continue son réchauffement, par l'effet du soleil. L'eau froide plus dense demeure au fond, il y a donc stratification thermique qui va durer jusqu'à l'automne. Ainsi plus on descend dans la colonne d'eau, plus la densité augmente, plus la température de l'eau diminue et plus la concentration en oxygène augmente, car on sait que la solubilité d'un gaz (oxygène) dans un milieu aqueux est inversement proportionnelle à la température du mélange. Le profil de température selon des données de 2004 est illustré à la figure suivante, alors que le tableau des données est présenté à l'annexe 4.

pH

Des profils de pH de l'eau, selon la profondeur, ont été effectués à l'été 2004 pour une équipe de l'Université de Montréal (données obtenues par l'intermédiaire de la Municipalité de St-Ferdinand). Les valeurs indiquent un pH relativement stable dans toute la colonne de l'eau avec une valeur moyenne de 6.64. Les valeurs varient entre 6.22 et 8.21, alors que le critère de protection de la vie aquatique, tel que spécifié par la Ministère de l'Environnement, le pH de l'eau devrait varier entre 6.5 et 9. Par ailleurs, des données de 1976, 1979 et 1994, démontrent également des valeurs de pH relativement neutre avec des écarts respectifs de 7.3 à 7.7 ; 6.4 à 8.2 ; 6.7 à 9.6. Donc, ce paramètre ne semble pas causé problème à la qualité de l'eau du lac William.

La figure suivante illustre les profils de températures et de pH dans la colonne d'eau en 2004⁸.

⁸ Le tableau résumant les données est présenté à l'annexe 4.

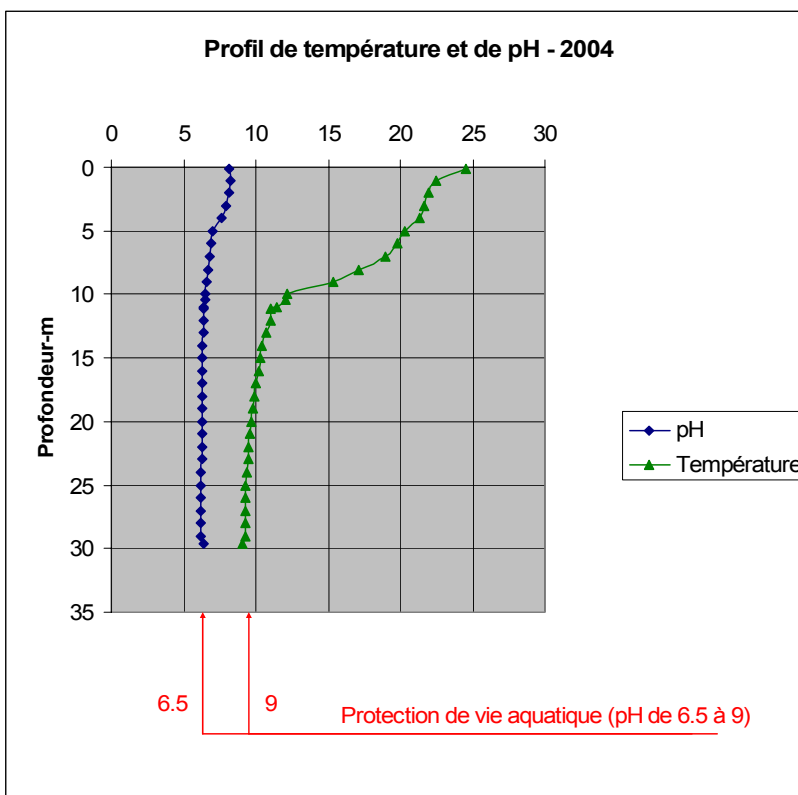


Figure 2.11 – Profils de température et de pH – été 2004

Des données historiques datant de 1972 et de 1974, présentaient des mesures de pH variant de 7.4 à 9.4 environ. Donc, le pH semble relativement stable depuis plusieurs années.

2.1.6 Cyanobactéries (algues bleues)

Les cyanobactéries, qui sont aussi appelées cyanophycées ou algues bleu vert, sont microscopiques et présentent à la fois certaines caractéristiques des bactéries (telle l'absence de membrane dans leur cellule) et des algues (telle la photosynthèse). Les fleurs d'eau (blooms) de cyanobactéries résultent de la prolifération excessive de leur communauté. En général, les fleurs d'eau sont visibles de la surface du milieu aquatique affecté. Leur apparence diffère selon les conditions environnementales et les espèces de cyanobactéries. Ces fleurs d'eau peuvent ressembler notamment à une *soupe* ou à un déversement de peinture (écume). Ces fleurs d'eau sont principalement vertes ou turquoise.

Bien que les fortes concentrations de phosphore soient le principal responsable de la formation et du maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries, d'autres facteurs peuvent également influencer leur développement, dont l'ensoleillement, la température, le pH ainsi que les eaux stagnantes. (source : MDDEP).

Le lac William a fait l'objet d'un suivi de la présence des cyanobactéries de 2001 à 2003 par le MENV. La municipalité de Saint-Ferdinand a collaboré pour les activités sur le terrain. Des espèces de cyanobactéries susceptibles de produire des hépatotoxines ou des neurotoxines y ont été identifiées. Pour certaines dates et stations, des abondances de cyanobactéries totales dépassaient, selon les cas, les seuils d'alerte de premier ou de deuxième niveau de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). De l'écume a été observée, ce qui correspond au non-respect du seuil d'alerte le plus important (troisième niveau) de l'OMS. Ces seuils permettent d'évaluer les risques associés aux activités de contact avec l'eau (baignade). Seulement un faible pourcentage d'échantillons affichait des concentrations de microcystine-LR totale dépassant la recommandation de Santé Canada de 1,5 µg/l. Cette recommandation est applicable à l'eau du robinet (donc après traitement) pour une consommation d'eau journalière à long terme. Cette recommandation est donc trop sévère pour des eaux de baignade.

Mais le phénomène de fleurs d'eau n'est pas récent pour le lac William. Dans un rapport émis en 1977, le ministère de l'Environnement de l'époque (qu'on appelait le service de protection de l'Environnement) signalait la présence de fleurs d'eau. De plus en 1980, dans un rapport émis par le ministère des Richesses Naturelles, on indique que les fleurs d'eau sont présentes sur presque toute la surface de l'eau et ces dernières semblaient présentes toute l'été, étant donné que le poids sec de seston était déjà très élevé dès le mois de mai. Des données nous indiquent qu'il y avait également un bloom d'algues en 1994.

Trois niveaux de normes de cyanobactéries sont définis par l'OMS.

- 1) 20 000 cellules /ml : Risque pour la santé, informes les baigneurs et les responsables du plan d'eau
- 2) 100 000 cellules /ml : Restreindre la baignade et intensifier les activités de surveillance
- 3) Écume : Éviter tout contact avec l'écume, interdire la baignade et intensifier les activités de surveillance.

À l'été 2002 (le 22 août), des concentrations de l'ordre de 138 000 cellules /ml ont été enregistrées, atteignant ainsi un seuil dangereux pour la santé des usagers de l'eau.

L'été 2006 fut une année spectaculaire au niveau des cyanobactéries au Québec. En effet, plusieurs lacs de la province ont fait la manchette au cours l'été 2006 avec la présence de cyanobactéries, entres autres les lacs suivants : grand lac Saint-François (région de Thetford Mines), Saint-Charles (région de Québec), Saint-Joseph (région de Québec), Massawippi (Estrie), Memphrémagog (Estrie), Magog (Estrie), Waterloo, Boivin, Roxton, Selby, Bromont, Brome, Champlain.

Au cours de l'été 2006, le lac William a connu très peu d'épisodes de bloom d'algues et de cyanobactéries et ceux-ci ont été d'intensité plutôt réduite.

Il est toutefois important de noter que la présence de cyanobactéries compromet sérieusement les activités aquatiques sur un plan d'eau, étant donné le risque qu'elles représentent pour la santé humaine. De plus, il est documenté que les résidences riveraines d'un lac de villégiature qui connaît régulièrement des épisodes de cyanobactéries subissent une baisse de leur évaluation foncière, et par conséquent les municipalités en subissent également les conséquences au niveau des revenus fonciers à la baisse.

2.1.7 Oxygène dissout

Pour ce qui est de l'oxygène dissout dans l'eau, comme son nom l'indique, représente l'oxygène qui se retrouve en solution dans l'eau. Ce paramètre reflète l'équilibre entre la production et la consommation d'oxygène. L'oxygène est apporté au milieu (lac) par les apports atmosphériques (échanges entre l'eau et l'air atmosphérique) et par la photosynthèse des végétaux (le jour) alors que la consommation d'oxygène est représentée par la respiration des organismes vivants et la dégradation de la matière organique. De façon générale, on doit mesurer les concentrations d'oxygène à la fin de l'été, car la régénération en oxygène s'effectue deux fois l'an, soit à l'automne et au printemps lors de la période de retournement du lac⁹. Des mesures de concentration en oxygène dissout ont été prises à l'été de 2004.

⁹ Le phénomène de retournement d'un lac est décrit à l'annexe 2.

La figure suivante résume les données prises en juillet, août et septembre 2004¹⁰.

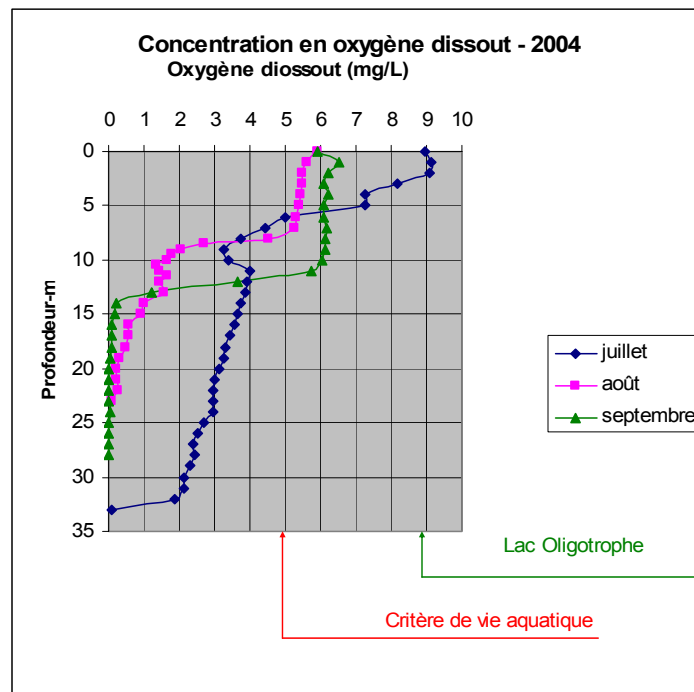
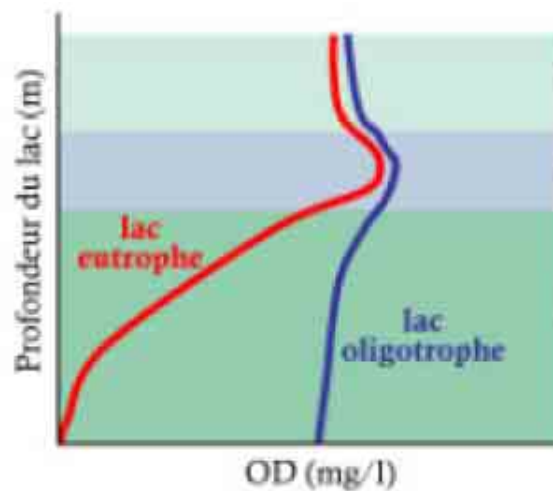


Figure 2.12 – Concentration d’oxygène dissout - 2004



source : Le Rappel, www.rappel.qc.ca

Figure 2.13 – Profil théorique de l’oxygène dissout.

¹⁰ Le tableau résumant les données est présenté à l’annexe 4.

2.2 Profil géographiques des données

En analysant la description hydrologique du bassin versant du lac William (section 1.4), on peut facilement constater que la rivière Bécancour représente le tributaire majeur du lac William. En effet, le lac y tire environ 85% de son débit total. Il est donc normal de s'attendre à ce que l'embouchure de la rivière Bécancour soit le point le plus critique au niveau des sources de contaminants.

Avec les résultats d'analyses de divers paramètres (chapitre 2), on remarque très rapidement, par l'examen des figures 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.6, 2.7, 2.8 et 2.10 que la station d'échantillonnage #3 (localisé à l'embouchure de la rivière Bécancour) présente quasi systématiquement les concentrations les plus élevées des paramètres mesurés.

Par ailleurs, les fosses du lac (les zones les plus profondes du lac, représentées par les stations #4 et MS 4) sont des endroits où les concentrations mesurées sont également très élevées. Ce qui tend à confirmer que le lac agit comme « bassin de sédimentation », où les contaminants s'accumulent dans les portions profondes du plan d'eau.

De plus, on peut remarquer que les stations #5, 6 et 12 (localisées à l'embouchure de rivières/ruisseaux, voir figures 2.2, 2.4 et 2.10) alimentent également le lac en sources de contaminants.

Finalement, à la station #11, comme l'indique les figures 2.3 et 2.4, on remarque également des concentrations dépassant les critères de baignade. Cette station est localisée en face du manoir du lac William, où une pisciculture est en opération depuis 1992.

2.3 Indice historiques des données

Dans l'histoire récente du lac, il est pertinent de souligner certaines dates importantes. Les évènements marquants suivants sont susceptibles d'avoir eu et d'avoir un impact sur la qualité de l'eau du lac William.

1981 : C'est le début des activités de la Pisciculture de lac William, située entre les rivières Fortier et Larose, dans le secteur ouest du lac. Selon plusieurs rapports antérieurs, dont celui de Morin publié en 2005 (portrait du BV de la rivière Béancour), la pisciculture du lac William était un facteur non négligeable de pollution du lac.

1985 : Épuration des eaux usées à Saint-Ferdinand. Début des opérations de la station d'épuration des eaux usées de Saint-Ferdinand située en aval du lac William. Avant cette, les eaux usées domestiques de Saint-Ferdinand et de l'hôpital St-Julien ne subissaient aucun traitement et étaient déversées directement au lac William.

1986 : Épuration des eaux usées, Thetford Mines. Début des opérations de la station d'épuration des eaux usées de la Haute-Béancour située à Black Lake. Cette usine d'épuration traite les eaux usées des villes (aujourd'hui fusionnées) de Black Lake, Thetford Mines, Roberstonville et Rivière-Blanche. Avant cette date, les eaux usées domestiques n'étaient pas traitées et étaient acheminées à la rivière Béancour.

1992 : Début des opérations à la pisciculture Pourvoy'air, située en face du Manoir du Lac William. Cette pisciculture, dont le point de rejet est le lac William, possède un certificat d'autorisation émis par le Ministère de l'Environnement en 1992.

1995 : Les eaux de lixiviation du site d'enfouissement sanitaire de Robertsonville ne sont traitées que depuis 1995. Avant cette date, aucun traitement n'était effectué et le lixiviat était « traité » par atténuation naturelle.

2000 : Fin des opérations à la pisciculture du lac William.