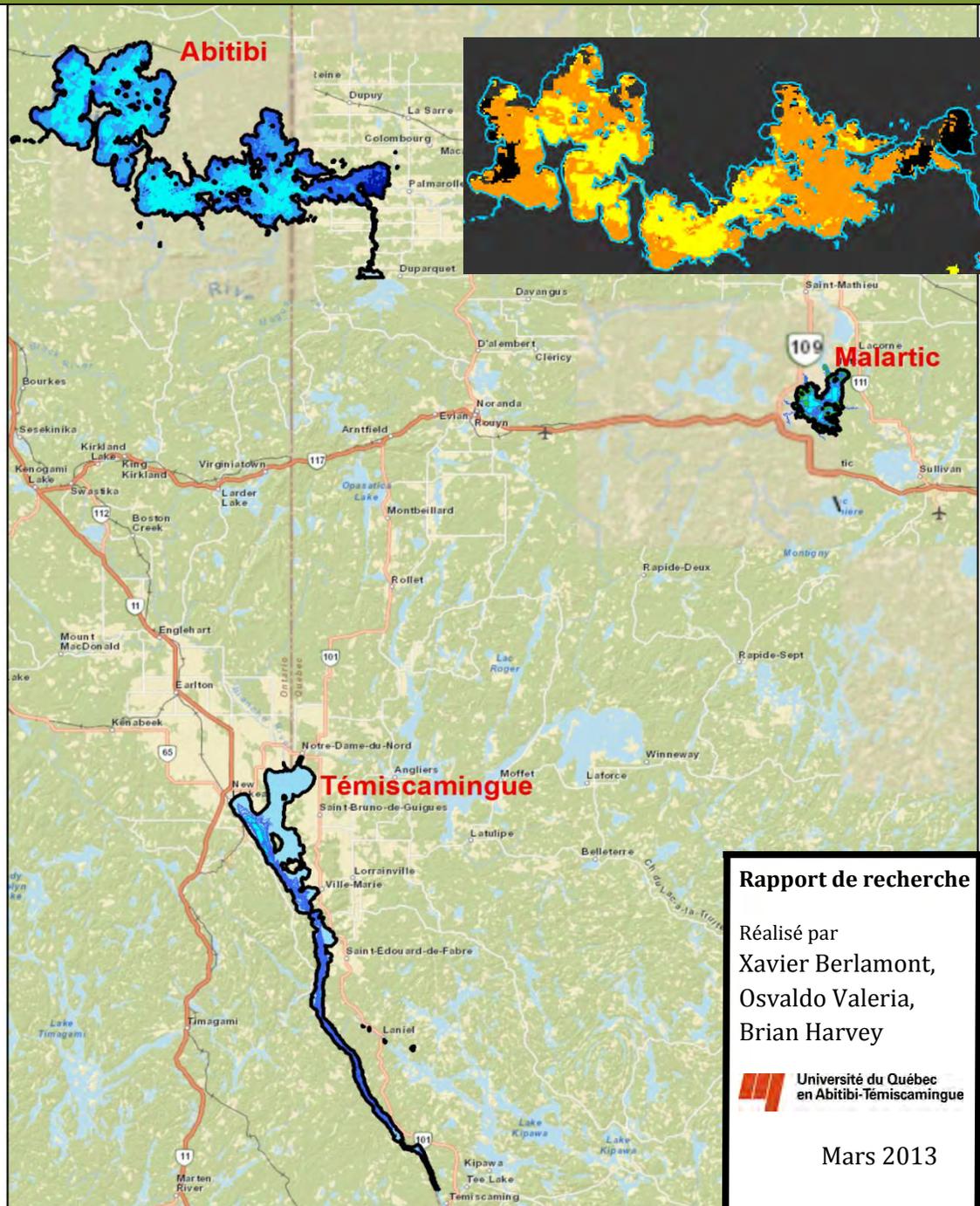


# Détection de cyanobactéries dans les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic par le biais de l'imagerie satellite



## Rapport de recherche

Réalisé par  
Xavier Berlamont,  
Osvaldo Valeria,  
Brian Harvey

 Université du Québec  
en Abitibi-Témiscamingue

Mars 2013



# **Détection de cyanobactéries dans les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic par le biais de l'imagerie satellite**

Par

Xavier Berlamont, Osvaldo Valeria et Brian Harvey  
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Ressources naturelles Canada  
Rouyn-Noranda, Québec, Canada  
Mars 2013



## REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet de recherche a été possible grâce à l'appui de nombreux collaborateurs que je remercie.

Je remercie tout d'abord Osvaldo Valeria pour son soutien, son aide et sa disponibilité tout au long de ce projet. C'était un travail d'équipe ! Je tiens également à remercier particulièrement Brian Harvey pour ses conseils, ses connaissances et sa gentillesse. Je remercie également Marc Mazerolle pour nous avoir fait profiter de son expertise en statistiques. Enfin, je remercie Florence Lafon pour avoir su me guider au début du projet et pour m'avoir donné quelques bases en programmation. Mais ce projet n'aurait pas pu voir le jour sans les partenaires que je remercie : Marc Nakhleh de l'entreprise Trakmaps qui a eu la gentillesse de mettre à notre disposition les données bathymétriques ; Pierre-Yves St-Louis ainsi que Sylvie Blais du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs pour le partage des données.

Le stage réalisé à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue dans le cadre de ce projet a été rendu possible grâce au financement du programme « Horizons Sciences » d'Environnement Canada. Instigué par le Comité du bassin versant du lac Abitibi, le projet a aussi bénéficié d'un support financier du Conseil régional de l'environnement de l'Abitibi-Témiscamingue (CREAT) et de l'Organisme de Bassin Versant Abitibi Jamésie (OBVAJ). Je suis reconnaissant envers tous ces organismes pour leur support ainsi que pour leur intérêt porté au projet.

Xavier Berlamont, B. géogr.



## Résumé

Les cyanobactéries ou algues bleu-vert sont des microorganismes aquatiques présents sur la planète depuis plus de 3 milliards d'années. L'augmentation de cyanobactéries inquiète les populations riveraines compte tenu de la nocivité de leurs toxines. Le lac Abitibi ainsi que d'autres lacs dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue connaissent depuis quelques années des épisodes de proliférations de cyanobactéries. Proliférations qui peuvent avoir des conséquences sur la santé, sur l'environnement ainsi que sur l'aspect économique. Malgré tout, même si un suivi ponctuel est fait, il n'existe aujourd'hui aucun système de suivi systématique permettant de mieux comprendre la problématique et sa possible progression dans la région et ainsi offrir des solutions. L'imagerie satellitaire que nous avons choisi d'utiliser dans le cadre de ce travail de recherche nous permet d'avoir une vision plus globale du problème et d'offrir un suivi des épisodes de prolifération ayant eu cours sur une période de 10 ans (2002-2011) dans trois lacs (Abitibi, Témiscamingue et Malartic) de l'Abitibi-Témiscamingue. Ce travail de recherche nous a permis de démontrer la faisabilité de la détection des cyanobactéries dans les lacs de l'Abitibi-Témiscamingue par le biais de l'imagerie satellite à l'aide d'indices statistiques avec des corrélations supérieures à 90%. Nous avons également pu mettre en évidence le lien entre la présence de matières en suspension et celle de cyanobactéries. Enfin, nous avons également mis en évidence l'influence de deux variables exogènes (bathymétrie et degrés-jours) sur la distribution et la concentration de cyanobactéries. La bathymétrie tout d'abord a relevé dans le lac Abitibi une différence significative de présence de cyanobactéries en surface et en profondeur. L'influence de la donnée climatique des degrés-jours (DJ5) a pour sa part aussi permis de comprendre la tendance saisonnière des épisodes de proliférations. Cette étude se démarque par son caractère temporel et spatial de la dynamique des cyanobactéries pour une grande région et se veut complémentaire aux suivis réalisés par les riverains ainsi que par le Gouvernement afin de mieux protéger l'environnement et les plans d'eau.

Enfin, bien que le projet ait permis de faire sortir des résultats solides sur l'utilisation des images satellitaires pour détecter des cyanobactéries, la pertinence des indices utilisés et

la situation actuelle de trois lacs de la région d'Abitibi-Témiscamingue, la contrainte du temps – un stage de 6 mois – fait en sorte que le projet n'a pas pu aller jusqu'au fond du potentiel des analyses. Nous recommandons donc qu'une deuxième phase du projet, couplée avec une campagne d'échantillonnage d'eau pendant la saison estivale (pour une meilleure validation terrain) soit entreprise afin d'approfondir et de préciser des connaissances acquises au cours de ce projet exploratoire et de jeter des bases d'un protocole de suivi efficace et robuste des cyanobactéries dans les lacs de l'Abitibi-Témiscamingue.

## TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	vi
TABLE DES MATIÈRES .....	viii
Liste des tableaux.....	x
Liste des figures.....	xi
1. Introduction.....	1
2. Revue de littérature .....	3
3. Objectifs de l'étude .....	11
4. Matériel et méthodologie .....	12
4.1. Zone d'étude .....	12
4.2. Données disponibles .....	14
4.3. Disponibilité des images.....	16
4.4. Méthode.....	17
4.4.1. Choix des corrections à apporter à l'image.....	17
4.4.2. Choix des indices .....	19
4.4.3. Évolution temporelle des cyanobactéries.....	21
4.4.4. Extraction de variables exogènes pouvant expliquer la prolifération de cyanobactéries.....	21
5. Résultats.....	22
5.1. Comparaison entre les indices .....	23
5.2. Comparaison entre les indices et les points terrains .....	26
5.2.1. Campagne d'échantillonnage du lac Abitibi (2002).....	26
5.3. Évolution temporelle de la présence de cyanobactéries .....	26
5.3.1. À travers les années pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic .....	26
5.3.2. Durant l'année 2004 sur le lac Abitibi .....	29
5.4. Variables exogènes pouvant expliquer la présence de cyanobactéries.....	30
5.4.1. Matières en suspension.....	30
5.4.2. Bathymétrie.....	31
5.4.3. Météo (degré-jour).....	32
5.5. Validation des données (analyse de variance).....	33

6. Discussion .....	35
7. Conclusion .....	39
Bibliographie.....	40
Annexes .....	45
Annexe 1 : Rapport de bande semi-empirique de S.G.H Simmis: .....	45
Annexe 2 : Rapport de bande semi-empirique de T.T. Wynne .....	49
Annexe 3 : Rapport de bande de M. Chawira .....	50
Annexe 4 : Localisations des stations météorologiques utilisées pour l'extraction des données climatiques de degrés-jours pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic .....	51
Annexe 5 : Tutoriel simplifié de l'extraction des indices avec Beam .....	55
Annexe 6 : Tableau représentant les valeurs médianes et du neuvième percentile de la chlorophylle a, des matières en suspension ainsi que des indices de Simis et de Wynnes sur l'ensemble des années 2002 à 2011 pour le lac Abitibi, Témiscamingue et Malartic. ....	66

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b> : Récapitulatif des impacts d'une prolifération de cyanobactéries (GRIL, 2007) ...	6
<b>Tableau 2</b> : Récapitulatif des données disponibles et utilisées dans le cadre du projet.....	15
<b>Tableau 3</b> : Choix des images sélectionnées afin de déterminer de l'évolution temporelle des cyanobactéries .....	21
<b>Tableau 4</b> : Corrélation entre les indices de Wynnes / Chawira et Wynnes / Simis sur l'année 2008.....	25
<b>Tableau 5</b> : Analyse de variance entre la variable des degrés-jours et les cyanobactéries...	33
<b>Tableau 6</b> : Analyse de variance entre la variable de la bathymétrie et les cyanobactéries.	34

## Liste des figures

<b>Figure 1</b> : Arbre phylogénique de la vie (Woese, 1993).....	4
<b>Figure 2</b> : Comparaison des longueurs d’ondes entre LANDSAT, MODIS et MERIS en fonction de leur susceptibilité à la phycocyanine et à la chlorophylle $\alpha$ , selon Simis(2006).....	8
<b>Figure 3</b> : Les bassins hydrographiques de l’Abitibi (l’observatoire de l’Abitibi-Témiscamingue <a href="http://www.observat.qc.ca/galerie-des-cartes">http://www.observat.qc.ca/galerie-des-cartes</a> ) .....	13
<b>Figure 4</b> : Corrélation et coefficient de détermination entre trois indices (Simis, Wynnes, Chawira) pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic.....	24
<b>Figure 5</b> : Corrélation et coefficient de détermination ( $R^2$ ) entre les indices statistiques Simis et Wynnes et les observations terrain disponibles (biomasse (en $\mu\text{g/l}$ ) et dénombrement (cell/ml) de cyanobactéries) sur le lac Abitibi en 2002. ....	27
<b>Figure 6</b> : Évolution temporelle de la concentration (médiane) des cyanobactéries selon l’indice de Wynnes pour le lac Abitibi (A), Témiscamingue (B) et Malartic (C) entre 2002 et 2011.....	28
<b>Figure 7</b> : Évolution de la présence de cyanobactéries dans le lac Abitibi au cours de l’année2004 selon l’indice de Wynnes.....	29
<b>Figure 8</b> : Relation entre matières en suspension ( $\text{g/m}^{-3}$ ) et concentration decyanobactéries selon l’indice de Chawira (PCI <sub>I</sub> _mean) pour les trois lacs pour les 10 années (2002-2011).....	30
<b>Figure 9</b> : Concentration de cyanobactéries (médiane, premiers quartiles supérieur et inférieur, maximum, minimum) selon l’indice de Wynnes (CI_mean) en fonction de la bathymétrie exprimée en classe ([0,2], ]2,4], ]4,6] et 6et+).....	31
<b>Figure 10</b> : Évolution temporelle de la concentration de cyanobactéries selon l’indice de Wynnes (CI_mean) en fonction des degrés-jours (DJ5) entre la période 2002 et 2011 pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic .....	32

## 1. Introduction

---

Les cyanobactéries ou algues bleu-vert sont des microorganismes aquatiques de type procaryotes photosynthétiques d'un diamètre compris entre 3 et 10  $\mu\text{m}$  (Duy *et al.*, 2000) présents dans l'atmosphère depuis plus de 3 milliards d'années. Ce nom d'algue bleu-vert leur est donné par la présence de la phycocyanine, une des quatre protéines provenant de la famille des phycobiliprotéines (qui ont pour fonction de fournir de l'azote à la cellule et de collecter de la lumière pour la photosynthèse) à pigment bleu qui, de pair avec la chlorophylle présente également dans les cyanobactéries, leur donne cette apparence bleue-verte.

Les cyanobactéries sont présentes à l'échelle de la planète, que ce soit dans les environnements aquatiques ou terrestres (Bartram *et al.*, 1999). Elles se forment majoritairement dans les eaux turbides, chaudes, et ayant peu de courant (et donc de déplacement de sédiments) et posent davantage de problèmes dans les lacs qui ont, par rapport aux autres cours d'eaux, une durée de rétention d'eau plus longue due à leurs eaux fermées. Cependant, les cyanobactéries ont la capacité de s'adapter à la plupart des écosystèmes terrestres indépendamment de la température, du pH, ou encore de la luminosité. Elles peuvent également former des associations symbiotiques avec certains organismes tels que les champignons pour former des lichens (Rowell et Kerby, 1991).

Les cyanobactéries sont présentes à l'échelle de la planète, que ce soit dans les environnements aquatiques ou terrestres (Bartram *et al.*, 1999).

L'augmentation des populations de cyanobactéries attire depuis quelques années l'attention des agences gouvernementales, ainsi que des organismes de santé pour les populations humaines et animales. La principale raison de cet intérêt porte sur la nocivité de leurs toxines. Les toxines s'accumulent ainsi jusqu'à devenir potentiellement mortelles pour les humains ou les animaux (Codd, 1998). En effet, on estime que 60 à 80 espèces de phytoplanctons sur 300 peuvent produire des toxines nocives (Smayda, 1997).

Depuis les premières observations faites dès le XVIII<sup>ème</sup> siècle (Linné, 1753), l'intérêt pour les cyanobactéries a fasciné de nombreux scientifiques. Le premier rapport scientifique sur la nature toxique des cyanobactéries a été fait dès 1878 (Francis, 1878). Ce rapport faisait état de décès d'animaux sur les côtes du lac Alexandrina en Australie suite à l'ingestion de la *Nodularia spumigena*, hépatotoxine similaire à la microcystis. Et le premier test en laboratoire a été effectué dès la moitié du XX<sup>ème</sup> siècle (Firkins, 1953) durant lequel une injection de cyanotoxine a été pratiquée sur des animaux qui en sont décédés après 24-48h. Durant les années qui ont suivi, les risques posés par l'exposition occasionnelle ou chronique des toxines de cyanobactéries ont été documentés à de nombreuses reprises (Schwimmer and Schwimmer, 1964, Duy *et al.*, 2000, Azevedo *et al.*, 2002 ; Codd *et al.*, 2005). Ces différents rapports viendront confirmer les dangers liés au contact entre l'Homme et les cyanobactéries. Contact qui peut être fait de trois manières différentes : Lorsque l'eau est consommée ; lorsqu'il y a contact avec la peau ; ou lors de l'interaction avec des animaux vivants au bord ou dans l'eau.

Dans des conditions environnementales qui leur sont favorables, les cyanobactéries connaissent des périodes de fortes proliférations, aussi qualifiées d'efflorescence ou de bloom. Ces proliférations se traduisent par la production, sur une période de quelques jours, d'une importante biomasse et par une forte diminution de la diversité phytoplanctonique. Elles peuvent également provoquer une coloration de l'eau.

Les cyanobactéries, de par leur forte capacité d'adaptation (fixent l'azote atmosphérique, peuvent réguler leur flottabilité leur permettant d'occuper les premiers centimètres de la colonne d'eau), sont devenues, au fil des années, un problème à l'échelle mondiale. On les trouve en effet dans des eaux présentant une grande variété de conditions climatiques, de salinité et de présence de sédiments. Ainsi, bien qu'il soit possible de trouver des proliférations de cyanobactéries dans des lacs oligotrophes (donc de faible teneur en sédiments) (Mez *et al.*, 1997), les cyanobactéries se trouvent majoritairement dans des milieux eutrophes (riches en sédiments) lorsque les masses d'eaux sont stratifiées (Visser *et al.* 1996, Jacoby *et al.*, 2000). Les causes de ces proliférations sont bien documentées. Elles sont dues à une forte concentration d'azote et de phosphore, une stabilité de la colonne d'eau et des températures élevées (Lavoie *et al.*, 2007).

Au regard de l'importance du problème et de la superficie occupée par les plans d'eau, l'utilisation des données satellites a été depuis quelques années favorisée. Parmi les capteurs satellites utilisés, le satellite MERIS, qui avait initialement été conçu pour observer les océans, les terres ainsi que les zones côtières (Rast *et al.*, 1999) s'est révélé au fil des années être un capteur approprié pour permettre la détection des cyanobactéries. A l'aide d'algorithmes statistiques basés sur le rapport de bande rouge sur proche infrarouge, il a été possible d'identifier les concentrations de pigments tels que la phycoyanine dans des eaux turbides (Simis *et al.*, 2005), où se situe les problèmes majeurs de la qualité de l'eau (Santé Canada, 2012).

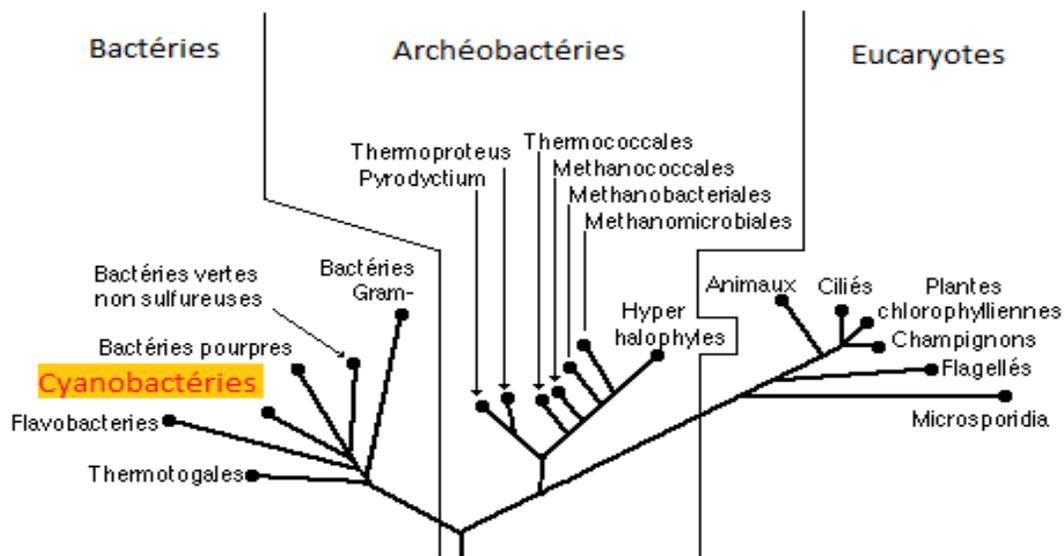
«En 2011, sur les 210 plans d'eaux visités par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 147 ont été contaminés dont 36 l'ont été pour la première fois.»

En 2011, sur les 210 plans d'eaux visités par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 147 ont été contaminés dont 36 l'ont été pour la première fois. En Abitibi-Témiscamingue, le MDDEFP a recensé 13 lacs touchés par une fleur d'eau (MDDEFP, 2011). Compte tenu de l'intérêt croissant de la population sur la problématique et sur le suivi des cyanobactéries dans plusieurs lacs, nous proposons une approche de suivi et de détection à l'aide du satellite MERIS. Notre approche se veut complémentaire aux suivis réalisés par des riverains ainsi que par le Gouvernement afin de mieux protéger l'environnement et les plans d'eau.

## 2. Revue de littérature

---

Les cyanobactéries sont aujourd'hui encore reconnues à la fois par le Code International de Nomenclature Botanique (I.C.B.N) (Greuter *et al.*, 2000) et par le Code International de Nomenclature des Bactéries (I.C.N.B) (Lapage *et al.*, 1992). Cependant, bien que les cyanobactéries aient des caractéristiques étant propres aux algues (présence de chlorophylle  $\alpha$  et produisent de l'oxygène à partir de la photosynthèse) (Gobulic et Soeng-Joo, 1999), leur classification du point de vue systématique se trouve dans le règne des *bacteria* (Garrity *et al.*, 2001), comme le montre l'arbre phylogénique ci-dessous (Figure 1).



**Figure 1** : Arbre phylogénique de la vie (Woese, 1993)

En tant que bactéries, elles produisent des toxines dont certaines sont potentiellement dangereuses pour l'Homme et pour l'environnement. Le danger toxique pour l'Homme a été rapporté publiquement pour la première fois en 1931 où une prolifération de cyanobactéries dans les rivières Ohio et Potomac aux États-Unis ont provoqué des symptômes de gastroentérite pour

Cependant, la dangerosité des cyanobactéries pour les humains a été mise en avant lors d'un incident au Brésil en 1996 où près d'un tiers des patients d'un centre d'hémodialyse seraient décédés après avoir été exposés à une injection intraveineuse par une eau contaminée par des cyanobactéries (Pouria *et al.*, 1998 ; Azevedo *et al.*, 2002).

plusieurs milliers de personnes (Tisdale, 1931). Cependant, la dangerosité des cyanobactéries pour les humains a été mise en avant lors d'un incident au Brésil en 1996 où près d'un tiers des patients d'un centre d'hémodialyse seraient décédés après avoir été exposés à une injection intraveineuse par une eau contaminée par des cyanobactéries (Pouria *et al.*, 1998 ; Azevedo *et al.*, 2002). Ainsi, une classification de ces cyanotoxines a été faite selon l'organe qu'elles attaquent. On y retrouve :

- Les hépatotoxines qui affectent le foie. Elles sont produites par certaines souches de cyanobactéries dont la Mycrocystis, qui est une heptapeptide cyclique responsable

entre autre de la mort de nombreux animaux dans le parc national de Kruger en Afrique du Sud (Scott, 1991 ; Oberholster *et al.*, 2005) et pouvant provoquer des tumeurs hépatiques (Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992).

- Les neurotoxines qui affectent le système nerveux. Ce sont des alcaloïdes qui sont divisées en deux familles. Les anatoxines qui ont été entre autre responsables de la mort de mammifères par arrêt respiratoire (Falconer, 1998) et les saxitoxines qui sont responsables d'intoxications paralysantes parfois mortelles. Les saxitoxines sont d'ailleurs considérées comme une arme à caractère chimique par la convention sur l'interdiction des armes chimiques (Organisation for the Prohibition of Chemical Weapons, 2000)
- Les lipopolysaccharides qui regroupent les cytotoxines et endotoxines (Codd, 2005). Ces dernières sont responsables de symptômes allergiques et cutanés chez les humains et les animaux (Sivonen et Jones, 1999).

En ce qui attrait à l'environnement, les cyanobactéries sont également problématiques. En effet, les cyanobactéries sont peu consommées par le phytoplancton et ayant moins de prédateurs, cela limite les transferts d'énergie vers les niveaux supérieurs. Lors d'une prolifération, la consommation d'oxygène par les bactéries peut conduire à une réduction de la biodiversité et provoquer la mort de poissons par anoxie du milieu (Abrantes *et al.*, 2006). De plus, cette efflorescence réduit la transparence de l'eau et limite donc l'apport en lumière nécessaire à la croissance d'autres producteurs primaires.

La prolifération des cyanobactéries amènent donc de nombreux impacts, que ce soit sur l'environnement ou sur la santé (tableau 1). De plus, une prolifération de cyanobactéries peut se produire lors de l'eutrophication des cours d'eau, qui se définit par la dégradation de la qualité de l'eau causée par une forte concentration de nutriments, notamment celle du phosphore et du nitrate, amenant à une diminution de l'oxygène. Plusieurs causes sont à la source de cette concentration de nutriments. Elles peuvent être d'ordres anthropiques ou naturels. Le rejet des eaux non traitées, le lessivage des terres agricoles, tout comme l'érosion et le ruissellement des sols sont autant de causes amenant à l'eutrophication des cours d'eau. On évalue l'état d'eutrophication d'un lac sur 3 éléments : la concentration en phosphore (mesurée en  $\mu\text{g/l}$ ) ; la concentration en chlorophylle  $\alpha$  (mesurée en  $\mu\text{g/l}$ ) et

sa transparence (mesurée à l'aide du disque de Secchi qui est séparé en quatre parties, chaque quart de cercle étant, en alternance, noir ou blanc). Ainsi, plus un lac contient de nutriments, plus il est eutrophe.

**Tableau 1** : Récapitulatif des impacts d'une prolifération de cyanobactéries (GRIL, 2007)

<u>Effets</u>	<u>Impacts</u>
Sur le cadre de vie	Modification de la coloration de l'eau Mauvaises odeurs lors de la décomposition de l'écume provoquée par la prolifération de cyanobactéries
Sur la biodiversité	Perturbation de la biodiversité Mortalité d'oiseaux, ou de poissons Intoxication d'animaux domestiques ou sauvages
Sur les usages anthropiques	Coloration, odeur et texture de l'eau décourageant les baignades Problèmes cutanés ou allergènes lors d'une baignade Dangers potentiels sur la santé lors d'inhalation (intoxication, brûlures d'estomac,..)

La télédétection, qui est devenue un outil important de détection et de suivi des changements dans l'environnement, est la science permettant d'obtenir une information sur un objet, une zone déterminée ou encore un phénomène à partir d'une analyse de données acquises par un capteur n'étant pas en contact avec l'objet, la zone ou le phénomène. Ce capteur est situé principalement sur un avion ou sur une plateforme de satellite. Les capteurs utilisés pour la télédétection sont caractérisés par leur résolution spatiale, spectrale et radiométrique. La résolution spatiale décrit la taille d'une zone de surface correspondant à un pixel sur l'image. La résolution spectrale quant à elle se définit par la capacité du capteur à distinguer les rayonnements électromagnétiques à intervalles différents. Enfin, la résolution radiométrique détermine le nombre de niveaux de gris en lequel l'image est divisée. Les capteurs modernes offrent une résolution radiométrique de 16 bits (65 536 niveaux de gris).

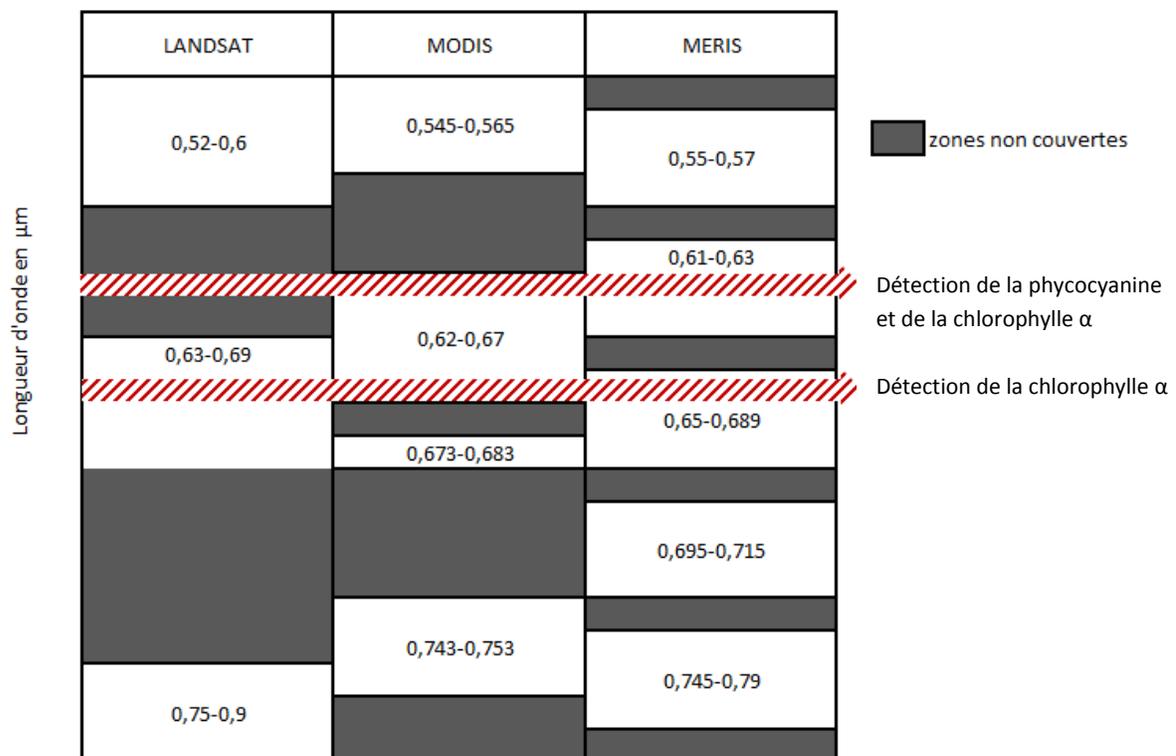
Parmi ces capteurs satellites, trois capteurs passifs ont été les plus utilisés pour l'analyse de cyanobactéries dans les lacs, notamment LANDSAT (acronyme de LAND et SATellite), MODIS (*MODerate resolution Imaging Spectroradiometer*) et MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectroradiometer*). LANDSAT est le programme d'observation de la Terre ayant donné naissance à la télédétection. Il est équipé d'un capteur ETM+ (Enhanced Thematic Mapper) qui possède sept bandes spectrales entre  $0.45\mu\text{m}$  et  $2.35\mu\text{m}$ . Sa résolution spatiale est de 30m dans les bandes du visible, du proche infrarouge, et du moyen infrarouge; de 15m dans la bande du panchromatique et de 60m dans la bande de l'infrarouge thermique. Cependant, en ce qui attrait aux applications relatives à l'eau, Landsat ne semble pas faire une distinction des spectres car ils ne possèdent que 3 bandes qui pénètrent l'eau (Mumby *et al.*, 2002), ce qui donne une précision globale assez faible. En effet, LANDSAT ne permettrait pas de distinguer la phycocyanine (pigment propre aux cyanobactéries) pour lequel sa réponse d'absorption se situe entre ses bandes spectrales (figure 2)(Kutser, 2004).

De son côté, MODIS présente 36 bandes spectrales entre  $0.4\mu\text{m}$  et  $14.4\mu\text{m}$  à une résolution allant de 250m à 1km disponible depuis le 18 décembre 1999. Il permet d'obtenir des images tous les 1 ou 2 jours.

Finalement, MERIS possède quant à lui 15 bandes spectrales entre  $0.39\mu\text{m}$  et  $1.4\mu\text{m}$  idéalement positionnées pour les applications de l'eau et de la Terre. En pleine résolution, MERIS obtient des images de résolution 260x300 mètres tous les deux ou trois jours. Toutefois, MERIS n'est pas approprié pour les lacs d'une superficie de moins d'un  $\text{km}^2$  (qui représente la majorité des 304 millions de lacs sur la surface de la Terre) dû à sa trop faible résolution spatiale. Son rapport signal sur bruit (qui indique la qualité de transmission d'une information) permet d'identifier plus aisément les zones d'eau comparativement aux zones terrestres. De plus, MERIS possède une configuration spectrale permettant de faire le suivi des cyanobactéries. Son capteur permet en effet d'identifier la chlorophylle  $\alpha$  ainsi que d'autres pigments tels que la phycocyanine. D'autres capteurs ont également été utilisés pour l'analyse de cyanobactéries dans des océans notamment Hypérion qui est un spectromètre capable de déployer 196 bandes spectrales dans les régions allant de  $0.4\mu\text{m}$  à  $2.5\mu\text{m}$  avec une résolution spatiale de 30m.

Chaque bande spectrale est espacée d'environ  $0.011\mu\text{m}$ . Hypériorion fournit donc des données spectrales continues pour les bandes du visible et de courte-portée infrarouge contrairement à ses concurrents (Landsat, MERIS). ALI (Advanced Land Imager) quant à lui est un prototype Landsat de prochaine génération qui offre une résolution spectrale et radiométrique supérieures. Ses bandes spectrales dans le visible sont semblables aux autres capteurs multispectraux tels que Landsat ou Ikonos. ALI offre 10 bandes : une panchromatique ( $0.48-0.69\mu\text{m}$ ) avec une résolution spatiale de 10m et neuf bandes spectrales à une résolution spatiale de 30m. Cependant, ces deux capteurs ne semblent pas avoir été testés pour les lacs et il est donc difficile de pouvoir en estimer la fiabilité dans des eaux fermées.

Comparaison des longueurs d'ondes entre Landsat, MODIS et MERIS en fonction de leur susceptibilité à la phycocyanine et à la chlorophylle  $\alpha$



**Figure 2** : Comparaison des longueurs d'ondes entre LANDSAT, MODIS et MERIS en fonction de leur susceptibilité à la phycocyanine et à la chlorophylle  $\alpha$ , selon Simis(2006).

La détection par satellite peut fournir des informations rapides sur les variables de l'état de l'eau (physique et biogéochimique). Au cours des dernières décennies, il y a eu des avancées significatives en matière de technologie et de développement d'indices permettant l'étude de la qualité des eaux. La plupart de ces progrès se sont concentrés sur la turbidité, la clarté de l'eau, ou d'autres propriétés bio-optiques (Dekker, 1993; Lee *et al.*, 2007). L'on retrouve parmi ces indices celui mis au point en 2006 par Simis (Simis *et al.*, 2006) permettant la caractérisation de la phycocyanine. Durant ces recherches, il a été déterminé que la seule détection de la chlorophylle  $\alpha$  était insuffisante pour isoler les cyanobactéries du reste des algues. En effet, la chlorophylle  $\alpha$  étant présente dans presque tous les phytoplanctons, il fallait également prendre en considération la phycobiline, groupement de phycobiliprotéines spécifique aux cyanobactéries. Ainsi, toutes les cyanobactéries contiennent de la phycobiline dans leur structure cellulaire. Parmi les nombreuses phycobiliprotéines composant la phycobiline, deux (phycoérythrine et phycocyanine) se distinguent. La phycoérythrine absorbe la lumière dans les bandes spectrales du vert ( $0.545\mu\text{m}$ ), tandis que l'absorption de la phycocyanine se fait davantage dans les bandes de l'orange ( $0.615\text{-}0.620\mu\text{m}$ ). Il a d'ailleurs été démontré que l'utilisation de la réflectance spectrale pouvait détecter la présence de phycocyanine (Dekker *et al.* 1991 ; Simis *et al.* 2005). Ainsi, Simis utilise un rapport de bande qui a servi depuis comme indice de référence dans de nombreuses études pour déterminer la concentration en phycocyanine dans les eaux. Cet indice utilise un rapport entre deux bandes : la bande  $0.62\mu\text{m}$  dans laquelle se regroupent deux caractéristiques d'absorption qui sont dominantes dans les cyanobactéries des eaux riches: le pic d'absorption de la phycocyanine et celui de la chlorophylle  $\alpha$  qui sont situés près de  $0.623\text{-}0.628\mu\text{m}$  (Sathyendranath *et al.*, 1987 ; Bidigare *et al.*, 1990 ; Ficek *et al.*, 2004) et la bande  $0.665\mu\text{m}$  où seule la chlorophylle  $\alpha$  est mesurable. L'indice utilise la relation entre la réflectance au niveau de la surface, l'absorption et la diffusion des différents constituants de la colonne d'eau (Chawira, 2012). L'utilisation de cet indice a permis d'obtenir une corrélation de 94% entre la concentration de phycocyanine calculée et les données mesurées (in-situ) dans une étude portant sur 56 lacs en Espagne et 2 lacs aux Pays-Bas. Dans une autre étude menée dans le lac IJsselmeer aux Pays-Bas (Chawira, 2012), le même indice (utilisé avec une correction atmosphérique différente) a présenté une

corrélation de 98.3%. Une autre étude (Ruiz-Verdu *et al.*, 2007) dans laquelle trois indices (l'algorithme de Dekker, 1993, celui de Schalles *et al.*, 2000 et celui de Simis, 2006) permettant de mesurer la présence de phycocyanine montre que l'indice de Simis donne des meilleurs résultats ( $R^2=90.6\%$ ). L'étude de Hunter et al (2009) utilise un algorithme basé sur les rapports de bandes afin d'identifier la chlorophylle  $\alpha$  ainsi que la phycocyanine. Ainsi, après avoir effectué une correction atmosphérique à l'aide de la méthode du DOS (*Dark Object Subtraction*), ils ont appliqué un algorithme en deux étapes : La première étape étant un rapport de bandes entre les bandes  $0.71\mu\text{m}$  et  $0.67\mu\text{m}$  pour la caractérisation de la chlorophylle  $\alpha$  ; la deuxième étant un rapport de bandes entre les bandes  $0.71\mu\text{m}$  et  $0.62\mu\text{m}$  pour la détection de la phycocyanine. L'étude qui portait sur 8 dates donne en moyenne un coefficient de corrélation de 74.38% et bien que certains de leurs résultats semblent satisfaisants (indice de corrélation pouvant atteindre 99.7%), d'autres résultats utilisant la même méthode mais à des dates différentes sont en revanche très insuffisants ( $R^2=3.1\%$ ). De telles différences entre les résultats obtenus sont expliquées par la variabilité de la concentration de cyanobactéries et également par la procédure appliquée à la correction atmosphérique apportée aux images. L'on retrouve également le FAI (*Floating Algae Index*), utilisé dans l'étude de Chuamin *et al.*, (2010) dans le lac Taihu en Chine. Cet indice est basé sur la différence de réflectance à  $0.645\mu\text{m}$  (bande du rouge),  $0.859\mu\text{m}$  (limite supérieure de la bande du rouge), et  $1.24\mu\text{m}$  (bande infrarouge à courte portée). Le FAI a été utilisé car les cyanobactéries peuvent rapidement modifier leur flottabilité et ainsi former des écumes de surface lorsque le temps est calme (donnant ainsi l'apparence de végétation de surface (Paerl et Ustach, 1982 ; Sellner, 1997)). Donc, des indices courants tels le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) ou l'EVI (*Enhanced Vegetation Index*) ne seraient pas appropriées (Hu, 2009) car ces derniers sont trop sensibles aux interférences ou encore à l'angle solaire. Cependant, il y a deux limitations ayant été documentées dans l'utilisation du FAI pour surveiller la prolifération d'algues. Puisque le FAI a été conçu pour détecter les écumes de surface des algues, il n'est pas adéquat pour étudier les efflorescences de cyanobactéries avec des concentrations de biomasse trop faible permettant la formation de l'écume en surface. De plus, lorsque l'écume est suffisamment épaisse (environ 1cm) pour ne plus laisser passer de rayons solaires, l'indice FAI devient saturé. Ainsi, si les algues ne font pas d'écume en

surface mais sont mélangées dans la colonne d'eau, l'approche FAI ne semblerait pas applicable. L'indice mis au point par Wynnes (2010) permet de mesurer la courbure ou forme spectrale de la présence de cyanobactéries en appliquant un algorithme basé sur trois bandes spectrales (bandes à 0.665 $\mu\text{m}$ , 0.681 $\mu\text{m}$  et 0.709 $\mu\text{m}$ ) permettant de quantifier par ordre de grandeur la présence de cyanobactéries. Son indice a obtenu une corrélation de 76% entre les données mesurées et calculées. Enfin, M. Chawira (2012) a développé un rapport de bandes (*PhycoCyanin Indensity Index*, ou PCII) qui se base sur les réflectances entre les bandes de 0.62 $\mu\text{m}$  et 0.675 $\mu\text{m}$ . Son indice donne de bons résultats lorsque le rapport entre la phycocyanine et la chlorophylle  $\alpha$  est élevé ( $R^2 = 96.4\%$ ) mais donne de moins bons résultats lorsque la concentration en chlorophylle  $\alpha$  est trop forte ( $R^2 = 0.05\%$ ).

Finalement, l'indice de Simis (2006) reste encore aujourd'hui un indice offrant de bons résultats dans la caractérisation de cyanobactéries. L'indice développé par Wynnes (2010) quant à lui offre l'avantage qu'il peut être utilisé même lorsque la qualité de l'image ou des corrections apportées à l'image sont mauvaises. Enfin, PCII de Chawira (2012) est un indice qui s'avèrerait être un bon indicateur de niveau d'alerte pour la toxicité des cyanobactéries dans les eaux récréatives.

### **3. Objectifs de l'étude**

---

Le principal objectif de cette étude est d'évaluer l'efficacité du capteur MERIS à détecter la présence de cyanobactéries dans trois lacs de l'Abitibi-Témiscamingue. Deux objectifs spécifiques ont été identifiés. Le premier objectif est de démontrer que des indices tels que celui de (Simis, 2006 ; Wynnes, 2010 et Chawira, 2012) permettent de détecter la présence et concentration des cyanobactéries sur le Lac Abitibi, Lac Malartic et Lac Témiscamingue. Un deuxième objectif spécifique est d'évaluer les effets de la température et profondeur sur l'évolution temporelle des indices de (Simis, 2006 ; Wynnes, 2010 et Chawira, 2012) pour les trois lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic qui ont comme particularité d'être dans une région où les dépôts argileux dominent le paysage.

## 4. Matériel et méthodologie

---

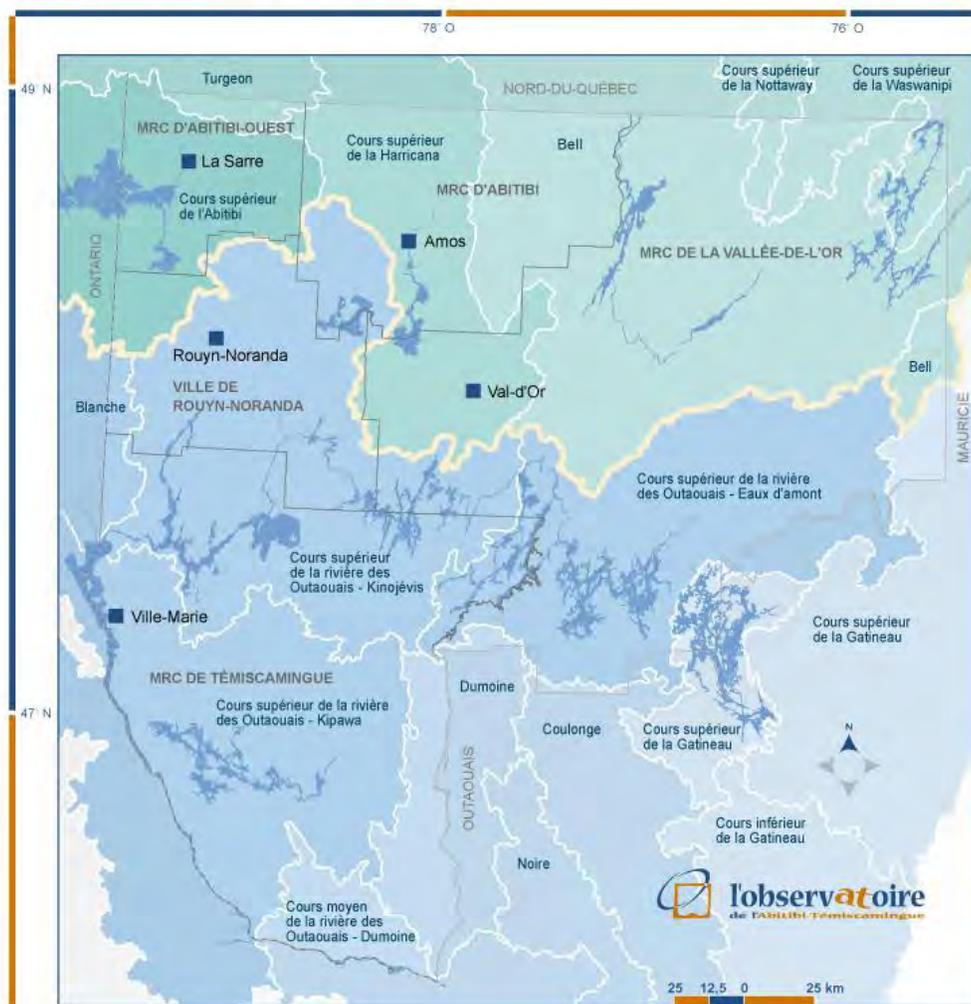
### 4.1. ZONE D'ÉTUDE

Trois lacs ont été ciblés comme zone d'étude : le lac Abitibi, le lac Malartic et le lac Témiscamingue. En langue algonquine, Abitibi signifie « eaux du milieu » (Gourd, 1984). Et en effet, l'Abitibi-Témiscamingue se situe à l'interface de deux des trois bassins hydrographiques, Baie d'Hudson et Océan de l'Atlantique, se partageant les eaux du Québec (figure3). On y retrouve au Nord le lac Abitibi qui coule vers la Baie-James tandis qu'au Sud, le lac Témiscamingue rejoint le fleuve Saint-Laurent.

Le lac Abitibi (qui représente 11809 pixels de MERIS) est un lac de faible profondeur (2 à 3 mètres en moyenne) qui couvre une superficie de 535 kilomètres carrés (Rouillard, 1908). Le lac traverse la frontière du Québec et de l'Ontario (79° 30' 34" Ouest et 47° 19' 25" Nord). Le lac Abitibi est un vestige de la dernière glaciation il y a 20 000 ans. Durant le retrait glaciaire il y a environ 10 000 à 12 000 AP, les eaux de fonte ont transporté des millions de tonnes de sédiments qui se sont déposés selon leur granulométrie : les plus grossiers d'abord qui sont restés dans les eaux peu profondes jusqu'aux sédiments les plus fins (argiles) qui sont restés dans les eaux plus profondes et qui se sont accumulés au fil des années pour atteindre aujourd'hui une épaisseur estimée à une dizaine de mètres (Vincent, 1995). Aujourd'hui, le lac Abitibi est alimenté en eau par de nombreux affluents dont la rivière Duparquet, la rivière Dagenais, la rivière La Sarre et la rivière La Reine du côté québécois. Le lac Abitibi déverse ensuite ses eaux du côté Ontarien par le biais de la rivière Abitibi, qui rejoint la rivière Moose pour enfin se jeter dans la Baie James.

Le lac Témiscamingue (qui représente 3899 pixels de MERIS) est quant à lui un vestige du lac Barlow qui occupait l'ensemble du territoire Témiscamingue il y a 10 000 ans. Il occupe aujourd'hui une superficie de 306 kilomètres carrés ayant une largeur maximale de 8 kilomètres et une longueur de 108 kilomètres. Il est situé à 79° 28' 32" Ouest et de 47° 19' 25" Nord. Le lac Témiscamingue (qui signifie eaux profondes en algonquin) est un élargissement de la rivière des Outaouais et peut avoir une profondeur liée aux bas-

## Bassins versants



### Bassin de la Baie d'Hudson (nord de la ligne de partage des eaux)

- Abitibi
- Harricana
- Nottaway

### Bassin de l'Océan Atlantique (sud de la ligne de partage des eaux)

- Cours sup. de la riv. des Outaouais
- Cours moy. de la riv. des Outaouais
- Cours inf. de la riv. des Outaouais

- Nom du sous-bassin
- Ligne de partage des eaux
- Limite des sous-bassins
- Limite de MRC
- Limite administrative
- Frontière interprovinciale
- Lac

### Métadonnées

#### Projection cartographique

Universal Transverse Mercator (UTM)  
Zone 18

#### Système de référence géodésique

NAD83 compatible avec le système mondial WGS84

#### Source

Ressources naturelles Canada, GéoBase (2007)

#### Réalisation

Conception : Prograph, 2010

Production : Observatoire de l'Abitibi-Témiscamingue

Graphisme : Les Arts infographiques

Notes : La présente carte n'a aucune portée légale. Toute reproduction pour vente est interdite.

**Figure 3** : Les bassins hydrographiques de l'Abitibi (l'observatoire de l'Abitibi-Témiscamingue <http://www.observat.qc.ca/galerie-des-cartes>)

fonds d'argile de plus de 100 mètres. Cependant, la partie extrême Nord-Est du lac qui se trouve en milieu argileux peut se retrouver asséchée lorsque les niveaux d'eau sont bas.

Enfin, le lac Malartic (qui représente 905 pixels de MERIS), nommé ainsi depuis 1924, est une expansion de la rivière Harricana, qui signifie « route fluviale » due à sa longueur de voie navigable (170km). Le lac Malartic a une superficie de 76 kilomètres carrés et est situé à 78° 06' 53" Ouest et 48° 15' 49" Nord. Il se déverse dans le lac La Motte et est alimenté entre autre par les rivières Malartic et Héva.

#### 4.2. **DONNÉES DISPONIBLES**

Dans le cadre de cette étude, des données du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), de la Régie Régionale de la Santé ainsi que d'Environnement Canada ont été utilisées (tableau 2). Le MDDEFP a mis en place depuis 2004 un réseau de surveillance volontaire des lacs dans lequel les riverains prélèvent des échantillons d'eau qui les envoient ensuite au MDDEFP pour des fins d'analyse. Les données collectées dans ces rapports donnent les concentrations de phosphore (en  $\mu\text{g/l}$ ), de la chlorophylle  $\alpha$  (en  $\mu\text{g/l}$ ), ainsi que du carbone organique dissous (en  $\text{mg/l}$ ). D'autres données provenant d'études sur le dépistage des cyanobactéries du MDDEFP ont également été utilisées. Ces informations contiennent les dates de prélèvement, le nombre de cyanobactéries toxiques (séparés en classe d'abondance), les coordonnées géographiques ainsi que les classes d'abondance de chaque espèce de cyanobactéries. Des campagnes d'échantillonnage du lac Abitibi, réalisées en 2002 par la Régie Régionale de la Santé, ont également été utilisées comme points de références. Les informations collectées lors de ces campagnes d'échantillonnage sont la biomasse (en  $\mu\text{g/l}$ ) et le dénombrement (en nombre de cellules/ml) de plusieurs espèces de cyanobactéries et ont été utilisées pour les comparer et valider aux données obtenues par télédétection. Enfin, des données d'Environnement Canada ont été compilées pour documenter les conditions climatiques et atmosphériques au moment précis où les images ont été prises. Ces informations ont été prises en considération lors de la correction atmosphérique des images.

**Tableau 2** : Récapitulatif des données disponibles et utilisées dans le cadre du projet

<u>Origine données</u>	<u>Organisme</u>	<u>Dates</u>	<u>Contenu</u>	<u>Unités</u>
Dépistage des cyanobactéries	MDDEFP	2006-2012	date	
			nombre de toxiques	classes d'abondance (nb cellule/ml)
			nombre autres	classes d'abondance (nb cellule/ml)
			latitude	géographique décimal
			longitude	géographique décimal
			classe d'abondance	
Programme de surveillance volontaire	MDDEFP	2004-2011	Phosphore total	µg/l
			Chl a	µg/l
			Carbone organique dissous	mg/l
campagne d'échantillonnage Lac Abitibi	Régie Régionale de la Santé	2002	dénombrement par espèce	nombre cellules/ ml
			concentration par espèce	µg/l
Marc Nakhleh	Trackmaps	2012	bathymétrie	mètres
Archives météorologiques	MDDEFP (Département Info Climat)	2002-2012	température, vent, pluviométrie, pression atmosphérique	degrés-jours

Il faudra noter que lors de cette étude, seuls peu de points ont pu être utilisés à des fins de comparaison pour le lac Abitibi. Ces données proviennent de l'échantillonnage réalisé en 2002 par la Régie Régionale de la Santé. En effet, les échantillons terrains fournis par le MDDEFP sont prélevés en bordure d'eau ce qui les rend, d'un point de vue de l'interprétation par le biais de l'imagerie satellite, inutilisables car lors de l'application d'indices statistiques se basant sur certaines longueurs d'ondes, la proximité de la terre fausse les données et rendent l'interprétation incertaine et hasardeuse. Nonobstant, ces données permettent de confirmer certains épisodes de prolifération de cyanobactéries et ont été utilisées à cette fin. De plus, les prélèvements effectués avec le Réseau de Surveillance Volontaire des Lacs (RSVL) ne donnent pas les concentrations en cyanobactéries mais uniquement les quantités de phosphore, ce qui indique le niveau d'eutrophication d'un lac mais sans nécessairement prouver qu'il y a présence de cyanobactéries.

#### 4.3. DISPONIBILITÉ DES IMAGES

Le choix ainsi que la qualité d'une image est un élément important en télédétection. En effet, afin de pouvoir prélever l'information la plus pertinente possible, il a été nécessaire de porter attention à plusieurs éléments. Ainsi, pour les besoins de cette étude, les critères de sélection des images se sont focalisés sur les aspects suivants :

- La résolution spatiale : Afin de pouvoir discerner les éléments tels que les cyanobactéries, il était nécessaire d'avoir une résolution spatiale suffisamment précise.
- Les caractéristiques spectrales du capteur : Il est important en effet de connaître le nombre et la couverture des bandes spectrales ainsi que la résolution spectrale du capteur afin de pouvoir extraire l'information relative à notre thématique.
- La couverture nuageuse sur la zone d'intérêt: Lorsque l'on travaille avec des capteurs passifs, l'influence des conditions atmosphériques peut poser un problème si l'on n'y prête pas une attention particulière. Ainsi, il est nécessaire de bien vérifier si l'image sélectionnée ne contient pas de couverture nuageuse pouvant altérer la valeur spectrale mesurée par rapport à la réalité, voire même masquer complètement notre zone d'étude.

Ainsi, dans le cadre de cette étude, des images du satellite MERIS ont été sélectionnées à partir de l'ESA (*European Space Agency*). Ces images ont été prises entre les mois de juin et septembre de chaque année depuis 2002 (2001 étant indisponibles). Pour chaque mois, trois images en moyenne obtenues en haute résolution (260mx290m) ont été utilisées à des fins d'interprétation à l'aide du logiciel BEAM développé spécifiquement pour traiter les images MERIS (<http://www.brockmann-consult.de/cms/web/beam/>). 144 images jusqu'à 2011 ont ainsi été sélectionnées. Ces images coïncident autant que possible (à l'exception des limites de la couverture nuageuse) avec les données disponibles mesurées sur les lacs et ont été sélectionnées pour couvrir le début de l'efflorescence, le pic de la prolifération ainsi que la fin de l'été.

#### 4.4. MÉTHODE

##### 4.4.1. Choix des corrections à apporter à l'image

Avant de pouvoir être en mesure de faire un travail d'analyse sur des images satellites, il est nécessaire d'effectuer sur chaque image en notre possession des séries de corrections atmosphériques et/ou radiométriques car le signal reçu par le capteur est affecté par différents processus tels que l'absorption des gaz ou la diffusion des molécules et des aérosols (Tanré *et al.*, 1990). Ces molécules et ces aérosols présents dans l'atmosphère atténuent la radiance, modifient la distribution spatiale et affectent ainsi le signal reçu. Ainsi, aux fins spécifiques de cette étude se basant sur les particularités de lacs eutrophes, un ensemble de corrections atmosphériques et radiométriques ont été appliqués sur l'ensemble des images, tel que suggéré par Kutser (2006) et Chawira (2012).

Tout d'abord, **la correction ICOL** (*Improve Contrast between Ocean and Land*) est un outil développé par Santer (2007) permettant de corriger les effets de contiguïté et ainsi améliorer la distinction entre l'eau et la terre. L'application d'ICOL nécessite l'acquisition de deux variables qui sont les AOT (*Aerosol Optical Thickness*, qui se définit comme l'abondance d'aérosols via l'épaisseur optique (Santer, 2007)) et Angstrom (qui se définit comme étant l'exposant qui définit la dépendance spectrale des AOT<sup>1</sup>). Ces deux variables peuvent être obtenues à partir d'images MERIS de niveau 2.

---

<sup>1</sup> [http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/data-holdings/PIP/aerosol\\_angstrom\\_exponent.shtml](http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/data-holdings/PIP/aerosol_angstrom_exponent.shtml)

**La correction SMAC** (*Simplified Method for Atmospheric Corrections*) quant à elle est une méthode semi-empirique permettant d'obtenir les réflectances de surface en corrigeant les mesures obtenues par les satellites de leurs perturbations atmosphériques (Rahman *et al.*, 1993). Cette méthode se base sur le code 5S (*Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*) qui permet d'estimer les radiations solaires telles qu'observées par le capteur satellite. La correction *lake processor* permet à son tour de récupérer les propriétés optiques inhérentes aux lacs eutrophiques. **La correction radiometry processor** est un outil spécifique au logiciel Beam VISAT offrant un ensemble de mesures permettant d'effectuer une correction radiométrique en modifiant la calibration ; en effectuant une correction du *smile-effect* (qui peut se définir comme étant les variations dans les bandes spectrales de chaque caméra qui composent MERIS. En effet, les variations de longueurs d'onde entre chaque caméra est de l'ordre de  $0.01\mu\text{m}$  par pixel et cela peut provoquer des perturbations lors de l'application d'algorithmes qui requièrent des données précises. Cette correction permet donc de réduire les effets de frontières entre les différentes caméras) ; et enfin en effectuant une conversion radiance – réflectance. Enfin, **la correction Case-2 regional processor** est un algorithme qui s'appuie sur les données de radiance de 8 bandes spectrales spécifiques à MERIS se focalisant sur les particularités des eaux turbides (ou *case-2 waters*<sup>2</sup>). Il prend en considération les données de diffusion des particules ainsi que le coefficient d'absorption des pigments de phytoplanctons. Cet algorithme propose trois modèles bio-optiques différents selon l'élément étudié : Un modèle régional, boréal ou eutrophique. Le modèle eutrophique permettant le mieux de distinguer les eaux eutrophes des eaux oligotrophes. Cet algorithme permet d'effectuer une correction atmosphérique, une correction du *smile-effect* ainsi qu'une correction des données de réflectances.

Il est à noter que dans le cadre de cette étude, la correction ICOL n'a pas pu être réalisée car nos paramètres obtenus d'AOT et d'Angstrom étaient en dehors des limites permises (communication personnelle de Richard Santer, auteur de la correction, 2012). Cela provient du fait qu'ICOL utilise comme donnée initiale la luminance au sommet de l'atmosphère et sur plusieurs images sur lesquelles nous avons tenté d'appliquer ICOL,

---

<sup>2</sup> [http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/education-and-outreach/additional/science-focus/ocean-color/turbid\\_1.shtml](http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/education-and-outreach/additional/science-focus/ocean-color/turbid_1.shtml)

nous avons des valeurs de réflectances négatives dans les bandes spectrales utilisées par l'algorithme ce qui induisait des valeurs erronées d'AOT et d'Angstrom. La stratégie de corrections retenue lors de ce projet a combiné le *L1 Radiometry correction* avec laquelle nous avons effectué une correction de la calibration de nos données ; une correction du *smile-effect* ainsi qu'une égalisation. Par la suite, nous avons appliqué la correction *lake processor*.

#### 4.4.2. Choix des indices

Une fois les corrections étant appliquées sur chaque image, trois indices, l'indice de Simis (2006), l'indice de Wynnes (2010) et l'indice de Chawira (2012) ont été comparés sur des données similaires afin de vérifier quel indice offre la plus grande pertinence pour la détection des cyanobactéries dans les eaux des lacs en Abitibi-Témiscamingue.

- L'indice de Simis est basé sur les paramètres optiques de la chlorophylle  $\alpha$  et de la phycocyanine via un rapport de bandes. Les concentrations sont déterminées à partir du taux d'absorption dans la colonne d'eau aux longueurs d'ondes  $0.62\mu\text{m}$  (où l'on retrouve la chlorophylle  $\alpha$  ainsi que la phycocyanine) et  $0.665\mu\text{m}$  (influencé par la chlorophylle  $\alpha$ ). Ce taux d'absorption dans la colonne d'eau est formé de la somme des taux d'absorptions de l'eau pure, des pigments du phytoplancton, du tripton ainsi que des matières organiques dissoutes (voir annexe 1 pour les détails de la méthode). L'indice de Simis (2006) n'offre pas d'échelle d'étendues de son indice. Ainsi, il faut interpréter selon les résultats obtenus par les autres indices afin de déterminer à partir de quelle valeur l'on peut considérer qu'il y a une concentration de cyanobactéries.
- L'indice de Wynnes permet d'estimer la biomasse des cyanobactéries en utilisant un algorithme se basant sur trois bandes spectrales propre au satellite MERIS (bande 7, 8 et 9). Comparativement aux indices de Simis et Chawira qui utilisent un rapport entre deux bandes spectrales, l'application de trois bandes permet d'être moins sensible aux valeurs de réflectances négatives (Stumpf, 2010) qui surviennent lorsque la qualité de l'image est mauvaise (voir annexe 2 pour les

détails de la méthode). L'indice de Wynnes (2010) se divise en quatre classes distinctes selon la densité (concentration de cellules) de cyanobactéries :

- Lorsque l'indice est inférieur à 0, cela signifie une absence de contamination
- Une valeur comprise entre 0 et 0.0004 indique une faible concentration
- Une valeur comprise entre 0.0004 et 0.004 indique une concentration moyenne
- Une valeur supérieure à 0.004 indique une concentration forte

Il est à noter que dans le cadre de cette étude, l'indice obtenu de Wynnes a été multiplié par 1000 afin d'avoir une meilleure visibilité de l'étendue des données.

- L'indice PCII de Chawira utilise un rapport de bande qui se base sur les mêmes longueurs d'ondes que Simis (2005). Cependant, son rapport de bande utilise un logarithme négatif afin de transformer les valeurs négatives obtenues de l'indice dérivé en valeurs positives dans le but de rendre l'interprétation plus facile et de normaliser les valeurs extrêmes (voir annexe 3 pour les détails de la méthode). L'indice de Chawira (2012) quant à lui se divise en trois classes distinctes selon la concentration de cyanobactéries (par le biais de la concentration en phycocyanine) :
  - Une concentration inférieure à  $10\text{mg/m}^3$  signifie un risque nul ou faible de contamination.
  - Une concentration se situant entre 10 et  $20\text{mg/m}^3$  signifie un risque modéré de contamination.
  - Une concentration supérieure à  $20\text{mg/m}^3$  signifie un risque élevé de contamination.

Une fois les trois indices extraits sur l'ensemble des images corrigées, une comparaison entre chaque indice ainsi qu'avec les données terrains ont été effectuées. Nous avons tout d'abord créé des masques à l'aide du logiciel ArcGis afin de délimiter nos trois lacs individuellement, ce qui nous permettait de faire une analyse par lac et par image. Avec le logiciel BEAM Visat, nous avons utilisé la droite de corrélation entre chaque indice et chaque lac afin de comparer la distribution des données. Par la suite, nous avons appliqué

la même méthodologie pour comparer nos indices avec les observations terrains disponibles.

#### 4.4.3. Évolution temporelle des cyanobactéries

L'un des objectifs de ce travail de recherche était de déterminer si les cyanobactéries progressaient d'une année sur l'autre. Ainsi, pour pouvoir connaître leur évolution, nous avons sélectionné une image par mois (donc quatre par saisons) pour l'ensemble des dix années représentant notre échelle temporelle et pour l'ensemble des trois lacs représentant notre zone d'étude (tableau 3). Ceci nous permettait d'avoir une véritable variation temporelle (interannuelle) de la problématique. Une fois nos images sélectionnées et acquises, nous avons appliqué l'indice de Wynnes (2010) après avoir effectué au préalable les corrections atmosphériques nécessaires à l'utilisation des indices statistiques.

**Tableau 3** : Choix des images sélectionnées afin de déterminer de l'évolution temporelle des cyanobactéries

Mois/Année	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
juin	N.A	30	11	21	25	23	07	27	04	26
juillet	31	13	25	24	30	25	22	20	11	15
août	29	23	20	24	31	N.A	26	14	31	26
septembre	N.A	19	14	06	04	23	18	08	20	11

Note : N.A = pas disponible

#### 4.4.4. Extraction de variables exogènes pouvant expliquer la prolifération de cyanobactéries

Afin d'être en mesure de pouvoir anticiper la prolifération de cyanobactéries, il est important d'identifier les variables explicatives. Ainsi, lors de ce projet nous avons évalué deux variables pouvant conduire à une prolifération de cyanobactéries : la bathymétrie ainsi que les températures par le biais des degrés jours. Lors de cette étape et pour l'étude de l'effet de la bathymétrie, nous avons identifié que la classe de profondeur (inférieure à 2 mètres et supérieure à 2 mètres) était important. Ce choix de classe a été réalisé suite aux recommandations de Berger (1989), qui indique que la dominance des

cyanobactéries pourrait persister durant plusieurs années dans des lacs eutrophes à une profondeur inférieure ou égale à 2 m due au faible apport en luminosité ne permettant pas la croissance d'autres phytoplanctons. Nous avons aussi identifié la classe 4 mètres et 6 mètres et plus afin de comparer nos trois lacs. Nous avons par la suite effectué un échantillonnage aléatoire sur les classes inférieure à 2 mètres et supérieure à 2 mètres, à hauteur de 5% du total des pixels afin d'avoir une étendue de la problématique à l'échelle de chaque lac. Cela nous offre 144 points de bathymétries pour le lac Malartic, 176 pour le lac Témiscamingue et 542 points de bathymétries pour le lac Abitibi permettant d'effectuer nos analyses comparatives. De plus, nous avons colligé les données de degré-jour 5 disponibles, issues de trois stations météorologiques à proximité de chacun des lacs. Ces données ont été sélectionnées à partir des stations (annexe 4) La Sarre (jusqu'en 1999 et après 1999), Rivière Héva et Ville-Marie et obtenues à partir du département info-climat du MDDEFP. Cette variable climatique cumule les nombres de jours où la température est supérieure à 5°C démarrant au 1<sup>er</sup> avril de chaque année, comme le suggère le Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales de l'Ontario<sup>3</sup>.

Finalement, un modèle mixte avec effet aléatoire effectué avec le logiciel R (Development Core Team, 2008) a été réalisé afin de comparer l'effet de chaque variable sur les valeurs des indices utilisés.

Dans le but de faciliter la poursuite éventuelle de ce projet de recherche qui est exploratoire, un tutoriel représentant les principales étapes de la méthodologie a été créé (annexe 5).

## **5. Résultats**

---

Dans le cadre de ce projet de recherche, deux séries de résultats vont être présentés. Tout d'abord, une comparaison entre les différents indices statistiques a été effectuée à partir des images traitées, suivi d'une comparaison entre les indices et les données terrain. Enfin, les évolutions temporelles interannuelle et saisonnière (intra annuelle) de la

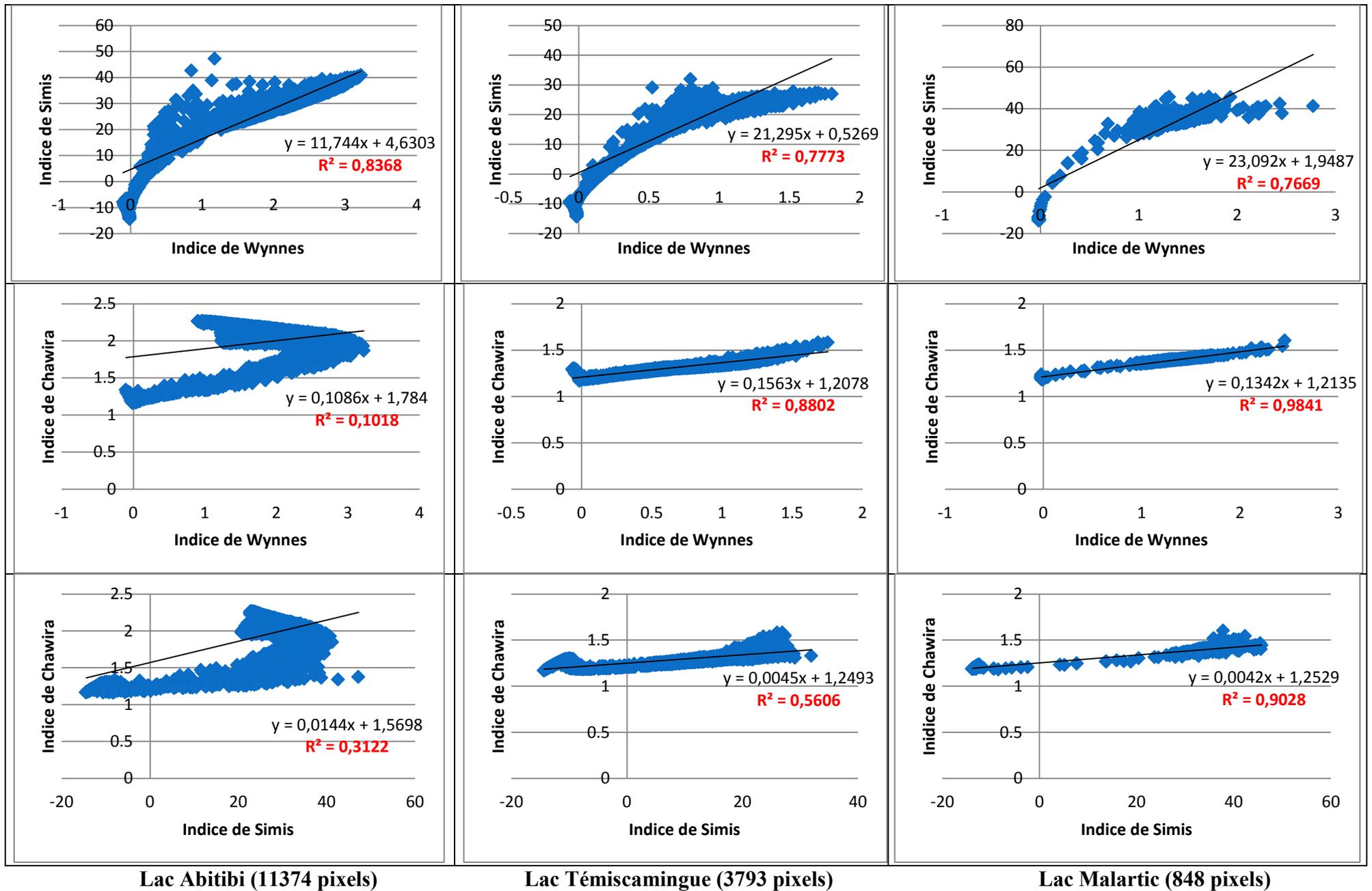
---

<sup>3</sup> <http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/facts/GDDOntario.htm>

présence de cyanobactéries dans les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic sont présentés. Ces trois résultats ont été effectués sur l'ensemble des pixels de chaque lac faisant parti de notre zone d'étude. Une deuxième série de résultats met en évidence le lien entre les épisodes de proliférations de cyanobactéries et les données bathymétriques, climatiques, ainsi que les matières en suspension. Ces résultats-là ont été obtenus à partir de données échantillonnées à hauteur de 5% de l'ensemble des pixels de chacun des trois lacs.

### 5.1. COMPARAISON ENTRE LES INDICES

Afin de comparer la réponse des indices utilisés, l'image du 27 juin 2009 a été sélectionnée à titre d'illustration. Nous pouvons voir sur la figure 4 que la corrélation entre les indices de Simis (2006) et Wynnes (2010) offre de bons résultats quel que soit le lac composant notre zone d'étude (corrélation moyenne ( $R^2$ ) de 79.37%). Nous pouvons également remarquer que l'utilisation de l'indice de Chawira donne des résultats mitigés dans le lac Abitibi (corrélation moyenne de 20.7%) où l'on peut voir que la distribution des points est très particulière mais l'indice de Chawira corrèle relativement bien avec les indices de Simis (corrélation moyenne de 73.17%) et de Wynnes (corrélation moyenne de 93.22%) dans les lacs Malartic et Témiscamingue. Le tableau 4 représente les résultats de corrélation entre les différents indices durant l'année 2008 et l'on peut voir que la corrélation entre les indices est sensiblement la même que lors de l'image du 27 juin 2009 ce qui vient confirmer la pertinence du résultat obtenu.



**Figure 4 :** Corrélation et coefficient de détermination entre trois indices (Simis, Wynnes, Chawira) pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic

**Tableau 4 :** Corrélation entre les indices de Wynnes / Chawira et Wynnes / Simis sur l'année 2008

		Lac Abitibi		Lac Témiscamingue		Lac Malartic	
		Corrélation Wynnes / Chawira	Corrélation Wynnes / Simis	Corrélation Wynnes / Chawira	Corrélation Wynnes / Simis	Corrélation Wynnes / Chawira	Corrélation Wynnes / Simis
<b>2008</b>	juin	$R^2 = 0,1582$	$R^2 = 0,8875$	$R^2 = 0,9364$	$R^2 = 0,9155$	$R^2 = 0,9325$	$R^2 = 0,8624$
	juillet	$R^2 = 0,2074$	$R^2 = 0,8466$	$R^2 = 0,8684$	$R^2 = 0,8372$	$R^2 = 0,9453$	$R^2 = 0,7347$
	août	$R^2 = 0,2993$	$R^2 = 0,7153$	$R^2 = 0,9343$	$R^2 = 0,8615$	$R^2 = 0,9571$	$R^2 = 0,7181$
	septembre	$R^2 = 0,2322$	$R^2 = 0,7946$	$R^2 = 0,0134$	$R^2 = 0,9149$	$R^2 = 0,9723$	$R^2 = 0,917$

## 5.2. COMPARAISON ENTRE LES INDICES ET LES POINTS TERRAINS

### 5.2.1. Campagne d'échantillonnage du lac Abitibi (2002)

Des données de dénombrement et biomasse des cyanobactéries provenant de la campagne d'échantillonnage du lac Abitibi (2002) ont été utilisées afin de pouvoir vérifier de la validité des indices statistiques de Simis (2006) et Wynnes (2010) pour la détection de cyanobactéries. On remarque ainsi que les deux indices offrent une très forte corrélation avec les données terrains existantes avec une corrélation moyenne de 95.74% pour Simis et de 89.9% pour l'indice de Wynnes (figure 5).

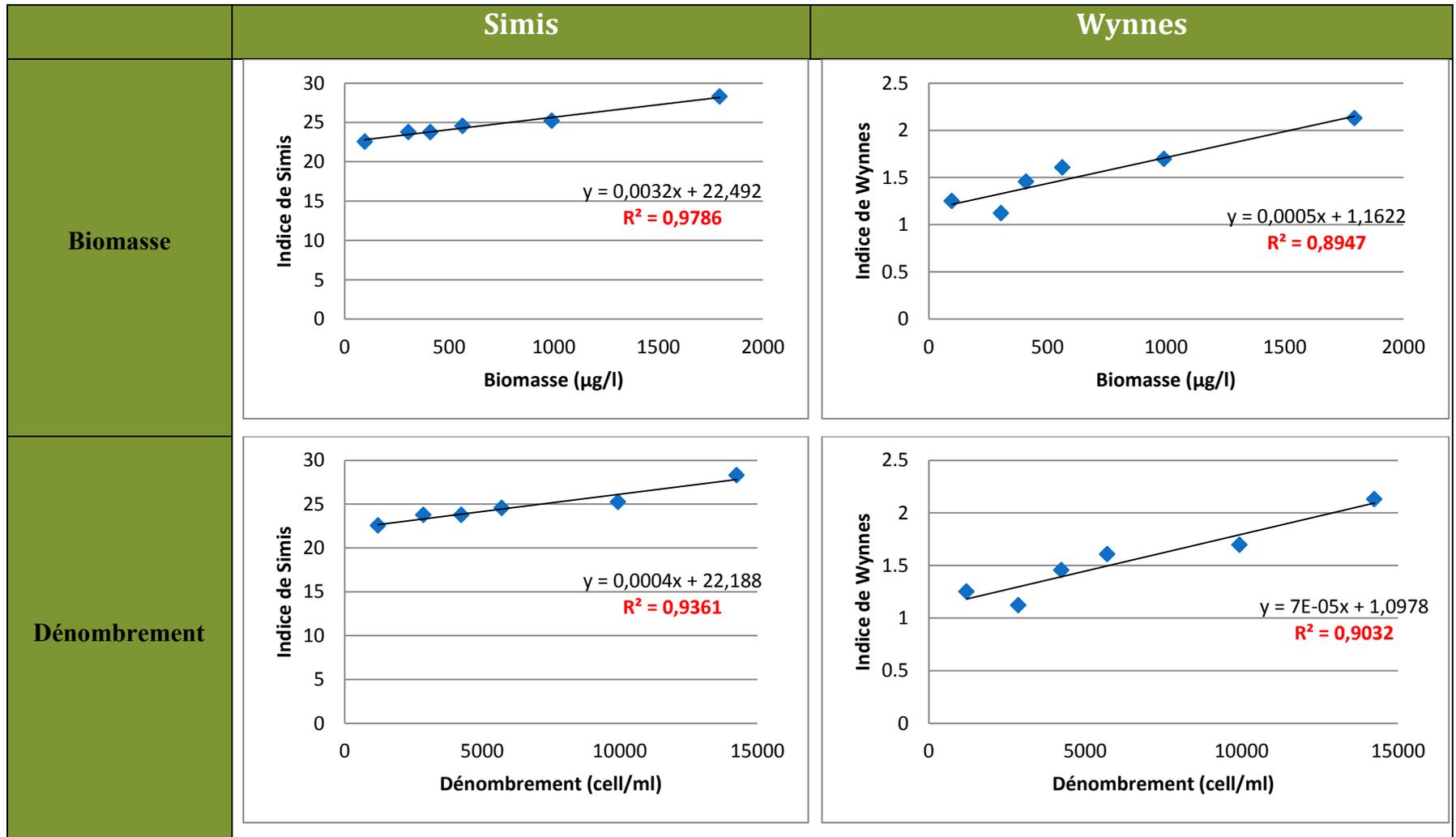
## 5.3. ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA PRÉSENCE DE CYANOBACTÉRIES

### 5.3.1. À travers les années pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic

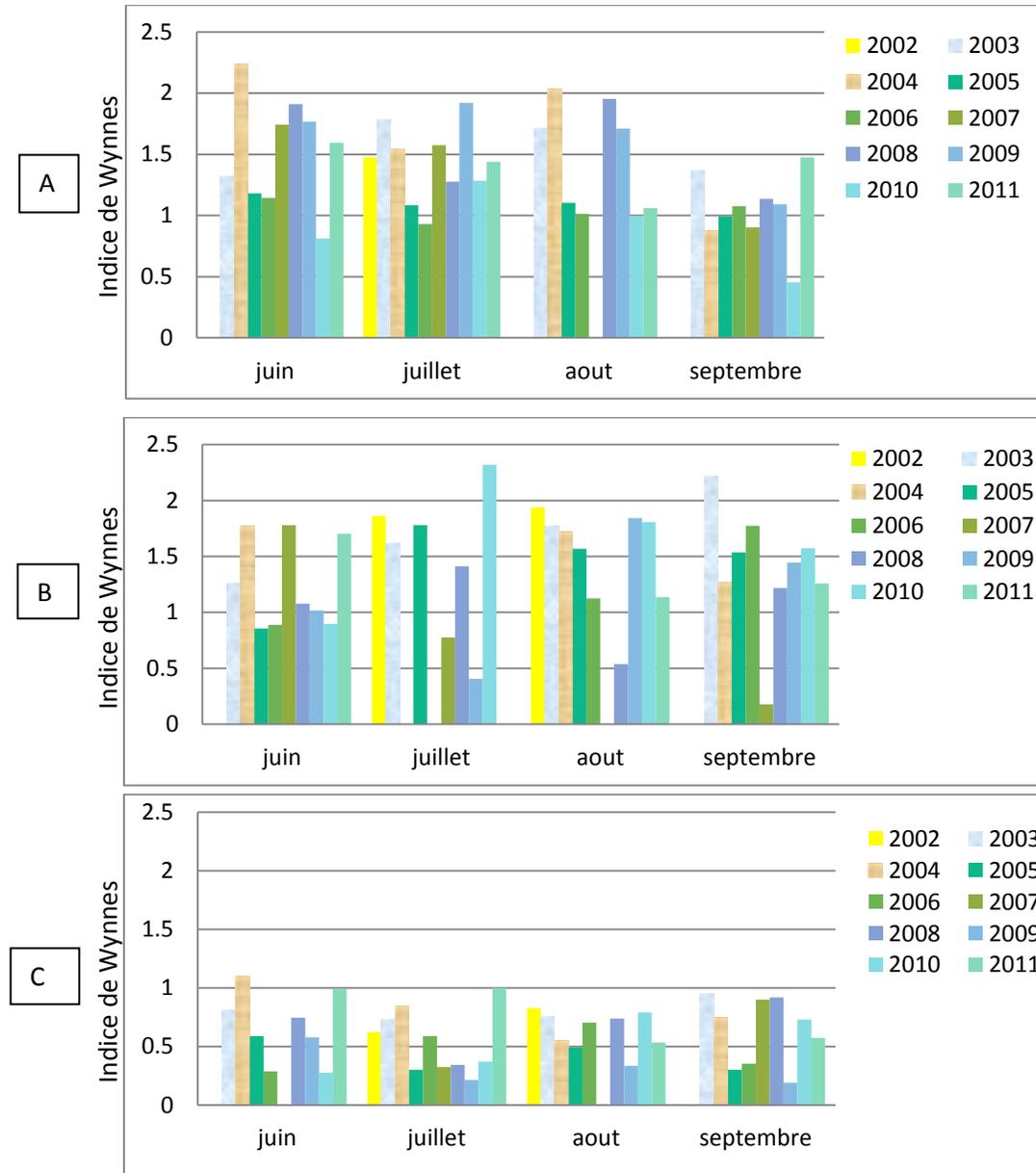
Au cours des dernières années, le nombre de lacs répertoriés comme étant affectés par les

Au cours des dernières années, le nombre de lacs répertoriés comme étant affectés par les cyanobactéries a augmenté.

cyanobactéries a augmenté. La figure 6 montre la tendance annuelle et saisonnière des cyanobactéries, selon l'indice de Wynnes, entre 2002 et 2011 pour les lacs Abitibi (A), Témiscamingue (B) et Malartic (C). On peut observer ainsi sur ces figures de très grandes variations de la concentration de cyanobactéries selon les années, ce qui tend à démontrer qu'il n'y a pas de hausse constante de proliférations de cyanobactéries une année sur l'autre. On peut cependant noter que certaines années (ex : 2004) ont connu des taux de proliférations de cyanobactéries élevées tôt dans la saison comparativement à d'autres années. On peut également noter une variation de la contamination pour une même année selon le lac. En effet, si on prend l'année 2010 en exemple, on peut voir que ce fut une année connaissant une présence modérée de cyanobactéries pour le lac Abitibi (A) mais qui fût très importante pour le lac Malartic (B). Enfin, on peut constater que le lac Témiscamingue (C) est beaucoup moins contaminé que les lacs Abitibi et Malartic avec des valeurs de l'indice de Wynnes ne dépassant que rarement 1. Un tableau récapitulatif regroupant les valeurs médianes ainsi que les valeurs du neuvième percentile des concentrations en chlorophylle  $\alpha$ , en matières en suspension ainsi que les concentrations des indices utilisés peut être consulté (voir annexe 6).



**Figure 5 :** Corrélation et coefficient de détermination ( $R^2$ ) entre les indices statistiques Simis et Wynnes et les observations terrain disponibles (biomasse (en  $\mu\text{g/l}$ ) et dénombrement (cell/ml) de cyanobactéries) sur le lac Abitibi en 2002.



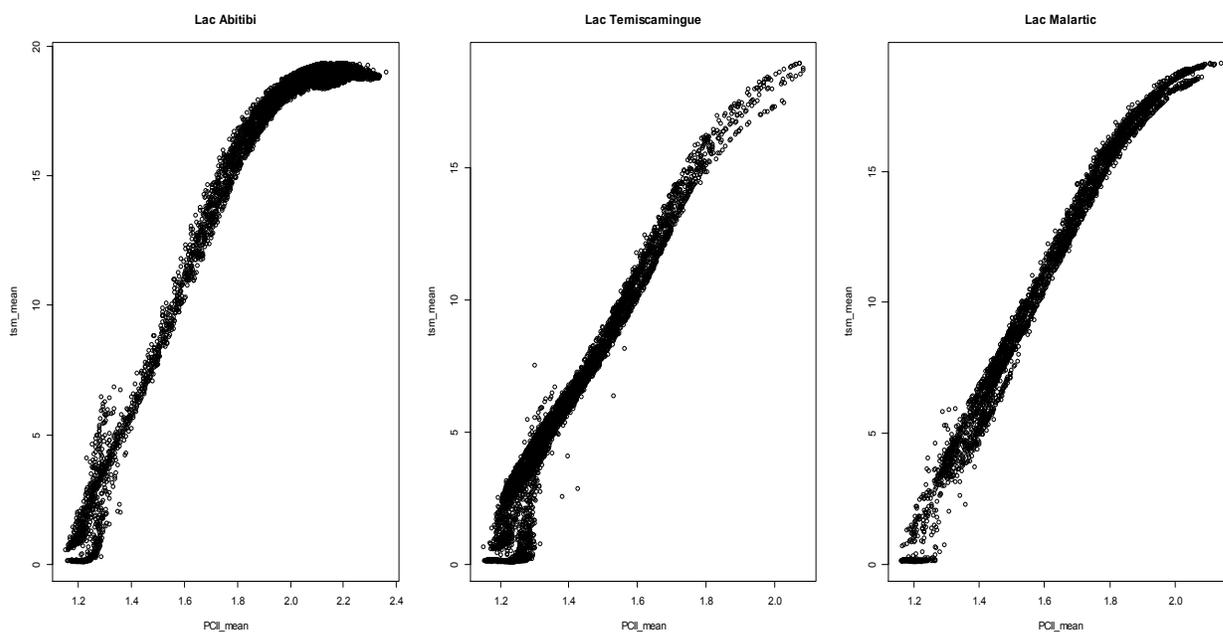
**Figure 6 :** Évolution temporelle de la concentration (médiane) des cyanobactéries selon l'indice de Wynnes pour le lac Abitibi (A), Témiscamingue (B) et Malartic (C) entre 2002 et 2011.



## 5.4. VARIABLES EXOGÈNES POUVANT EXPLIQUER LA PRÉSENCE DE CYANOBACTÉRIES

### 5.4.1. Matières en suspension

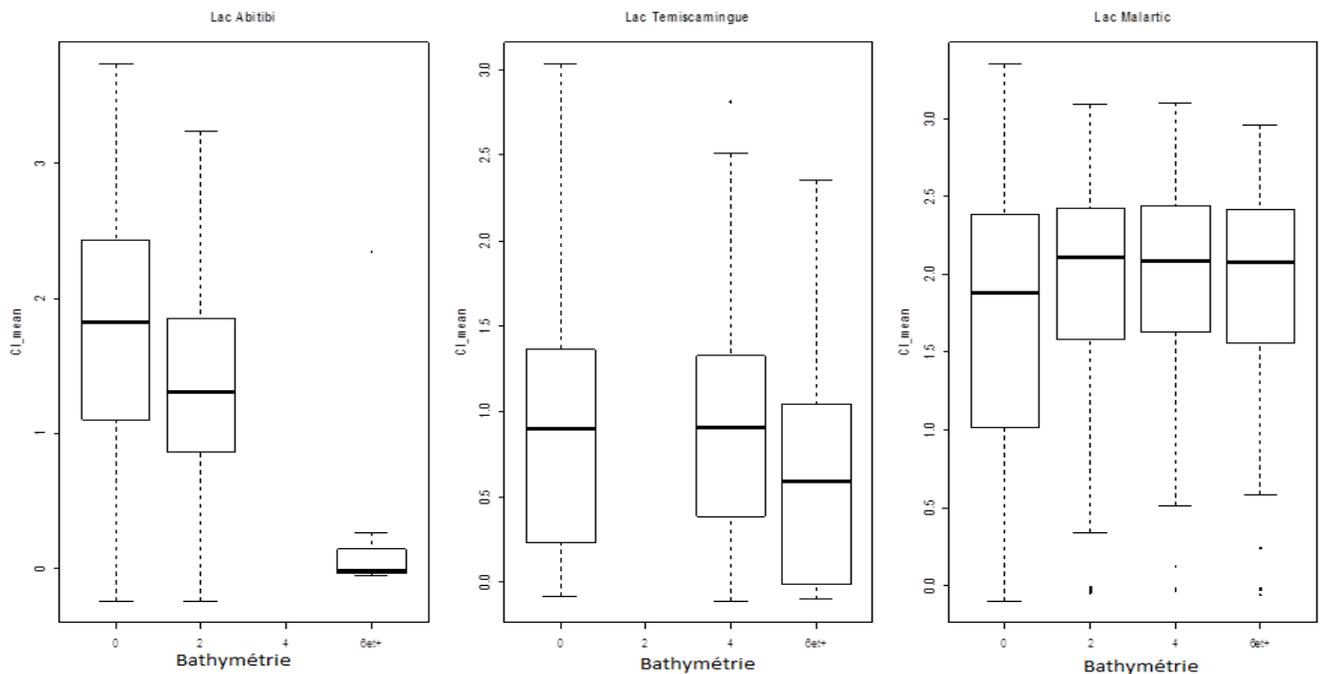
Les matières en suspension sont un des éléments conduisant à l'eutrophication d'un cours ou d'un plan d'eau. La figure 8 présente la relation entre les matières en suspension ( $\text{g/m}^{-3}$ ) et la concentration des cyanobactéries via l'indice de Chawira (PCII\_mean). La relation est linéaire jusqu'à obtenir une saturation de l'indice de Chawira lorsque les matières en suspension se rapprochent de  $20\text{g/m}^{-3}$ . L'on peut aussi remarquer, à l'aide de la figure 5, que la distribution des matières en suspension est différente selon les lacs. En effet, l'on peut voir que la fréquence des points dans le lac Abitibi se retrouve majoritairement dans les valeurs élevées (partie la plus noire et dense) tandis que l'on note une tendance inverse dans le lac Témiscamingue où les pixels sont davantage concentrés dans les valeurs faibles. Enfin, l'on peut remarquer que la distribution des pixels dans le lac Malartic est distribuée de manière plus uniforme sur l'ensemble du graphique.



**Figure 8 :** Relation entre matières en suspension ( $\text{g/m}^{-3}$ ) et concentration de cyanobactéries selon l'indice de Chawira (PCII\_mean) pour les trois lacs pour les 10 années (2002-2011).

### 5.4.2. Bathymétrie

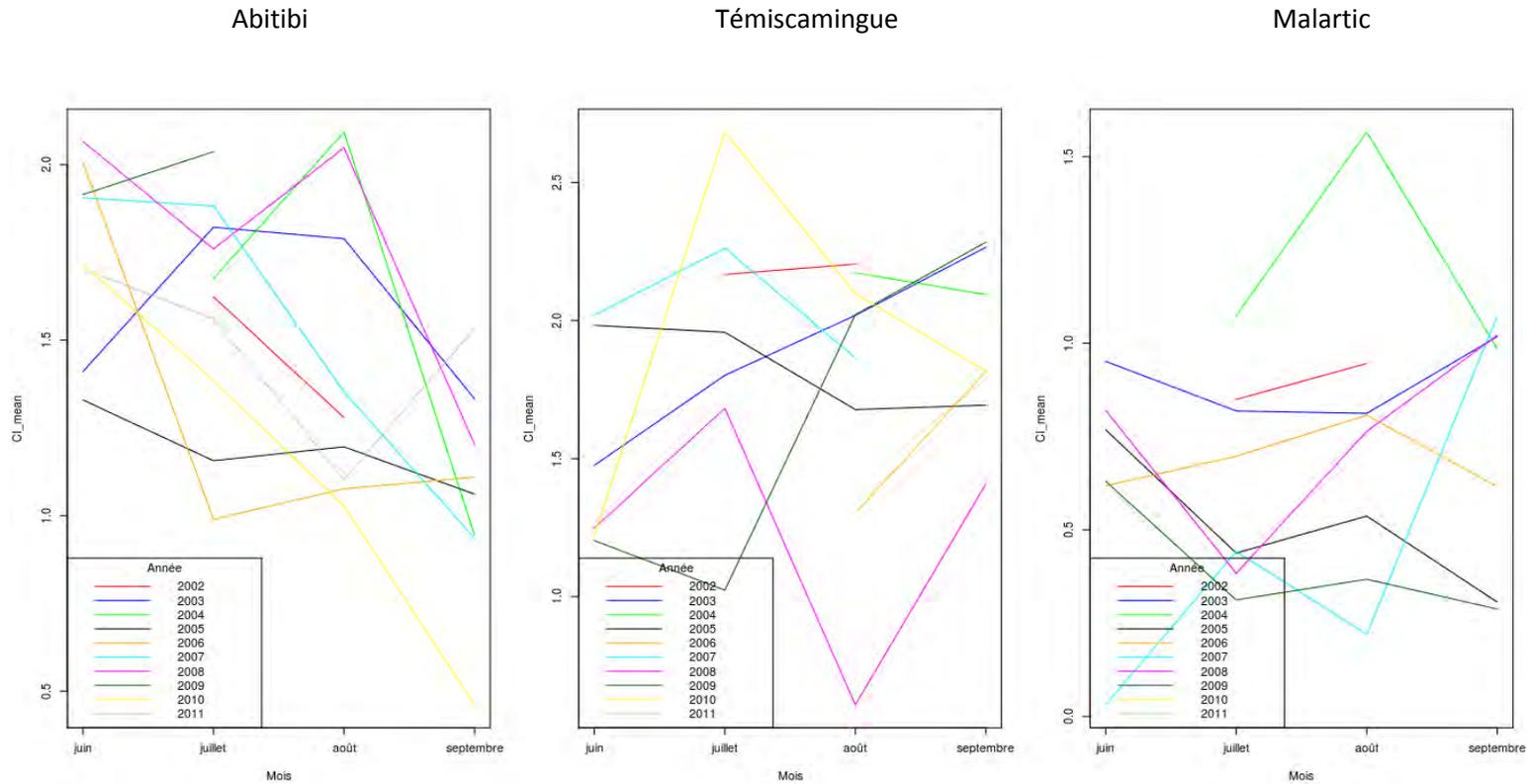
L'utilisation de données bathymétriques a été effectuée afin de vérifier de l'effet du rôle de la profondeur dans la colonne d'eau sur la prolifération de cyanobactéries à l'aide d'un graphique *box plot*. Ainsi, sur la figure 9 où l'on compare l'indice de Wynnes (CI\_mean) avec la bathymétrie (sous 4 classes : [0,2], [2,4], [4,6] et 6et+), l'on peut noter que plus l'on se rend vers les zones profondes du lac Abitibi, moins il y a de cyanobactéries. Le lien semble cependant être moins évident pour le lac Témiscamingue, malgré une légère baisse de présence de cyanobactéries à une profondeur de six mètres et plus, et non existant pour le lac Malartic. Ceci peut être expliqué par le choix de classes limitées pour ces deux derniers lacs qui présentent des profondeurs beaucoup plus importantes que le lac Abitibi.



**Figure 9 :** Concentration de cyanobactéries (médiane, premiers quartiles supérieur et inférieur, maximum, minimum) selon l'indice de Wynnes (CI\_mean) en fonction de la bathymétrie exprimée en classe ([0,2], [2,4], [4,6] et 6et+)

### 5.4.3. Météo (degré-jour)

Des données météorologiques, et plus particulièrement celle des degrés-jours à 5 degrés (DJ5) ont été utilisées et comparées avec l'indice de Wynnes (CI\_mean) afin de vérifier de l'impact de la température sur l'évolution temporelle saisonnière et interannuelle de la présence de cyanobactéries. L'on peut remarquer à l'aide de la figure 10 que le comportement de l'évolution des cyanobactéries selon la température est différent selon les années et les lacs et qu'il n'y a pas de tendance prédominante entre les données de degré-jour et les proliférations de cyanobactéries. Nous reviendrons à cette analyse dans la section suivante



**Figure 10 :** Évolution temporelle de la concentration de cyanobactéries selon l'indice de Wynnes (CI\_mean) en fonction des degrés-jours (DJ5) entre la période 2002 et 2011 pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic

### 5.5. VALIDATION DES DONNÉES (ANALYSE DE VARIANCE)

Une analyse de variance a été réalisée afin d'évaluer l'apport des variables de degrés-jours et de bathymétrie pour l'ensemble des lacs sur les valeurs de concentration de cyanobactéries selon l'indice de Wynnes (tableau 5). On remarque l'effet négatif pour l'ensemble des années ce qui nous indique que plus l'on accumule de degrés-jours, moins l'on a de présence de cyanobactéries. Ceci peut être expliqué par le fait que le degré-jour est une unité de mesure cumulative qui continue généralement à augmenter au cours de l'été, même si la température tend à baisser à partir du mois d'août.

L'analyse de variance a été réalisée entre l'effet de la bathymétrie (très profonde voulant dire 6+ mètres) et la prolifération de cyanobactéries par saison (tableau 6). Nous avons pu constater l'effet négatif qu'a la profondeur d'eau sur les épisodes de cyanobactéries. En effet, plus nous nous rendons vers les zones profondes des lacs, moins l'on constate de présence de cyanobactéries. L'effet est cependant plus marqué pour les années 2005, 2006 et 2010.

**Tableau 5 :** Analyse de variance entre la variable des degrés-jours et les cyanobactéries

Linear mixed model fit by maximum likelihood

Formula: **CI\_mean** ~ annee + degre\_jour + profond + degre\_jour:profond + (1 | Site)

Data: combo.red

AIC BIC logLik deviance REMLdev

50308 50429 -25139 50278 50371

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

Site (Intercept) 0.19736 0.44425

Residual 0.50196 0.70849

Number of obs: 23389, groups: Site, 3

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value	
(Intercept)	2.0519670	0.2575077	7.97	
annee2003	-0.0912572	0.0252670	-3.61	
annee2004	0.0998605	0.0274061	3.64	
annee2005	-0.3472436	0.0256890	<b>-13.52</b>	<b>Influence plus</b>
annee2006	-0.3098344	0.0257493	<b>-12.03</b>	<b>importante</b>
annee2007	-0.0939967	0.0262627	-3.58	
annee2008	-0.0157214	0.0256214	-0.61	
annee2009	-0.1976704	0.0273566	-7.23	
annee2010	-0.3615042	0.0272864	<b>-13.25</b>	
annee2011	-0.2003163	0.0283401	-7.07	
<b>degre_jour</b>	<b>-0.0059053</b>	<b>0.0001538</b>	<b>-38.41</b>	<b>Effet négatif</b>
profondtres.profond	-0.8283451	0.0468727	<b>-17.67</b>	
degre_jour:profondtres.profond	0.0079079	0.0004360	<b>18.14</b>	

**Tableau 6** : Analyse de variance entre la variable de la bathymétrie et les cyanobactéries

Linear mixed model fit by maximum likelihood

Formula: **CI\_mean** ~ annee + mois + profond + (1 | Site)

Data: combo.red

AIC BIC logLik deviance REMLdev

50821 50950 -25394 50789 50873

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

Site (Intercept) 0.20751 0.45553

Residual 0.51304 0.71627

Number of obs: 23389, groups: Site, 3

Fixed effects:

	<b>Estimate</b>	<b>Std.</b>	<b>Error</b>	<b>t value</b>	
(Intercept)	1.66693		0.26393	6.316	
annee2003	-0.03885		0.02615	-1.486	
annee2004	0.07315		0.02794	2.618	
annee2005	-0.38641		0.02642	<b>-14.623</b>	
annee2006	-0.34868		0.02657	<b>-13.124</b>	
annee2007	-0.12525		0.02700	-4.638	
annee2008	-0.06899		0.02639	-2.615	
annee2009	-0.09210		0.02790	-3.301	
annee2010	-0.43801		0.02778	<b>-15.767</b>	<b>Effet négatif</b>
annee2011	-0.22827		0.02911	-7.842	
mois7	-0.08918		0.01361	-6.555	
mois8	-0.16237		0.01394	<b>-11.644</b>	
mois9	-0.41541		0.01416	<b>-29.340</b>	
profondtres.profond	-0.05284		0.01922	-2.749	

## 6. Discussion

---

Ce projet avait pour objectif principal d'évaluer le potentiel de détecter les cyanobactéries dans le lac

«Toutefois, jusqu'ici peu d'études se sont intéressées à l'effet spatial et temporel des cyanobactéries et, à nos connaissances, cette étude constitue une première dans son genre dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue.»

Abitibi à l'aide de l'imagerie satellitaire. La problématique des cyanobactéries est en effet inquiétante dans les eaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Toutefois, jusqu'ici peu d'études se sont intéressées à l'effet spatial et temporel des cyanobactéries et, à nos connaissances, cette étude constitue une première dans son genre dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Ainsi, les trois indices statistiques choisis offrent une grande pertinence pour la détection des cyanobactéries dans les lacs de l'Abitibi-Témiscamingue. Nos résultats ont démontré que nos indices corrèlent bien les uns avec les autres. Cependant, l'on a pu remarquer que l'indice de Chawira (2012) présentait un comportement différent sur le lac Abitibi ce qui démontre la particularité du lac Abitibi. La cause pouvant conduire à ce résultat proviendrait de la forte présence de matières en suspension couplée avec des taux élevés en chlorophylle  $\alpha$ . En effet, l'indice de Chawira (2012) peut souffrir d'une réduction de sa sensibilité et ne plus être capable de distinguer les cyanobactéries du reste des algues lorsque la concentration en chlorophylle  $\alpha$  est abondante

(Chawira, 2012). L'on peut aussi constater que l'indice de Simis (2006) a donné beaucoup de valeurs extrêmes et plus particulièrement dans l'extrême négatif. L'utilisation d'un rapport entre deux bandes peut conduire à ces résultats extrêmes lorsque, lors de l'acquisition de l'image, la réflectance dans l'une des bandes utilisées est négative (communication personnelle avec S.G.H. Simis, 2012). L'indice de Wynnes quant à lui ne donne pas de valeurs extrêmes. Sa distribution de points est homogène sur l'ensemble de la distribution ce qui laisse présager que son fonctionnement serait à recommander pour les lacs étudiés. L'utilisation d'une troisième bande permettrait en effet de réduire la sensibilité aux mauvaises qualités de l'image ou aux insuffisantes corrections apportées à l'image (Wynnes, 2010).

«Ainsi, les indices de Simis (2006) et de Wynnes (2010) semblent bien exprimer la concentration de cyanobactéries avec une bonne corrélation (soit 90%).»

Une fois la pertinence des indices démontrée, l'étude comparative entre les indices et les données terrains disponibles a été faite. Ainsi, les indices de Simis (2006) et de Wynnes (2010) semblent

bien exprimer la concentration de cyanobactéries avec une bonne corrélation (soit 90%). Ce résultat, bien qu'il soit très encourageant, n'est basé que sur quelques données de validation du terrain et donc souligne la nécessité d'un effort plus soutenu sur le terrain afin de comparer ces résultats au fil des années et pour chaque lac. Malgré la disponibilité des données du MDDEFP ainsi que des données provenant du RSVL, il ne nous était pas possible de pouvoir les utiliser à des fins de comparaison. La problématique venant du fait que les prélèvements effectués par le MDDEFP ont toujours été effectués en bordure de lac. Or, lorsque l'on utilise des méthodes d'extractions d'informations par le biais de l'imagerie satellite qui se base donc sur les données de réflectance, la proximité avec la terre sature les réponses spectrales nécessaires pour bien discerner les éléments. Les données provenant du RSVL quant à elles ne fournissent que la concentration en chlorophylle  $\alpha$  et en phosphore et ne nous fournit pas assez d'informations pour pouvoir les utiliser à des fins de comparaison. Ainsi, notre résultat, bien qu'il soit très intéressant du fait de la forte corrélation, reste à confirmer à l'aide d'une campagne d'échantillonnage plus rigoureuse (incluant plus d'échantillons et une meilleure distribution spatiale des points de collecte) dans les lacs.

Dans la troisième partie de nos résultats, nous avons souhaité connaître l'évolution de la présence de cyanobactéries dans les lacs composant notre zone d'étude sur les dix dernières années. Le résultat obtenu nous a indiqué qu'il n'y a pas de progression linéaire des proliférations de cyanobactéries au fil des années mais plutôt des variations très notables selon les années. Ce résultat amène à une certaine réflexion quant aux éléments pouvant conduire à une telle variation de la présence de cyanobactéries d'une année sur l'autre. Nous avons pu voir également qu'en 2004, il y a eu de fortes présences de cyanobactéries qui ont surtout été localisées aux embouchures de la rivière la Sarre ainsi que de la rivière Dagenais du côté québécois. Une autre zone de prolifération se trouve à l'embouchure de la rivière La Reine. Cette tendance se retrouve cependant sur la majorité des images que nous avons traitées dans le cadre de cette étude ce qui tendrait à démontrer l'impact de ces affluents sur la multiplication de cyanobactéries dans le lac Abitibi.

Par la suite, nous voulions tout d'abord confirmer le lien qui existe entre les matières en suspension dans les lacs et les épisodes de proliférations de cyanobactéries. Notre résultat a permis de mettre en avant l'importance du rôle que jouent les matières en suspension dans la multiplication des cyanobactéries. En effet, nous avons pu voir qu'à mesure qu'augmentent la

matière en suspension, une augmentation presque linéaire de l'indice de Wynnes a été observée. Nous avons également pu constater lors de ces résultats que la présence de matières en suspension était très différente d'un lac à un autre. Nous pouvons effectivement remarquer que les matières en suspension sont beaucoup plus importantes dans le lac Abitibi que le lac Témiscamingue. Cette forte présence de matières en suspension peut avoir plusieurs origines : la couverture pédologique (sa capacité d'infiltration), les modes d'occupation du sol, la topographie, les précipitations, le contexte hydrologique sans compter les activités anthropiques sont autant de causes pouvant amener un taux important de matières en suspension (Dunne, 1978; Auzet *et al.*, 1995). Ainsi, si l'on veut pouvoir mieux comprendre la présence de cyanobactéries dans le lac Abitibi, il semblerait important de connaître les causes amenant à ces taux élevés de matières en suspension.

Enfin, dans la dernière partie de nos résultats, nous avons mis en relation les épisodes de prolifération par le biais de deux variables exogènes. En premier lieu, nous avons utilisé les données bathymétriques que nous avons préalablement séparées en classes afin de pouvoir distinguer la variabilité de la présence de cyanobactéries selon la profondeur. En effet, il a été démontré par Berger (1989) que les cyanobactéries pouvaient

En effet, il a été démontré par Berger (1989) que les cyanobactéries pouvaient persister des années dans des profondeurs inférieures à 2 mètres.

persister des années dans des profondeurs inférieures à 2 mètres. Nous avons pu voir dans la partie résultats que la relation entre bathymétrie et prolifération de cyanobactéries était très évidente dans le lac Abitibi. Cependant, les résultats ont démontré un effet moins prononcé pour le lac Témiscamingue et peu ou pas de relation pour le lac Malartic. L'une des raisons pouvant expliquer cette différence pourrait provenir de notre échantillonnage. En effet, nous voulions échantillonner suffisamment les faibles profondeurs qui recouvrent une grande partie du lac Abitibi mais dont la superficie occupée est moindre dans les lacs Malartic et Témiscamingue qui sont des lacs plus profonds. Ainsi, notre échantillonnage aléatoire a pu amener à une mauvaise représentativité des observations selon la bathymétrie. Une autre raison pouvant amener à cette différence de résultat pourrait venir de la superficie des lacs. En effet, on a pu noter dans notre résultat que la variabilité des proliférations de cyanobactéries selon la bathymétrie était la moins notable pour le lac Malartic, lac ayant la plus petite superficie. Fee *et al.* (1996) ont rapporté que dans les lacs de petites tailles, le facteur déterminant dans l'épaisseur de l'épilimnion (qui se

défini par la couche d'eau en surface bénéficiant d'un apport important de lumière) serait la transparence de l'eau et selon Gregor *et al.* (2007), ces proliférations de cyanobactéries proviendraient durant deux périodes : au printemps et en automne. Au printemps tout d'abord car avant que la glace fonde, la température au fond du lac est généralement plus chaude que la température à la surface du lac. Ainsi, dès la fonte de la glace en surface, peu de vent suffit à faire mélanger l'eau du lac, ce qui est plus communément appelé le brassage printanier. En automne ensuite, lorsque la température de l'air diminue et que le premier et dernier niveau d'eau des lacs (soit l'épilimnion et l'hypolimnion) atteignent une température similaire, les vents de l'automne peuvent mélanger tout le lac, ce qu'on appelle le brassage automnal. Ainsi, pour des lacs plus profonds et de petite taille comme le lac Malartic, il est possible de retrouver une distribution plus importante de cyanobactéries dans les différents niveaux d'eau du lac.

La deuxième variable que nous avons sélectionnée se voulait être un indicateur météorologique car les cyanobactéries prolifèrent davantage lorsque les températures sont élevées. Nos résultats ont démontré qu'en général, il y avait une décroissance de présence de cyanobactéries en septembre par rapport à août. Cependant, l'on peut constater qu'il n'y avait pas de tendance dominante. Il est bon à noter que nous avons choisi des données de degré-jour à 5 degrés car c'est à cette température que commence à se développer la photosynthèse. D'autres variables climatiques pourraient s'avérer être pertinentes pour mieux comprendre l'effet des températures sur les épisodes de proliférations. Ainsi, la température de l'eau pourrait être un élément intéressant à analyser, tout comme les températures moyennes journalières et les précipitations hebdomadaires.

## 7. Conclusion

---

Les algues bleu-vert, ou cyanobactéries, occupent une préoccupation grandissante dans l'espace public dues aux impacts qu'elles produisent sur l'environnement et la santé. Il existe aujourd'hui des systèmes de suivi qui permettent de mesurer l'importance de la problématique mais il s'agit de suivis ponctuels et non de suivis systématiques, ce qui ne permet pas d'avoir une vision temporelle et spatiale de la problématique. En Abitibi-Témiscamingue, 13 lacs ont été recensés comme contaminés par des cyanobactéries en 2011 dont le lac Abitibi, Témiscamingue et Malartic. Ce projet de recherche se voulait être un complément aux travaux qui sont entrepris par les différents organismes de la protection de nos plans d'eau. Ainsi, durant ce travail nous avons pu mettre en évidence l'aspect temporel (sur les 10 dernières années et à travers la saison estivale) et spatial (sur trois plans d'eau différents) des épisodes de prolifération. Nous avons également pu voir l'impact des matières en suspension, de la bathymétrie ainsi que de la température (sous la forme des degrés-jours) sur les multiplications de fleurs d'eau. Ce projet, qui est exploratoire, peut apporter une approche complémentaire dans la détection de cyanobactéries et l'on espère qu'il suscitera l'intérêt des organismes de protection de l'environnement et sera le point de départ d'un travail plus approfondi.

## Bibliographie

Abrantes, N., Antunes, S.C., Pereira, M.J. et Goncalves, F. 2006. Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake. *Acta Oecologia* 29: 54-64.

Auzet, A. V., Boiffin, J. et Ludwig, B. 1995. Concentrated flow erosion in cultivated catchments: influence of soil surface state. *Earth Surf. Processes Landforms* 20: 759-767.

Azevedo, S.M.F.O, Carmichael, W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S. et Shaw, G.R. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil. *Toxicology* 181-182, 441-446.

Chorus, I. and Bartram, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management*. E & FN Spon /Chapman & Hall pour l'Organisation Mondiale de la Santé. 2: 26-27

Berger, C. (1989). In situ primary productivity, biomass and light regime in the Wolderwijd, the most stable *Oscillatoria agardhii* lake in the Netherlands. *Hydrobiologia* 185: 233-244.

Bidigare, RR, Ondrusek, ME, Morro, JH et Kiefer, DA (1990). In vivo absorption properties of algal pigments. *SPIE Ocean Optics* 1302: 290-302.

Santé Canada. 2012. *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (3eme édition)*. Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif du Comité consultatif fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, ON. 6:82

Chawira, M. 2012. *Monitoring blue-green algae in the ijssselmeer using remote sensing and in-situ measurements*, University of Amsterdam pp70

Chuanmin, H, Zhongping, L, Ronghua, M, Kun, Y et Daqiu, L. 2010. Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Observations of Cyanobacteria Blooms in Taihu Lake, China. *journal of geophysical research*, vol. 115. 5-8.

Codd, G.A. 1998. Cyanobacterial blooms and toxins in fresh-, brackish and marine waters. *Intergovernmental commission of UNESCO, Santiago de Compostela*, pp. 13-17.

Codd, G.A., Morrison, L.F. et Metcalf, J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.

Dekker, A. G., Malthus, T. J., et Seyhan E. 1991. Quantitative modelling of inland water-quality for high-resolution mss systems. *Geoscience and remote sensing*. Inst. of Earth Sci., Free Univ., Amsterdam, Netherlands 29: 89-95

Dekker, A.G. 1993. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. *Vrije University*. pp222

- Dunne, T. 1978. Field studies of hillslope flux processes. Hillslope Hydrology. London. Chapter 7 227-293.
- Duy, T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. et Connell, D.W. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Contam. Toxicol.*, 163: 85-113
- Falconer, L.R. 1998. Algal toxins and human health. *The Handbook of Environmental Chemistry 5(part C)*: 53-82.
- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian S.E.M. et Cruikshank D.R. 1996. Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and Oceanography* 41: 912-920.
- Ficek, D., Kaczmarek, S., Ston-Egiert, J., Wozniak, B., Majchrowski, R. et Dera, J. 2004. Spectra of light absorption by phytoplankton pigments in the Baltic: conclusions to be drawn from a Gaussian analysis of empirical data. *Oceanologia* 46: 533-555.
- Firkins, G.S. 1953. Toxic algae poisoning. *Iowa Stat Coll V* 15(3): 151-153.
- Francis, G. 1878. Poisonous Australian lake. *Nature* 18: 11-12.
- Garrity, G.M., Castenholz, R.W. et Boone, D.R. 2001. *Bergey's manual of systematic bacteriology. Taxonomic Outline of the Prokaryotes. Second Edition.*, Springer-Verlag, New York. pp320
- Gobulic, S. et Soeng-Joo, L. 1999. Early cyanobacterial fossil record: preservation, palaeoenvironments and identification. *European Journal of Phycology*, 34: 342-344.
- Gourd, B.B. 1984. Itinéraire toponymique de l'Abitibi-Témiscamingue. Commission de toponymie. Québec. pp102
- Gregor, J., Marsalek, B., et Sipkova H. 2007. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research* 41: 228-234.
- Greuter, W., Neil, J.M., Barrie, F.R., Burdet, H.M., Demoulin, V., Filgueiras, T.S., Nicolson, D.H., Silva, P.C., Skog, J.E., Trehane, P., Turland, N.J. et Hawksworth, D.L. 2000. *International Code of Botanical nomenclature (Saint Louis Code)*, Koeltzscientific Books.
- GRIL. 2007. Les cyanobactéries dans les lacs québécois : Un portrait de la situation selon les chercheurs du GRIL. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique. pp10.
- Hu, C. 2009. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans. *Remote Sensing Environ.* 113: 2118-2129.
- Hunter, P.D., Tyler, A.N., Gilvear, D.J. et Willby, N.J. 2009. Using remote sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *environmental science and technology.* 43: 2627-2633.
- Jacoby, J.M., Collier, D.C., Welch, E.B., Hardy, F.J. et Crayton, M. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. 57: 231-240.

- Kutser, T. 2004. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnol. Oceanogr.*, 49(6), 2179–2189
- Lapage, S.P., Sneath, P.H.A., Lessel, E.F., Skerman, V.B.D., Liger, H.P.R.S. et Clark, W.A. 1992. International Code of Nomenclature of Bacteria (1990 revision). Washington D.C.
- Lavoie, I., Laurion, I., et al. (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries. Revue de littérature, INRS. rapport no 916. pp124.
- Lee, Z.P., Hu, C., Gray, D., Casey, B., Armone, R., Weidemann, A., Ray, R. et Goode, W. 2007. Properties of coastal waters around the US : Preliminary results using MERIS data. Ocean Remote Sensing Institute, Ocean University of China 2-7
- Linné, C. 1753. Species Plantarum. Tom II: 561-1200.
- MDDEFP. 2011. Les fleurs d'eau touchées par une fleur d'eau d'algue bleu-vert. Bilan final de la gestion des épisodes en 2011. Le bilan présente les résultats à l'échelle du Québec et à celle des bassins versants. pp16
- Mez, K., Beattie, K.A., Codd, G.A., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H. et Presig, H.R. 1997. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European journal of phycology*. 32: 111-117.
- Mumby, P.J. et Edwards, A.J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing Environ.*(82): 248-257.
- Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T et Nishiwaki, S. 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacteria cyclic peptid toxin mycrocystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 118: 420-424.
- Oberholster, P. J., Botha, A. M., Eugene T. 2005. An overview of toxic freshwater cyanobacteria in South Africa with special reference to risk, impact and detection by molecular marker tools. *Biokemistri* (17): 57-71.
- Paerl, H.W. et Ustach, J.F. 1982. Blue-green algae scums: An explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnol. Oceanogr.* 27: 212-217.
- Pouria, S., Andrade, A.d., Barbosa, J., Cavalcanti, R.L., Barreto, V.T.S. et Ward, C.J. 1998. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet* 352, 21-26.
- Rahman, H. et Dedieu, G. 1993. SMAC : a simplified method for the atmospheric correction of satellite measurements in the solar spectrum. *International Journal of Remote Sensing* 15(1): 123-143.
- Rast, M., Bezy, J.L. et Bruzzi, S. 1999. The ESA medium resolution imaging spectrometer MERIS -a review of the instrument and its mission. *International Journal of Remote Sensing* 20: 1681-1702.
- Rouillard, E. 1908. La région de l'Abitibi et de Chibougamo (sic). *Bulletin de la société de géographie de Québec* 13: 18.
- Rowell, P. et Kerby, N.W. 1991. Cyanobacteria and their symbionts. *Biology and Biochemistry of Nitrogen Fixation*. Elsevier, Amsterdam 373-407.

- Ruiz-Verdu, A., Simis, S.G.H., Hoyos, C.D., Gons, H.J. et Pena-Martinez, R. 2007. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote sensing of environment*. Vol 112. 11: 3996-4008
- Santer, R. 2007. ICOL. In C. M. Brockman & B. Zuhkle (Eds).D11 : Demonstration Products and Qualification Report (DPQR) Vol. 0.1, pp.26.
- Sathyendranath, S., Lazzara, L. et Prieur, L. 1987. Variations in the spectral values of specific absorption of phytoplankton. *Limnol. Oceanogr*(32): 403-415.
- Schwimmer, D. et Schwimmer, M. 1964. *Algae and medicine*. Algae and man. New York: 368-412.
- Scott, W. E. 1991. Occurrence and significance of toxic cyanobacteria in southern Africa. *Water Science and Technology* 23: 175-180.
- Sellner, K.G. 1997. Physiology, ecology and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnol. Oceanogr* 42: 1089-1104.
- Schalles, J.F. et Yacobi, Y.Z. 2000. Remote detection and seasonal patterns of phycocyanin, carotenoid and chlorophyll pigments in eutrophic waters. *Archiv fur Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology*(55): 153-168.
- Simis, S. G. H., Peters, S. W. M., et Gons H.J. 2005. Remote Sensing of the Cyanobacterial Pigment Phycocyanin in Turbid Inland Water. *Limnol.Oceanogr*. American Society of Limnology and Oceanography 50(1): 237-245
- Simis, S.G.H., Ruiz-Verdu, A., Dominguez-Gomez, J.A., Pena-Martinez, R., Peters, S.W.M. et Gons, H.J. 2006. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing Environ.*(106): 414-427.
- Sivonen, K. et Jones, G. 1999. Cyanobacterial toxins. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, World Health Organization. 3:1-70
- Smayda, T.J. 1997. Harmful algal blooms : Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr*: 1137-1153.
- Stumpf, R. P. et Werdell, P. J. 2010. Adjustment of ocean color sensor calibration through multi-band statistics. *Opt. Express* 18: 401-412.
- Tanré, D., Deroo, C., Duhaut, P., Herman, H., Morcrette, J.J., Perbos, J. et Deschamps, P.Y. 1990. Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum : 5S code. *International Journal of RemoteSensing* 11(4): 659-668.
- Tisdale, E.S. 1931. Epidemic of intestinal disorders in Charlestown, W.Va, occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions. *Am. J. Public Health* 21: 198-200.
- Vincent, O. 1995. Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Les régions de Québec. INRS Culture et Société, Québec. 32-38.

Visser, P.M., Passarge, J. et Mur, L.R. 1996. Modelling vertical migration of the cyanobacterium *Microcystis*. *Hydrobiologia* 349: 99-109.

Organisation for the prohibition of chemical weapons. 2000. Convention on the prohibition of the development, production, stockpiling and use of chemical weapons and on their destruction. 121.

Woese, C.R. et Olsen, G.J. 1993. Ribosomal R.N.A. : a key to Phylogeny. *The FASEB Journal*, 7(1):113-123.

Wynnes, T. T., Stumpf, R. P., Tomlison, M.C. et Dyble, J. 2010. Characterizing a cyanobacterial bloom in Western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data. *Limnology and Oceanography* 55(5): 2025-2036.

## Annexes

### Annexe 1 : Rapport de bande semi-empirique de S.G.H Simmis:

#### Introduction

La présence de cyanobactérie est caractérisée ici par la concentration en un pigment, la phycocyanine (PC). La concentration de chlorophylle a (Chl a) est une caractéristique du phytoplancton, et la concentration de phycocyanine (PC) une caractéristique spécifique aux cyanobactéries (Simis et al. 2005). Le rapport de bande est basé sur les paramètres optiques de ces deux pigments. Les concentrations sont déterminées à partir du taux d'absorption de la colonne d'eau aux longueurs d'ondes : 620 et 665 nm, la Chl a influençant sur ces deux taux, alors que la PC n'influence que celui à 620 nm.

#### Origine du modèle

Les paramètres utilisés sont le taux d'absorption et de diffusion de la colonne d'eau, parce qu'ils sont liés à la réflectance sub-surface par l'équation établie par (Gordon et al. 1975) et largement acceptée:

$$R(\lambda) = f * b_b / (a(\lambda) + b_b)$$

#### **Équation 1**

où

$R(\lambda)$  est la réflectance sub-surface à la longueur d'onde  $\lambda$   
 $f$  un facteur déterminé de façon empirique indépendant de la longueur d'onde  
 $b_b$  le taux de diffusion de la colonne d'eau indépendant de la longueur d'onde  
 $a(\lambda)$  le taux d'absorption de la colonne d'eau à la longueur d'onde  $\lambda$

Les paramètres de l'Équation 1:  $f$  et  $b_b$  étant neutres spectralement, l'absorption à une longueur d'onde  $\lambda_1$  peut être déduite du rapport des réflectances aux longueurs d'ondes  $\lambda_1$  et  $\lambda_2$ , si on connaît l'absorption à la longueur d'onde  $\lambda_2$  et le paramètre  $b_b$  :

$$R(\lambda_2) / R(\lambda_1) = [a(\lambda_2) + b_b] / [a(\lambda_1) + b_b]$$

#### **Équation 2**

d'où

$$a(\lambda_1) = \{ [R(\lambda_2) / R(\lambda_1)] * [a(\lambda_2) + b_b] \} - b_b$$

#### **Équation 3**

### Simplifications du modèle

Le taux d'absorption de la colonne d'eau est formée de la somme des taux d'absorptions de l'eau pure ( $a_w(\lambda)$ ), des pigments des phytoplanctons ( $a_{ph}(\lambda)$ ), des matières organiques dissoutes ( $a_{CDOM}(\lambda)$ ) et du tripton ( $a_T(\lambda)$ )<sup>4</sup> ( $a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) + a_T(\lambda)$ ). Simis et al. (2005) ont considéré que l'absorption par les matières organiques colorées dissoutes dans l'eau ( $a_{CDOM}(\lambda)$ ) et par le tripton ( $a_T(\lambda)$ ) sont négligeables aux longueurs d'ondes utilisées, et qu'aux longueurs d'ondes supérieures à 700nm, l'absorption par les pigments du phytoplancton ( $a_{ph}(\lambda)$ ) est négligeable. Il en résulte que :

$$a(709) = a_w(709)$$

**Équation 4**

$$a(778.75) = a_w(778.75)$$

**Équation 5**

$$a(665) = a_w(665) + a_{Chl}(665)$$

**Équation 6**

$$a(620) = a_w(620) + a_{Chl}(620) + a_{PC}(620)$$

**Équation 7**

où

$a_w(\lambda)$  est le taux d'absorption à la longueur d'onde  $\lambda$  de l'eau pure

$a_{Chl}(\lambda)$  est le taux d'absorption à la longueur d'onde  $\lambda$  de la Chl a

$a_{PC}(\lambda)$  est le taux d'absorption à la longueur d'onde  $\lambda$  de la PC

### Calcul du taux d'absorption de la Chl a à 665 nm

En appliquant l'Équation 4  $a(709) = a_w(709)$

Équation 4 et l'Équation 6 à l'Équation 3 pour les longueurs d'ondes

$\lambda_1 = 665$  et  $\lambda_2 = 709$ , on obtient l'Équation 8:

$$a_{Chl}(665) = [ \{ [R(709) / R(665)] * [(a_w(709) + b_b)] \} - b_b - a_w(665) ] * y^1$$

**Équation 8**

où  $y^1$  représente le ratio obtenu par expérimentation entre le taux d'absorption calculé et le taux d'absorption mesuré in situ

(Chawira 2012).

---

<sup>4</sup>d'après KIRK, J.T.O.1994.Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystem (Cambridge, UK: Cambridge UniversityPress)., cité par YUN L. ZHANG et al. 2009. Bio-optical properties and estimation of the optically active substances in Lake Tianmuhu in summer, International Journal of Remote Sensing 30(11): 2837–2857.

Calcul du taux d'absorption de la PC à 620 nm

En appliquant l'Équation 4 et l'Équation 7 à l'Équation 3 pour les longueurs d'ondes  $\lambda_1 = 620$  et  $\lambda_2 = 709$ , on obtient l'Équation 9 :

$$a_{\text{Chl}}(620) + a_{\text{PC}}(620) = [ \{ [R(709) / R(620)] * [(a_w(709) + b_b)] \} - b_b - a_w(620) ] * \delta^{-1}$$

**Équation 9**

où  $\delta$  représente le ratio obtenu par expérimentation entre le taux d'absorption calculé et le taux d'absorption mesuré in situ (Simis et al. 2005)

$a_{\text{Chl}}(620)$  est ensuite dérivé de  $a_{\text{Chl}}(665)$  (Équation 8) en le multipliant par un facteur  $\varepsilon$  déterminé par expérimentation.

$$a_{\text{Chl}}(620) = \varepsilon * a_{\text{Chl}}(665)$$

**Équation 10**

De l'Équation 9 et l'Équation 10 on obtient :

$$a_{\text{PC}}(620) = \{ [ \{ [R(709) / R(620)] * [(a_w(709) + b_b)] \} - b_b - a_w(620) ] * \delta^{-1} \} - [ \varepsilon * a_{\text{Chl}}(665) ]$$

**Équation 11**

Calcul de la concentration en PC

La concentration en PC est obtenue en divisant le taux d'absorption  $a_{\text{PC}}(620)$  par le coefficient d'absorption spécifique de PC à 620 nm :  $a_{\text{PC}}^*(620)$ . Ce coefficient est déterminé par expérimentation en divisant  $a_{\text{PC}}(620)$  par la concentration de PC mesurée.

$$[\text{PC}] = a_{\text{PC}}(620) / a_{\text{PC}}^*(620)$$

**Équation 12**

Les paramètres

Le paramètre  $b_b$  est calculé à partir de l'Équation 1 pour la longueur d'onde 778.75 nm selon (Gons et al. 2005)

$$b_b = 1.61 * R(778.75) / [0.082 - \{0.6 * R(778.75)\}]$$

**Équation 13**

(Simis et al. 2007)

Valeur des paramètres constants:

Les taux d'absorption de l'eau pure ont été mesurés par Buiteveld, H., J. H. M. Hakvoort, et al. (1994) dans différentes longueurs d'ondes.

Les coefficients  $\gamma$ ,  $\delta$  et  $\varepsilon$  ont été optimisés pour les eaux turbides par Simis et al. (2005).  
 $a_{pc}^*(620)$  a été aussi déterminé par Simis et al. (2005).

Paramètres	Valeurs	Unités
$a_w(620)$	0.281	$m^{-1}$
$a_w(665)$	0.401	$m^{-1}$
$a_w(709)$	0.727	$m^{-1}$
$a_w(778.75)$	2.689	$m^{-1}$
$\gamma$	0.68	
$\delta$	0.84	
$\varepsilon$	0.24	
$a_{pc}^*(620)$	0.007	$m^2/mg$

La réflectance sub-surface  $R(\lambda)$  a été obtenue à partir des bandes suivantes des images MERIS, après correction atmosphérique:

$\lambda$ (nm)	Bande MERIS	Centre de la bande (nm)	Largeur de la bande (nm)
620	6	620	10
665	7	665	10
709	9	708.75	10
778.75	12	778.75	15

## Annexe 2 : Rapport de bande semi-empirique de T.T. Wynne

### Introduction :

Cet indice qui se définit comme l'indice de cyanobactéries (ou CI, *Cyanobacterial Index*) se base sur la forme spectrale (ou *Spectral Shape*) des cyanobactéries. Il est le résultat de recherches qui se sont basées sur les données de réflectance de la chlorophylle  $\alpha$  (à 709nm) ainsi que sur celles du FLH (*Fluorescent Line Height*, à 681nm)<sup>5</sup> qui mesure la fluorescence propre à la chlorophylle et qui offre cet avantage de ne pas être masqué par les matières en suspension et les sédiments.

### Détail du modèle :

Cet indice utilise donc les données de réflectances dans les bandes 665, 681 et 709nm. L'utilisation de la bande située à 681nm permet de réduire les effets d'une réflectance négative pouvant survenir lorsque la qualité d'une image est mauvaise ou lorsque les corrections apportées à l'image sont insuffisantes. Il en résulte que

$$SS(\lambda) = \text{reflec}(\lambda) - \text{reflect}(\lambda^-) - \{\text{reflect}(\lambda^+) - \text{reflect}(\lambda^-)\} \times ((\lambda - \lambda^-) / (\lambda^+ - \lambda^-))$$

#### **Équation 1**

Où

$\lambda^- = 665\text{nm}$  (MERIS bande 7)

$\lambda = 681\text{nm}$  (MERIS bande 8)

$\lambda^+ = 709\text{nm}$  (MERIS bande 9)

D'où :

$$CI = -SS(681)$$

#### **Équation 2**

---

<sup>5</sup> Wynnes, T. T., Stumpf, R. P., Tomlison, M.C. et Dyble, J. 2010. Characterizing a cyanobacterial bloom in Western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data. *Limnology and Oceanography* 55(5): 2025-2036.

### **Annexe 3 : Rapport de bande de M. Chawira**

#### Introduction :

Cet indice se définit comme l'indice de l'intensité de phycocyanine (ou PCII, *PhycoCyanin Intensity Index*). C'est un rapport de bande qui est basé sur les paramètres optiques de la chlorophylle  $\alpha$  et la phycocyanine. Les concentrations sont déterminées à partir du taux d'absorption de la colonne d'eau aux longueurs d'ondes : 620 et 665 nm, la Chl  $a$  influençant sur ces deux taux, alors que la PC n'influence que celui à 620 nm. Cet indice s'inspire de celui de S.G.H Simis (2005).

#### Détail du modèle :

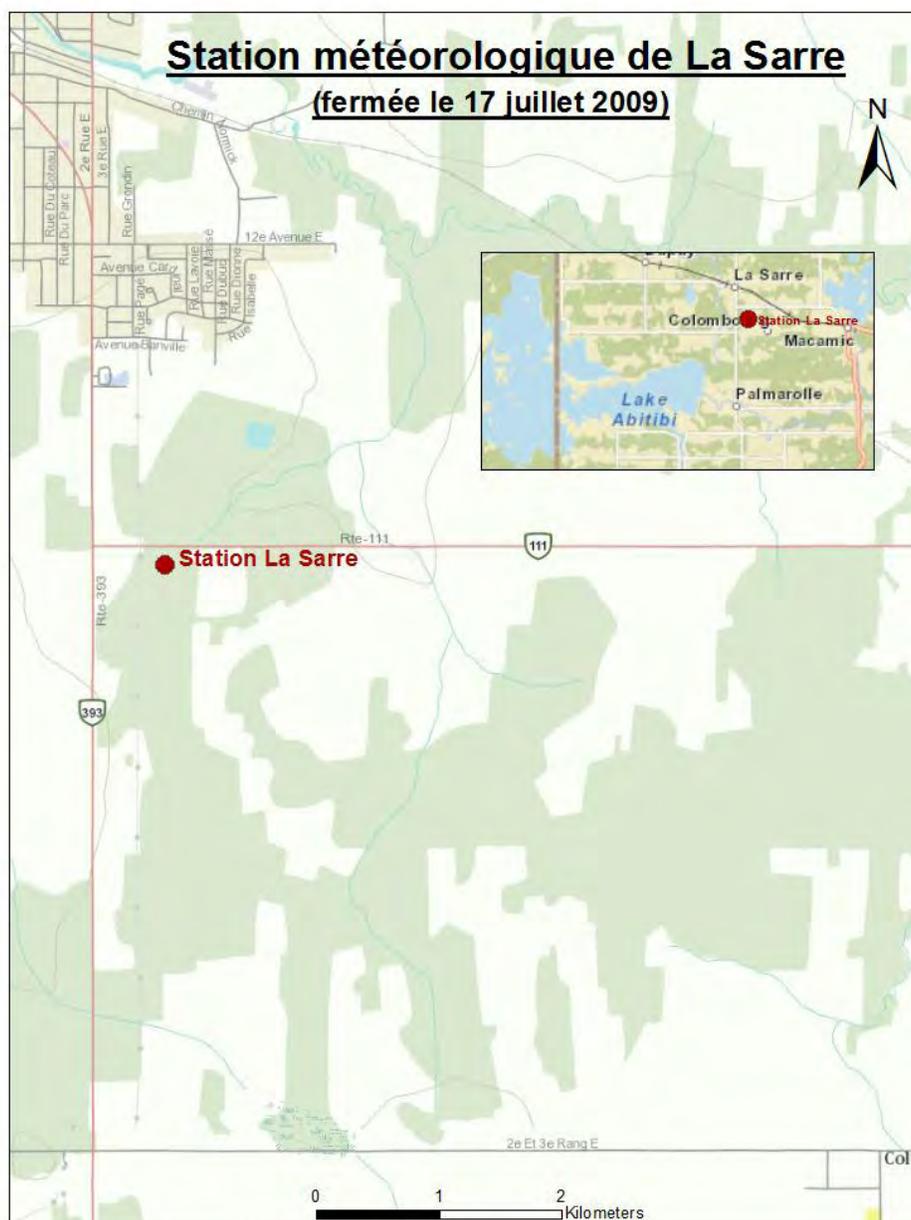
Cet indice est utilisé afin de dériver les concentrations de cyanobactéries basées sur les différences de réflectances entre les bandes 620nm et 665nm. Cet indice fait l'utilisation d'une fonction logarithme négative afin de rendre positives les valeurs négatives obtenues à partir de l'indice dérivé ce qui a pour objectif de rendre l'interprétation des données plus facile. Il en résulte que

$$PCII = -\log \left( \frac{R(620) - R(665)}{R(620) + R(665)} \right)$$

Équation 1

## Annexe 4 : Localisations des stations météorologiques utilisées pour l'extraction des données climatiques de degrés-jours pour les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic

Station La Sarre (fermée le 17 juillet 2009)





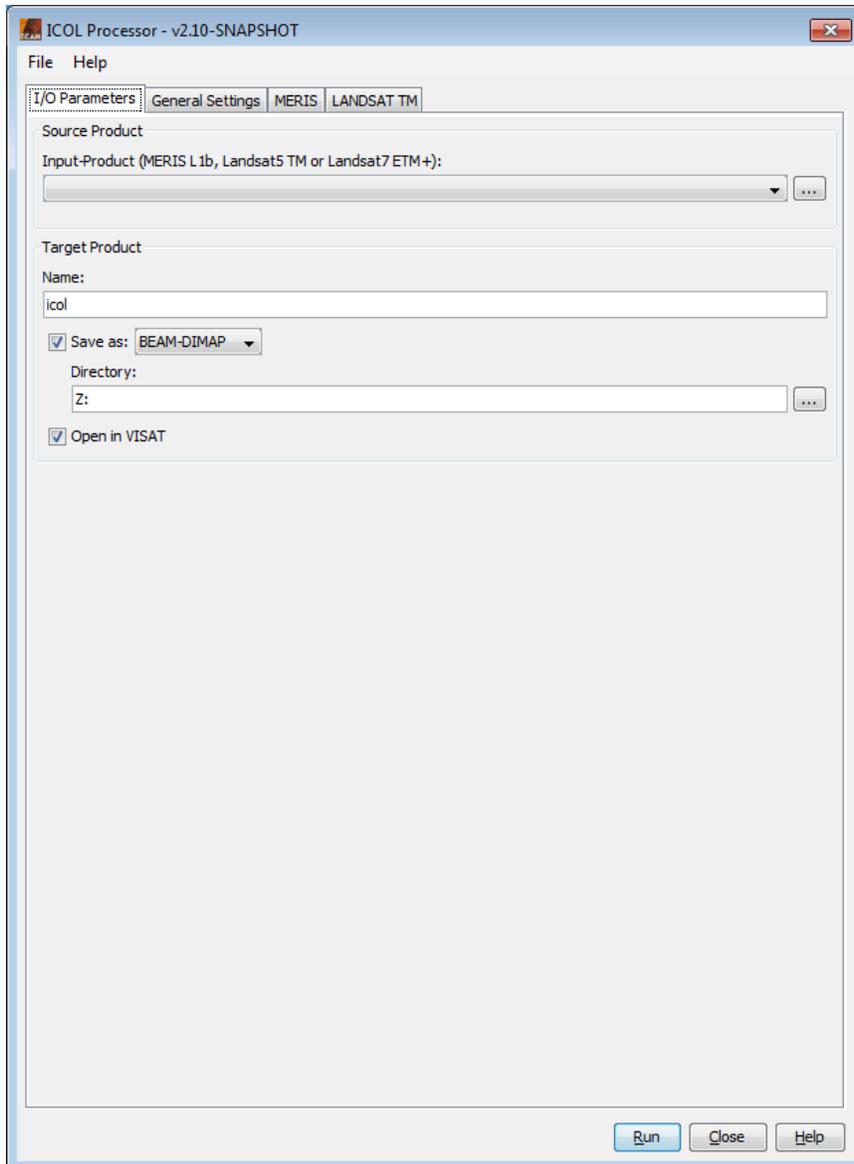




## Annexe 5 : Tutoriel simplifié de l'extraction des indices avec Beam

### Application des corrections atmosphériques sous BEAM dans *Tools*

- ICOL



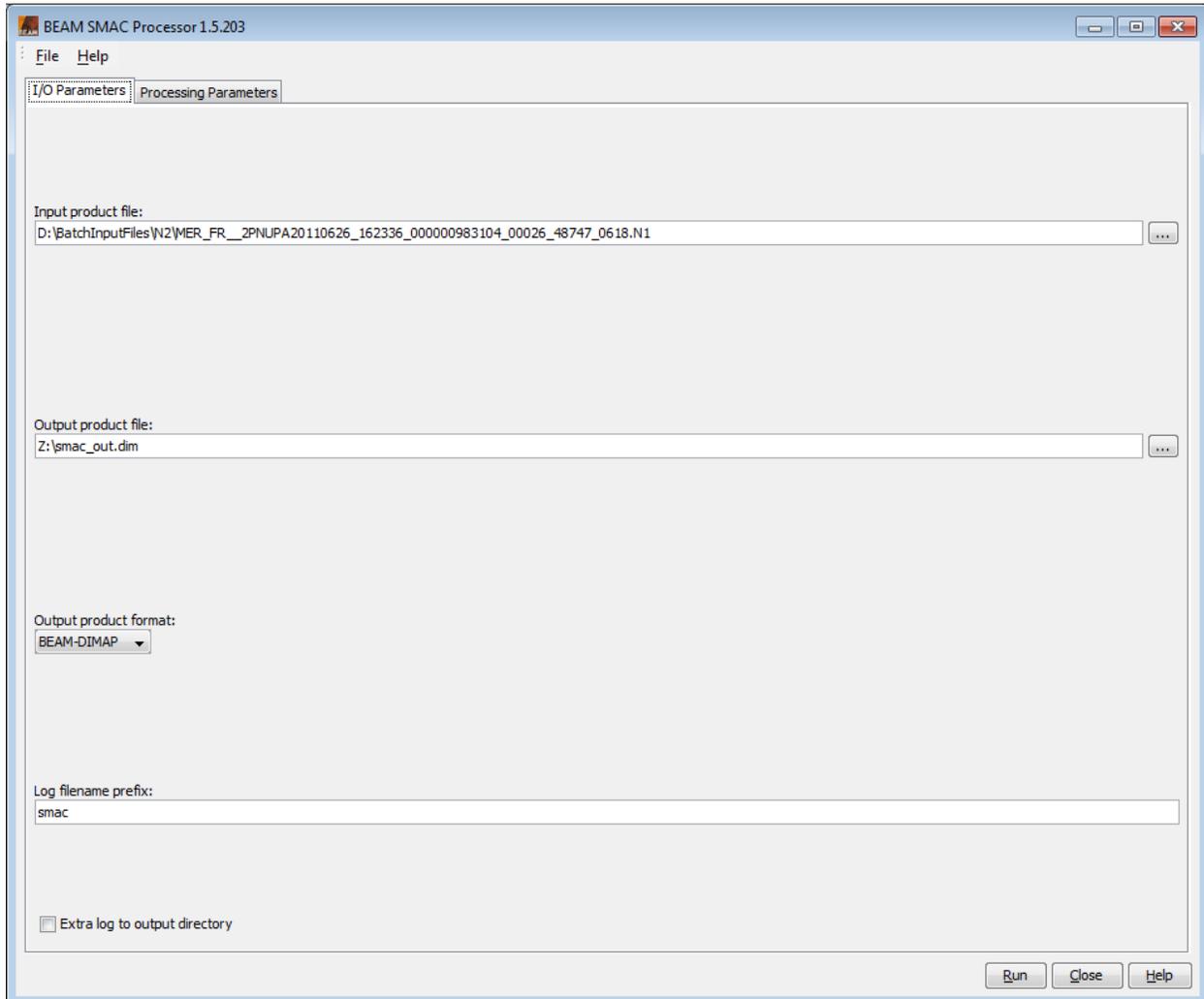
Deux paramètres à définir dans *General Settings* :

- Aeral Optical Thickness (AOT)
- Angstrom

Peuvent s'obtenir sur des images MERIS de niveau 2

- AOT : Aero\_opt\_thick 550
- Angstrom : Aero\_alpha

## SMAC



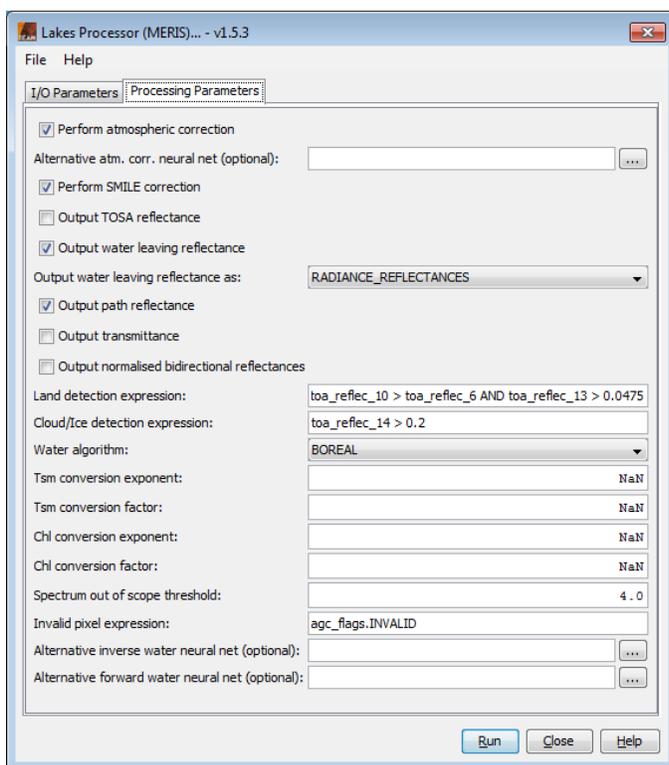
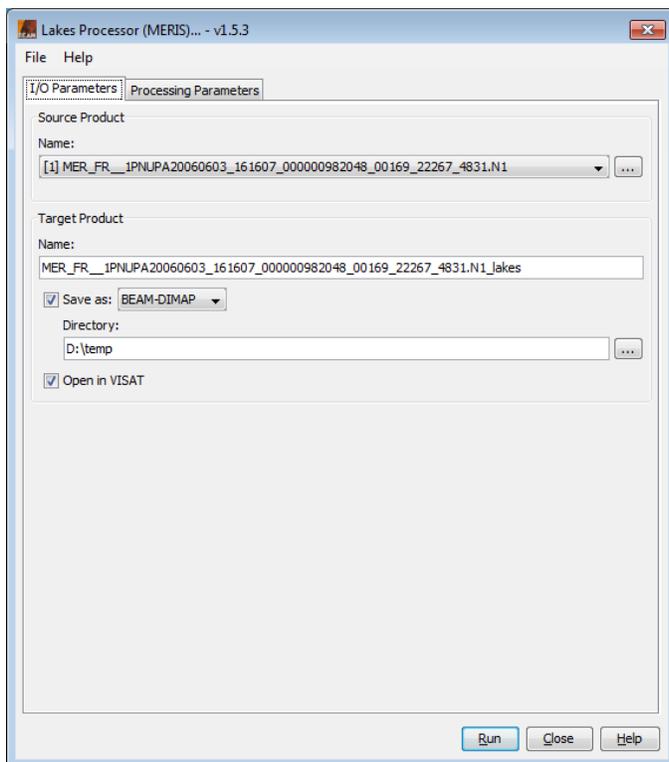
Un paramètre à définir dans *ProcessingParameters*:

- AOT

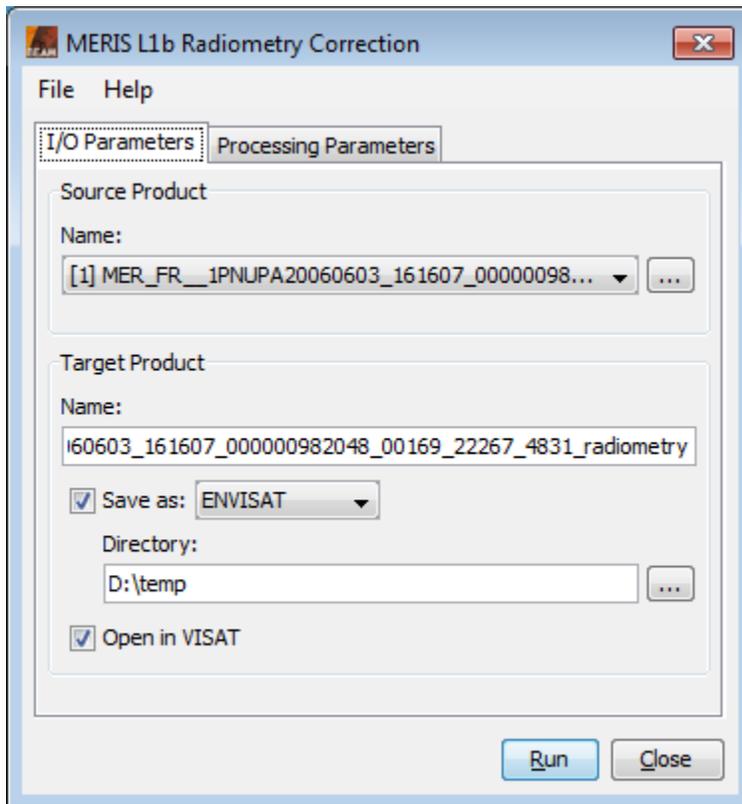
Modifier le masque : Pour le cadre d'une étude portant sur les lacs, l'on conserve les eaux intérieures et les pixels valides.

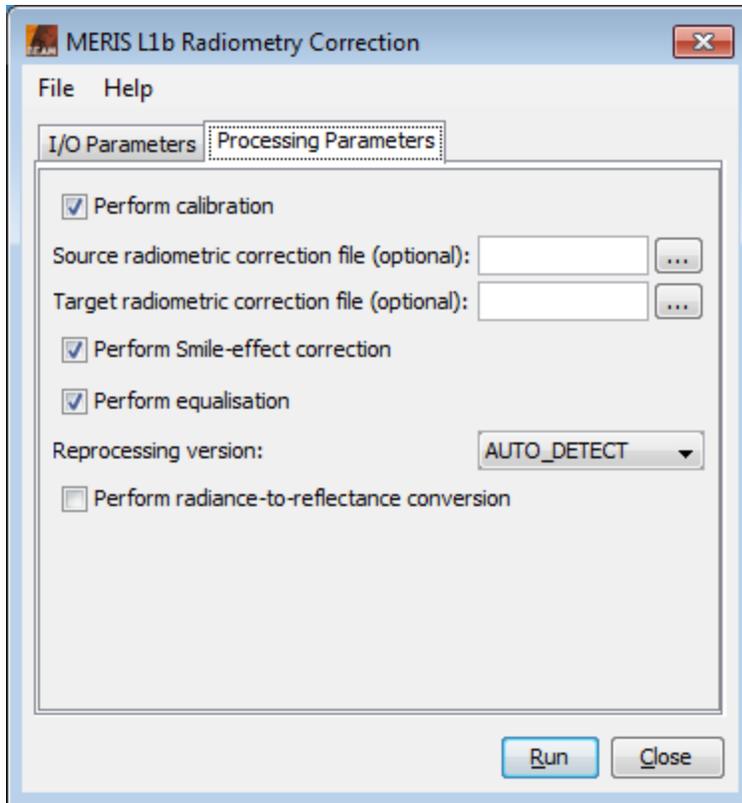
(not l1\_flags.LAND\_OCEAN ) and (not (l1\_flags.INVALID or l1\_flags.BRIGHT))

## Lake processor

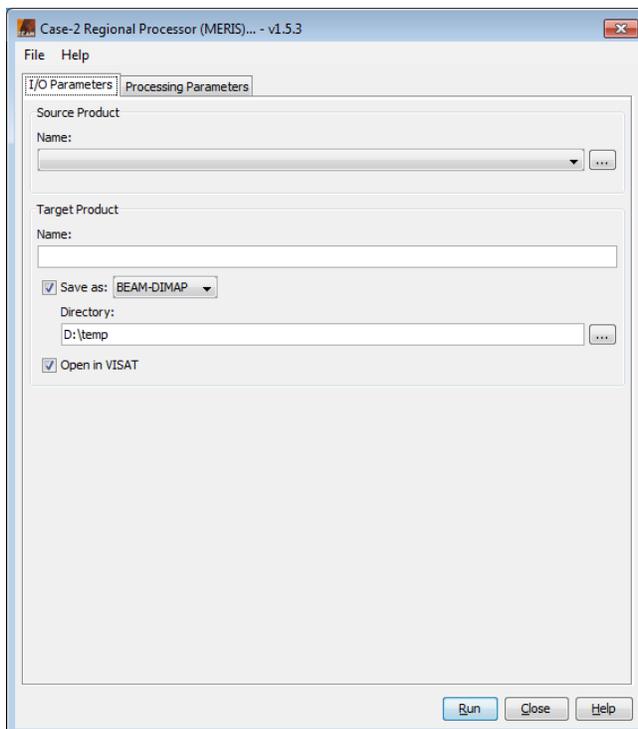


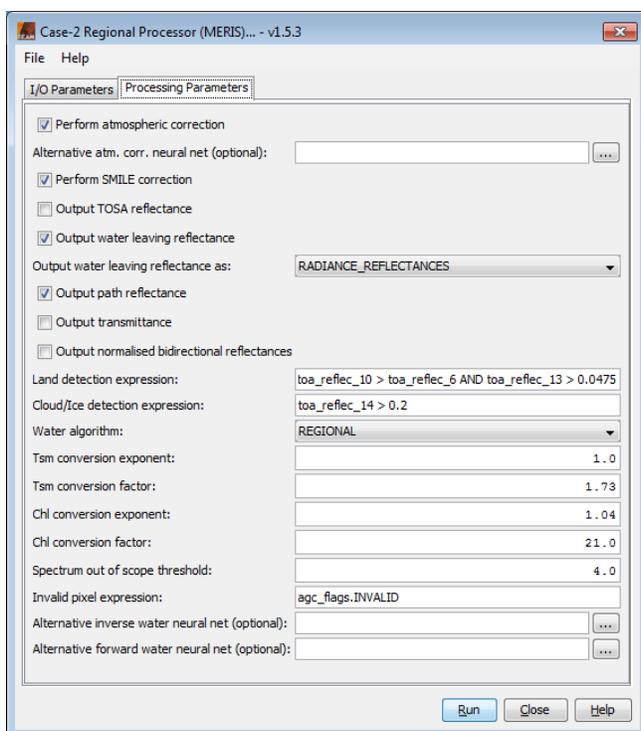
## Radiometry correction





### C2R (Case-2 Regional Processor)

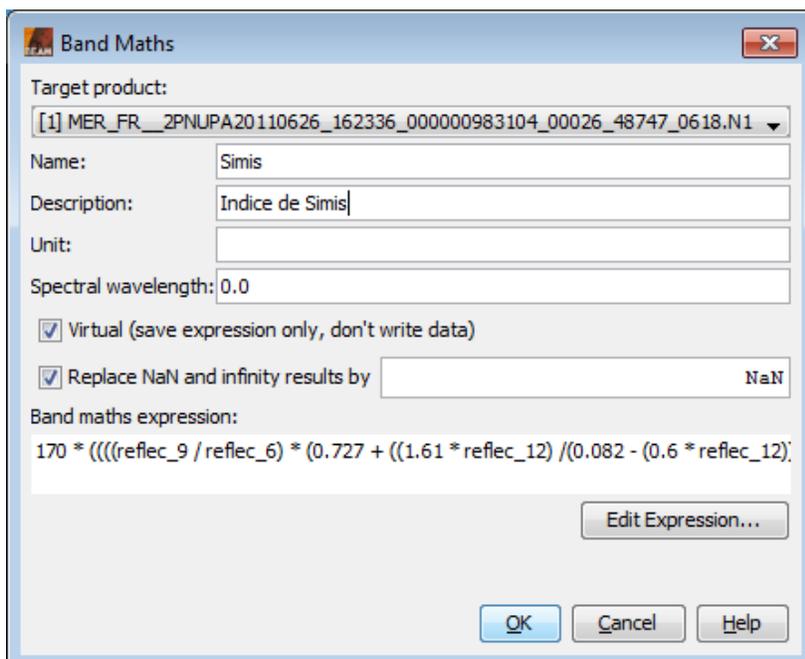




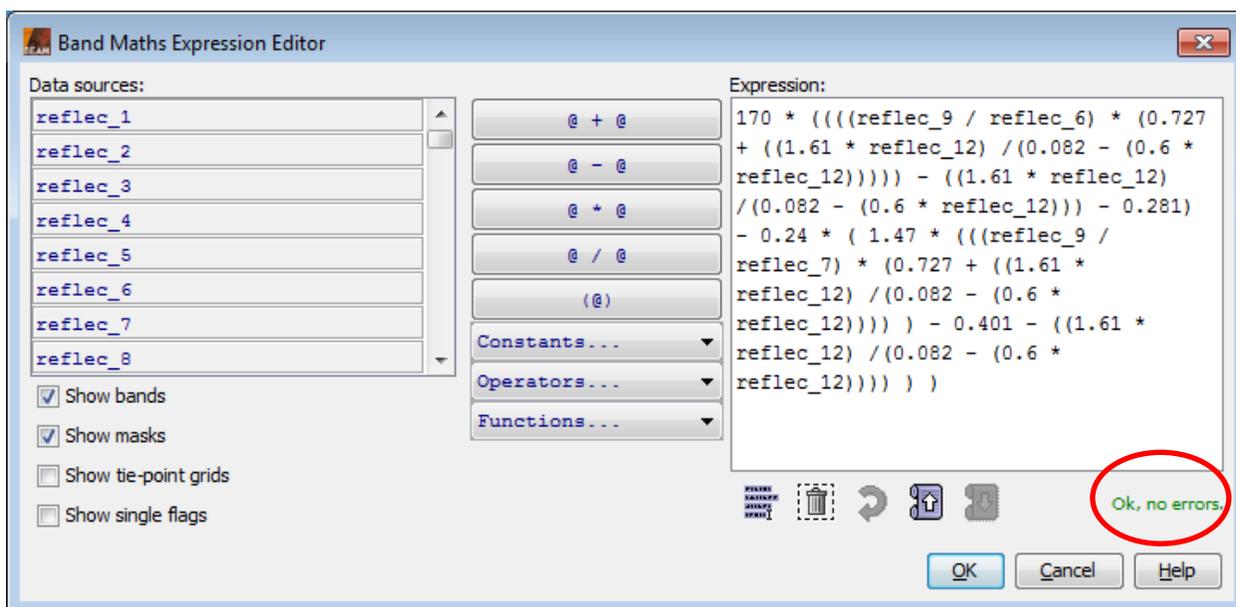
### Application des indices dans *tools* :

- *Create band-by-band Math*

*Exemple avec l'indice de S.G.H Simis (2005)*

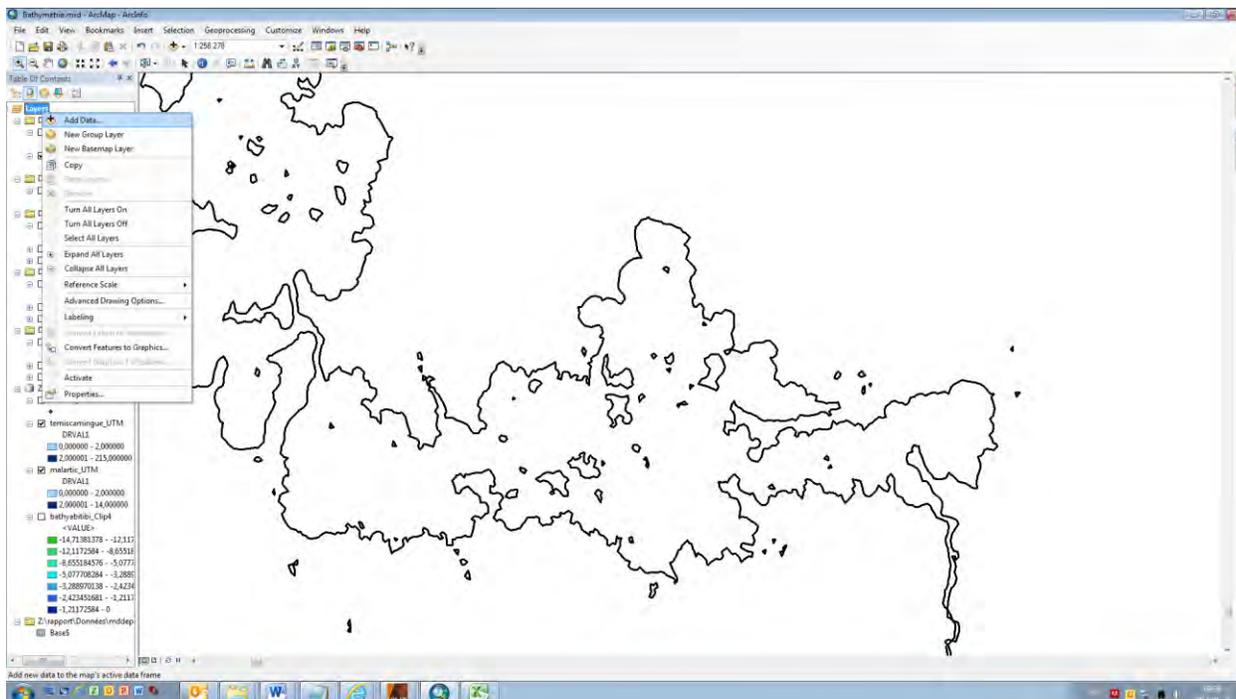


Vérifier s'il n'y a pas d'erreurs dans la formule avec *Edit Expression*



Étapes de corrélation avec les variables :

- Sur Arcgis :
  - o Points terrains :
    - importer le fichier excel à l'aide de *Add data*





Display XY Data

A table containing X and Y coordinate data can be added to the map as a layer

Choose a table from the map or browse for another table:

Base\$

Specify the fields for the X, Y and Z coordinates:

X Field: Longitude

Y Field: Latitude

Z Field: <None>

Coordinate System of Input Coordinates

Description:

Projected Coordinate System:  
Name: WGS\_1984\_Web\_Mercator\_Auxiliary\_Sphere

Geographic Coordinate System:  
Name: GCS\_WGS\_1984

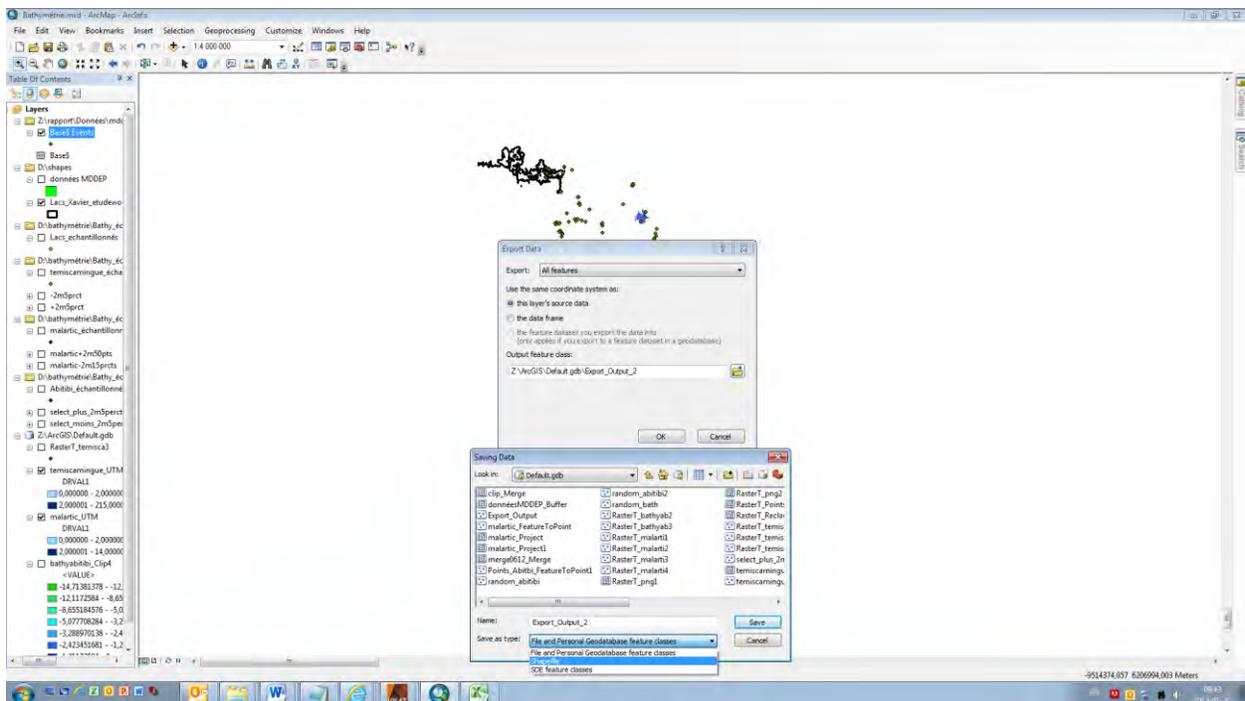
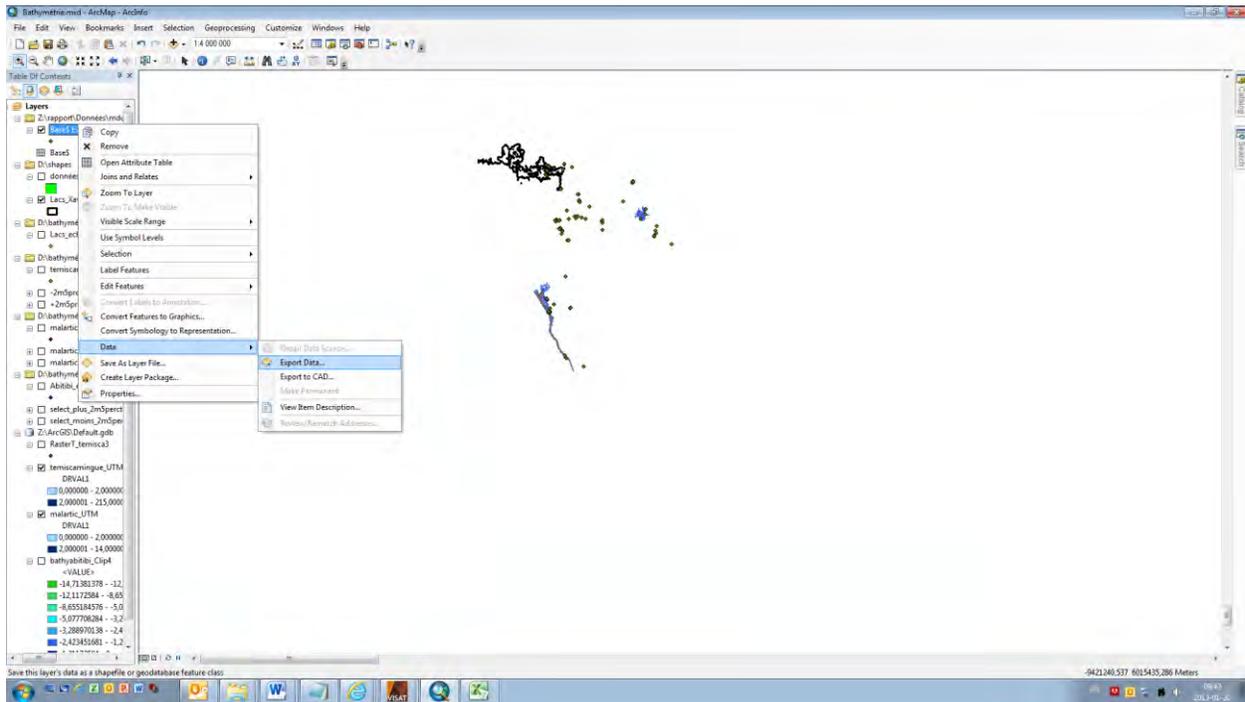
Show Details

Edit...

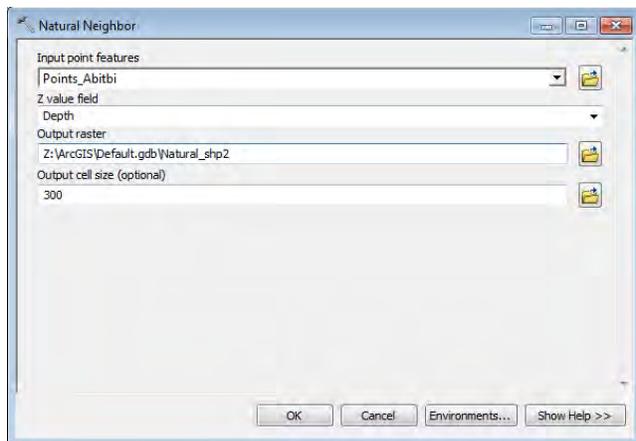
Warn me if the resulting layer will have restricted functionality

OK Cancel

- Transformer ces tables de données en shapefile pour pouvoir travailler avec cette nouvelle information

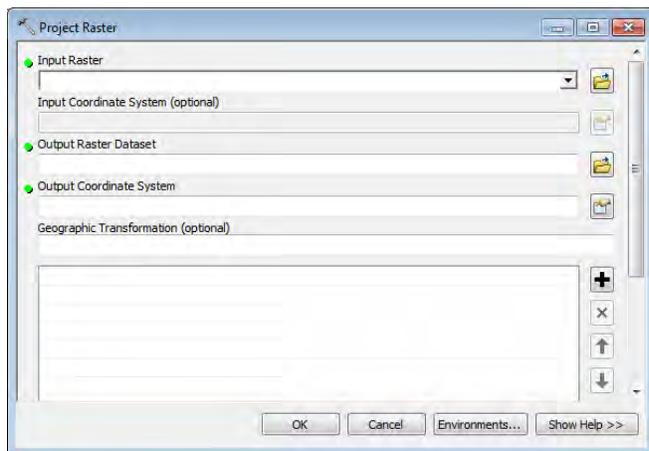


- Bathymétrie
  - En points
    - Effectuer une interpolation (3D analyst- Raster interpolation – Natural Neighbor)



Choisir l'*output cell size* a 300 afin de coïncider avec la résolution des images MERIS

- Projeter en UTM pour coïncider avec les images MERIS



- Échantillonner la bathymétrie (utiliser si possible la version arcgis 9.2 afin de pouvoir utiliser l'utilitaire *HawthsAnalysis*)



**Annexe 6 : Tableau représentant les valeurs médianes et du neuvième percentile de la chlorophylle a, des matières en suspension ainsi que des indices de Simis et de Wynnes sur l'ensemble des années 2002 à 2011 pour le lac Abitibi, Témiscamingue et Malartic.**

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo	
							jour	température
ABTIBI	2002	juin	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
		juillet	nb pixels : 11191 médiane : 40,6484 P90 : 48,7165	nb pixels : 11191 médiane : 18,9771 P90 : 19,1264	nb pixels : 11191 médiane : 24,3634 P90 : 31,4123	nb pixels : 12278 médiane : 1,5122 P90 : 2,4234	31-juil	
		août	nb pixels : 36 médiane : 47,9801 P90 : 48,1757	nb pixels : 36 médiane : 17,3558 P90 : 17,7784	nb pixels : 36 médiane : 16,5508 P90 : 19,2141	nb pixels : 12133 médiane : 0,000 P90 : 0,000	29-août	
		sept	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
	2003	juin	nb pixels : 11268 médiane : 27,9656 P90 : 48,2290	nb pixels : 11268 médiane : 19,0416 P90 : 19,2674	nb pixels : 11268 médiane : 24,4733 P90 : 32,8174	nb pixels : 12300 médiane : 1,2749 P90 : 2,4508	30-juin	
		juillet	nb pixels : 11795 médiane : 44,3428 P90 : 48,7656	nb pixels : 11795 médiane : 18,9210 P90 : 19,1471	nb pixels : 11795 médiane : 25,6423 P90 : 34,4954	nb pixels : 12299 médiane : 1,8254 P90 : 2,7224	13-juil	
		août	nb pixels : 11710 médiane : 41,5721 P90 : 48,9786	nb pixels : 11710 médiane : 18,9899 P90 : 19,1392	nb pixels : 11710 médiane : 25,3682 P90 : 33,4582	nb pixels : 12250 médiane : 1,6815 P90 : 2,6919	23-août	
		sept	nb pixels : 11854 médiane : 35,8860 P90 : 47,6173	nb pixels : 11854 médiane : 19,0900 P90 : 19,2778	nb pixels : 11854 médiane : 22,8512 P90 : 30,2771	nb pixels : 12130 médiane : 1,2600 P90 : 2,3705	19-sept	
	2004	juin	nb pixels : 11929 médiane : 47,4954 P90 : 49,2253	nb pixels : 11929 médiane : 18,7586 P90 : 19,1351	nb pixels : 11929 médiane : 29,8455 P90 : 36,5422	nb pixels : 12272 médiane : 2,2384 P90 : 2,8824	11-juin	
		juillet	nb pixels : 11250 médiane : 37,9738 P90 : 49,4082	nb pixels : 11250 médiane : 18,9308 P90 : 19,0421	nb pixels : 11250 médiane : 24,5789 P90 : 36,4418	nb pixels : 12268 médiane : 1,4135 P90 : 2,7683	25-juil	

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		août	nb pixels : 11691 médiane : 44,6431 P90 : 49,0671	nb pixels : 11691 médiane : 19,0415 P90 : 19,1162	nb pixels : 11691 médiane : 27,7120 P90 : 35,8905	nb pixels : 12275 médiane : 2,0801 P90 : 2,9134	20-août
		sept	nb pixels : 11218 médiane : 21,6294 P90 : 48,0418	nb pixels : 11218 médiane : 18,7895 P90 : 18,9004	nb pixels : 11218 médiane : 20,5248 P90 : 26,3647	nb pixels : 12241 médiane : 0,6562 P90 : 1,8750	14-sept
	2005	juin	nb pixels : 10685 médiane : 34,5900 P90 : 48,9944	nb pixels : 10685 médiane : 18,9031 P90 : 19,0895	nb pixels : 10685 médiane : 22,7016 P90 : 29,4655	nb pixels : 12255 médiane : 1,1453 P90 : 2,1411	21-juin
	juillet	nb pixels : 11465 médiane : 29,5135 P90 : 48,4398	nb pixels : 11465 médiane : 18,9139 P90 : 19,1761	nb pixels : 11465 médiane : 21,0670 P90 : 29,4374	nb pixels : 12379 médiane : 0,9443 P90 : 2,1875	24-juil	
	août	nb pixels : 10543 médiane : 35,7126 P90 : 48,2819	nb pixels : 10543 médiane : 18,7363 P90 : 18,9588	nb pixels : 10543 médiane : 20,9184 P90 : 26,6390	nb pixels : 11372 médiane : 1,0142 P90 : 1,9891	24-août	
	sept	nb pixels : 11712 médiane : 26,3440 P90 : 46,5201	nb pixels : 11712 médiane : 18,9456 P90 : 19,0947	nb pixels : 11712 médiane : 21,3061 P90 : 25,7405	nb pixels : 12299 médiane : 0,9055 P90 : 1,7697	06-sept	
	2006	juin	nb pixels : 11338 médiane : 35,6408 P90 : 48,5067	nb pixels : 11338 médiane : 18,6959 P90 : 18,9932	nb pixels : 11338 médiane : 22,0183 P90 : 27,7336	nb pixels : 12270 médiane : 1,1150 P90 : 2,0180	25-juin
	juillet	nb pixels : 11637 médiane : 31,0457 P90 : 48,5281	nb pixels : 11637 médiane : 18,5241 P90 : 18,7455	nb pixels : 11637 médiane : 20,0368 P90 : 24,6811	nb pixels : 12267 médiane : 0,8277 P90 : 1,7252	30-juil	
	août	nb pixels : 11794 médiane : 34,3763 P90 : 47,6199	nb pixels : 11794 médiane : 18,5397 P90 : 18,7236	nb pixels : 11458 médiane : 19,9453 P90 : 25,9285	nb pixels : 12278 médiane : 0,9174 P90 : 1,9206	31-août	
	sept	nb pixels : 11834 médiane : 34,8548 P90 : 47,1383	nb pixels : 11834 médiane : 18,8704 P90 : 19,0954	nb pixels : 11834 médiane : 20,6479 P90 : 25,4578	nb pixels : 12317 médiane : 1,0223 P90 : 1,8143	04-sept	
	2007	juin	nb pixels : 11398 médiane : 42,7871 P90 : 49,0341	nb pixels : 11398 médiane : 19,0149 P90 : 19,2403	nb pixels : 11398 médiane : 26,8694 P90 : 35,5636	nb pixels : 12273 médiane : 1,7567 P90 : 2,7443	23-juin

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		juillet	nb pixels : 11368 médiane : 43,2645 P90 : 49,1267	nb pixels : 11368 médiane : 18,7972 P90 : 19,02200	nb pixels : 11368 médiane : 25,8219 P90 : 32,3013	nb pixels : 12287 médiane : 1,6732 P90 : 2,3987	25-juil
		août	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	
		sept	nb pixels : 11544 médiane : 23,0842 P90 : 48,3599	nb pixels : 11544 médiane : 18,8589 P90 : 18,9327	nb pixels : 11544 médiane : 21,2836 P90 : 28,0428	nb pixels : 12282 médiane : 0,6929 P90 : 2,0425	23-sept
	2008	juin	nb pixels : 11376 médiane : 46,4271 P90 : 49,4057	nb pixels : 11376 médiane : 18,7758 P90 : 19,1144	nb pixels : 11376 médiane : 28,9293 P90 : 37,6498	nb pixels : 12279 médiane : 2,0064 P90 : 2,8867	07-juin
		juillet	nb pixels : 9249 médiane : 45,2555 P90 : 49,4904	nb pixels : 9249 médiane : 18,8673 P90 : 19,1292	nb pixels : 9249 médiane : 25,6556 P90 : 33,7067	nb pixels : 12319 médiane : 1,4902 P90 : 2,4654	22-juil
		août	nb pixels : 11809 médiane : 47,6449 P90 : 49,5692	nb pixels : 11809 médiane : 18,6007 P90 : 18,9353	nb pixels : 11809 médiane : 28,7303 P90 : 35,5049	nb pixels : 12336 médiane : 2,1808 P90 : 2,8367	26-août
		sept	nb pixels : 11760 médiane : 27,7239 P90 : 48,9839	nb pixels : 11760 médiane : 18,9175 P90 : 19,1792	nb pixels : 11760 médiane : 20,7245 P90 : 30,5253	nb pixels : 12404 médiane : 0,8141 P90 : 2,4392	18-sept
	2009	juin	nb pixels : 11429 médiane : 43,8397 P90 : 49,2211	nb pixels : 11429 médiane : 18,8624 P90 : 19,1998	nb pixels : 11429 médiane : 27,4652 P90 : 35,1115	nb pixels : 12278 médiane : 1,8575 P90 : 2,7191	27-juin
		juillet	nb pixels : 11540 médiane : 45,3811 P90 : 49,2667	nb pixels : 11540 médiane : 19,0635 P90 : 19,2133	nb pixels : 11540 médiane : 28,2301 P90 : 34,8870	nb pixels : 12354 médiane : 2,0679 P90 : 2,7669	20-juil
		août	nb pixels : 11625 médiane : 43,5987 P90 : 49,2747	nb pixels : 11625 médiane : 18,9567 P90 : 19,0684	nb pixels : 11625 médiane : 25,4373 P90 : 34,1657	nb pixels : 12278 médiane : 1,6968 P90 : 2,7377	14-août
		sept	nb pixels : 11266 médiane : 31,5402 P90 : 49,3189	nb pixels : 11266 médiane : 18,8190 P90 : 18,8928	nb pixels : 11266 médiane : 21,2287 P90 : 29,4939	nb pixels : 12267 médiane : 0,9248 P90 : 2,2791	08-sept

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
	2010	juin	nb pixels : 5836 médiane : 37,2963 P90 : 49,4017	nb pixels : 5836 médiane : 19,1018 P90 : 19,2139	nb pixels : 5836 médiane : 25,0420 P90 : 35,4702	nb pixels : 12273 médiane : -0,0039 P90 : 2,4010	04-juin
		juillet	nb pixels : 11233 médiane : 26,8824 P90 : 47,8928	nb pixels : 11233 médiane : 19,0837 P90 : 19,1590	nb pixels : 11233 médiane : 23,5525 P90 : 31,3130	nb pixels : 12319 médiane : 1,1927 P90 : 2,2695	11-juil
		août	nb pixels : 11428 médiane : 25,5757 P90 : 46,5205	nb pixels : 11428 médiane : 18,9374 P90 : 19,0867	nb pixels : 11428 médiane : 21,1911 P90 : 26,1554	nb pixels : 12289 médiane : 0,8884 P90 : 1,8082	31-août
		sept	nb pixels : 11446 médiane : 13,3853 P90 : 46,7537	nb pixels : 11446 médiane : 18,8050 P90 : 19,0289	nb pixels : 11446 médiane : 18,4874 P90 : 26,2085	nb pixels : 12432 médiane : 0,1266 P90 : 1,8358	20-sept
	2011	juin	nb pixels : 11400 médiane : 41,3614 P90 : 48,8607	nb pixels : 11400 médiane : 18,8982 P90 : 19,1974	nb pixels : 11400 médiane : 25,2461 P90 : 32,8869	nb pixels : 12234 médiane : 1,6145 P90 : 2,5359	26-juin
		juillet	nb pixels : 11389 médiane : 45,7390 P90 : 49,2928	nb pixels : 11389 médiane : 18,1934 P90 : 18,8243	nb pixels : 11389 médiane : 24,1503 P90 : 29,4002	nb pixels : 12251 médiane : 1,5782 P90 : 2,2139	15-juil
		août	nb pixels : 11612 médiane : 31,9074 P90 : 48,1396	nb pixels : 11612 médiane : 18,9565 P90 : 19,1434	nb pixels : 11612 médiane : 21,2017 P90 : 27,7509	nb pixels : 12336 médiane : 0,9798 P90 : 2,0892	26-août
		sept	nb pixels : 5679 médiane : 39,8560 P90 : 48,2073	nb pixels : 5679 médiane : 19,2071 P90 : 19,2821	nb pixels : 5679 médiane : 23,3795 P90 : 29,3513	nb pixels : 5869 médiane : 1,4049 P90 : 2,3262	11-sept

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo	
							jour	degré-jour
TÉMISCAMINGUE	2002	juin	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
		juillet	nb pixels : 3347 médiane : 49,3373 P90 : 49,5292	nb pixels : 3347 médiane : 5,0500 P90 : 12,7965	nb pixels : 3347 médiane : 16,9121 P90 : 25,7259	nb pixels : 4065 médiane : 0,4781 P90 : 1,5989	31-juil	
		août	nb pixels : 3933 médiane : 49,3999 P90 : 49,4958	nb pixels : 3933 médiane : 6,9812 P90 : 12,7979	nb pixels : 3933 médiane : 17,2496 P90 : 23,2722	nb pixels : 4096 médiane : 0,9806 P90 : 1,5247	29-août	
		sept	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
	2003	juin	nb pixels : 3986 médiane : 49,2747 P90 : 49,3705	nb pixels : 3686 médiane : 7,9381 P90 : 14,3457	nb pixels : 3686 médiane : 16,3987 P90 : 27,7038	nb pixels : 4070 médiane : 0,8624 P90 : 1,8611	30-juin	
		juillet	nb pixels : 3834 médiane : 49,3747 P90 : 49,4708	nb pixels : 3834 médiane : 6,8490 P90 : 11,4926	nb pixels : 3834 médiane : 17,1310 P90 : 23,9758	nb pixels : 4075 médiane : 0,8690 P90 : 1,5250	13-juil	
		août	nb pixels : 3882 médiane : 49,3363 P90 : 49,4323	nb pixels : 3882 médiane : 6,7101 P90 : 14,6366	nb pixels : 3882 médiane : 13,2208 P90 : 21,5238	nb pixels : 4086 médiane : 0,8516 P90 : 1,4947	23-août	
		sept	nb pixels : 3986 médiane : 49,3243 P90 : 49,4202	nb pixels : 3986 médiane : 9,8239 P90 : 12,8868	nb pixels : 3986 médiane : 19,5654 P90 : 28,0899	nb pixels : 4090 médiane : 1,1529 P90 : 1,6078	19-sept	
	2004	juin	nb pixels : 3780 médiane : 49,4410 P90 : 49,5369	nb pixels : 3780 médiane : 9,6683 P90 : 12,0888	nb pixels : 3780 médiane : 22,9115 P90 : 25,7565	nb pixels : 4076 médiane : 1,3697 P90 : 1,6691	11-juin	
		juillet	nb pixels : 2859 médiane : 49,4643 P90 : 49,5603	nb pixels : 2859 médiane : 9,9558 P90 : 11,9240	nb pixels : 2859 médiane : 21,2501 P90 : 26,5949	nb pixels : 3556 médiane : 0,8443 P90 : 1,7666	25-juil	

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		aout	nb pixels : 1453 médiane : 48,7124 P90 : 49,5768	nb pixels : 1453 médiane : 14,5751 P90 : 18,8173	nb pixels : 1453 médiane : 27,0872 P90 : 29,5226	nb pixels : 4073 médiane : - 0,0018 P90 : 2,1109	20-août
		sept	nb pixels : 3248 médiane : 48,6049 P90 : 49,1810	nb pixels : 3248 médiane : 10,7961 P90 : 16,8664	nb pixels : 3248 médiane : 19,2049 P90 : 23,7925	nb pixels : 4074 médiane : 0,9243 P90 : 1,6384	14-sept
	2005	juin	nb pixels : 3205 médiane : 49,5219 P90 : 49,5219	nb pixels : 3205 médiane : 5,0077 P90 : 9,8972	nb pixels : 3205 médiane : 17,2447 P90 : 22,4120	nb pixels : 4065 médiane : 0,6317 P90 : 1,2965	21-juin
		juillet	nb pixels : 3018 médiane : 49,3276 P90 : 49,5194	nb pixels : 3018 médiane : 3,6425 P90 : 6,7797	nb pixels : 3018 médiane : 8,1197 P90 : 18,5302	nb pixels : 4088 médiane : - 0,0030 P90 : 0,9351	24-juil
		aout	nb pixels : 3862 médiane : 49,3117 P90 : 49,5034	nb pixels : 3862 médiane : 5,0172 P90 : 7,8494	nb pixels : 3862 médiane : 11,5915 P90 : 15,6910	nb pixels : 4083 médiane : 0,6204 P90 : 0,8957	24-août
		sept	nb pixels : 3769 médiane : 49,1063 P90 : 49,3939	nb pixels : 3769 médiane : 3,3245 P90 : 6,4641	nb pixels : 3769 médiane : 3,2553 P90 : 12,4863	nb pixels : 4081 médiane : 0,2567 P90 : 0,7372	06-sept
	2006	juin	nb pixels : 2430 médiane : 49,4124 P90 : 49,5084	nb pixels : 2430 médiane : 3,4070 P90 : 6,6410	nb pixels : 2430 médiane : 7,4781 P90 : 18,1177	nb pixels : 3542 médiane : - 0,0020 P90 : 0,9431	25-juin
		juillet	nb pixels : 3107 médiane : 49,2211 P90 : 49,5089	nb pixels : 3107 médiane : 4,9508 P90 : 12,8859	nb pixels : 3107 médiane : 13,3622 P90 : 19,2708	nb pixels : 3538 médiane : 0,6840 P90 : 1,2234	30-juil
		aout	nb pixels : 3895 médiane : 49,0194 P90 : 49,4988	nb pixels : 3895 médiane : 7,3610 P90 : 13,2478	nb pixels : 3786 médiane : 16,3931 P90 : 21,1131	nb pixels : 4086 médiane : 0,8934 P90 : 1,3603	31-août
		sept	nb pixels : 2256 médiane : 49,1257 P90 : 49,4135	nb pixels : 2256 médiane : 4,3479 P90 : 14,9258	nb pixels : 2256 médiane : 6,4652 P90 : 52,1081	nb pixels : 4077 médiane : - 0,0022 P90 : 1,5510	04-sept

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
	2007	juin	nb pixels : 1249 médiane : 0,4995 P90 : 9,1264	nb pixels : 1249 médiane : 0,5948 P90 : 3,6702	nb pixels : 1249 médiane : -11,4270 P90 : -7,6727	nb pixels : 4071 médiane : -00,10 P90 : -0,0010	23-juin
		juillet	nb pixels : 3753 médiane : 49,3997 P90 : 49,4956	nb pixels : 3753 médiane : 3,5820 P90 : 4,6929	nb pixels : 3753 médiane : 10,6351 P90 : 15,6239	nb pixels : 4070 médiane : 0,3884 P90 : 0,7188	25-juil
		août	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	
		sept	nb pixels : 3138 médiane : 49,4283 P90 : 49,5243	nb pixels : 3138 médiane : 7,7598 P90 : 16,5147	nb pixels : 3138 médiane : 18,8269 P90 : 22,1376	nb pixels : 3545 médiane : 1,1295 P90 : 1,5525	23-sept
	2008	juin	nb pixels : 3794 médiane : 49,3460 P90 : 49,4420	nb pixels : 3794 médiane : 7,1132 P90 : 9,0332	nb pixels : 3794 médiane : 15,4451 P90 : 21,0258	nb pixels : 4071 médiane : 0,8532 P90 : 1,2955	07-juin
		juillet	nb pixels : 3654 médiane : 3,1864 P90 : 49,5715	nb pixels : 3654 médiane : 2,3460 P90 : 9,1495	nb pixels : 3654 médiane : -9,2016 P90 : 24,1534	nb pixels : 4089 médiane : - 0,0031 P90 : 1,4097	22-juil
		août	nb pixels : 3899 médiane : 49,5603 P90 : 49,5603	nb pixels : 3899 médiane : 5,3176 P90 : 9,0394	nb pixels : 3899 médiane : 17,4553 P90 : 25,2029	nb pixels : 4076 médiane : 0,8633 P90 : 1,4977	26-août
		sept	nb pixels : 3807 médiane : 49,5802 P90 : 48,5802	nb pixels : 3807 médiane : 6,1324 P90 : 11,4216	nb pixels : 3807 médiane : 20,6077 P90 : 29,8272	nb pixels : 4122 médiane : 0,9831 P90 : 1,9209	18-sept
	2009	juin	nb pixels : 3749 médiane : 49,5568 P90 : 49,5568	nb pixels : 3749 médiane : 3,7671 P90 : 6,0909	nb pixels : 3749 médiane : 16,3352 P90 : 24,1540	nb pixels : 4058 médiane : 0,6063 P90 : 1,2043	27-juin
		juillet	nb pixels : 3072 médiane : 46,9793 P90 : 49,4761	nb pixels : 3072 médiane : 2,0486 P90 : 4,2827	nb pixels : 3072 médiane : 0,1619 P90 : 15,6638	nb pixels : 4102 médiane : - 0,0022 P90 : 0,5545	20-juil

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		aout	nb pixels : 3756 médiane : 49,4475 P90 : 49,5435	nb pixels : 3756 médiane : 3,5279 P90 : 4,5366	nb pixels : 3756 médiane : 10,8296 P90 : 15,9268	nb pixels : 4098 médiane : 0,3940 P90 : 0,7208 nb pixels : 4069	14-août
		sept	nb pixels : 2962 médiane : 1,6515 P90 : 49,5530	nb pixels : 2962 médiane : 1,4205 P90 : 4,5025	nb pixels : 2962 médiane : -10,3663 P90 : 18,2880	médiane : - 0,0012 P90 : 0,7896	08-sept
	2010	juin	nb pixels : 3572 médiane : 3,4787 P90 : 49,6081	nb pixels : 3572 médiane : 1,3034 P90 : 4,5643	nb pixels : 3572 médiane : -9,9352 P90 : 23,6063	nb pixels : 4137 médiane : - 0,0019 P90 : 0,9486	04-juin
		juillet	nb pixels : 3708 médiane : 48,6497 P90 : 49,5129	nb pixels : 3708 médiane : 3,0336 P90 : 9,9439	nb pixels : 3708 médiane : 2,3224 P90 : 23,4181	nb pixels : 4085 médiane : 0,0708 P90 : 1,3733	11-juil
		aout	nb pixels : 3883 médiane : 49,0944 P90 : 49,3819	nb pixels : 3883 médiane : 7,4070 P90 : 15,7725	nb pixels : 3883 médiane : 16,0317 P90 : 25,0947	nb pixels : 4082 médiane : 0,9158 P90 : 1,7458	31-août
		sept	nb pixels : 3698 médiane : 49,0796 P90 : 49,4637	nb pixels : 3698 médiane : 8,4603 P90 : 14,3248	nb pixels : 3698 médiane : 16,7262 P90 : 21,9982	nb pixels : 4132 médiane : 0,9268 P90 : 1,4743	20-sept
	2011	juin	nb pixels : 3763 médiane : 49,5691 P90 : 49,5691	nb pixels : 3763 médiane : 5,4939 P90 : 12,3055	nb pixels : 3763 médiane : 22,2809 P90 : 28,4969	nb pixels : 4058 médiane : 1,0420 P90 : 1,8538	26-juin
		juillet	nb pixels : 3561 médiane : 49,5832 P90 : 49,5832	nb pixels : 3561 médiane : 6,0051 P90 : 9,9449	nb pixels : 3561 médiane : 26,2505 P90 : 28,0461	nb pixels : 3907 médiane : 1,3055 P90 : 1,7238	15-juil
		aout	nb pixels : 3845 médiane : 49,5593 P90 : 49,5593	nb pixels : 3845 médiane : 4,5502 P90 : 5,8415	nb pixels : 3845 médiane : 14,1461 P90 : 19,9112	nb pixels : 4088 médiane : 0,6700 P90 : 1,0089	26-août
		sept	nb pixels : 3918 médiane : 49,5497 P90 : 49,5497	nb pixels : 3918 médiane : 4,9819 P90 : 6,1177	nb pixels : 3918 médiane : 13,8137 P90 : 17,7084	nb pixels : 4096 médiane : 0,7016 P90 : 0,9501	11-sept

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo	
							jour	température
MALARTIC	2002	juin	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
		juillet	nb pixels : 887 médiane : 49,1228 P90 : 49,6033	nb pixels : 887 médiane : 16,1711 P90 : 17,6018	nb pixels : 887 médiane : 31,8306 P90 : 34,3616	nb pixels : 983 médiane : 2,3469 P90 : 2,4584	31-juil	
		août	nb pixels : 924 médiane : 49,4868 P90 : 49,5828	nb pixels : 924 médiane : 15,7466 P90 : 16,6696	nb pixels : 924 médiane : 33,2412 P90 : 34,1763	nb pixels : 993 médiane : 2,4024 P90 : 2,4654	29-août	
		sept	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		
	2003	juin	nb pixels : 869 médiane : 49,5449 P90 : 49,5449	nb pixels : 869 médiane : 8,9810 P90 : 12,3535	nb pixels : 869 médiane : 24,3904 P90 : 30,6438	nb pixels : 989 médiane : 1,4852 P90 : 2,0431	30-juin	
		juillet	nb pixels : 880 médiane : 49,5001 P90 : 49,5962	nb pixels : 880 médiane : 12,6277 P90 : 14,8545	nb pixels : 880 médiane : 28,8478 P90 : 32,1078	nb pixels : 980 médiane : 1,9678 P90 : 2,2679	13-juil	
		août	nb pixels : 901 médiane : 49,0686 P90 : 49,5495	nb pixels : 901 médiane : 16,2306 P90 : 17,2953	nb pixels : 901 médiane : 27,6094 P90 : 29,4340	nb pixels : 989 médiane : 2,1324 P90 : 2,2977	23-août	
		sept	nb pixels : 959 médiane : 49,0210 P90 : 49,5015	nb pixels : 959 médiane : 17,5950 P90 : 17,7715	nb pixels : 959 médiane : 33,2860 P90 : 34,5532	nb pixels : 982 médiane : 2,5674 P90 : 2,6928	19-sept	
	2004	juin	nb pixels : 927 médiane : 46,0402 P90 : 49,5706	nb pixels : 927 médiane : 10,8738 P90 : 14,0328	nb pixels : 927 médiane : 32,7475 P90 : 35,7531	nb pixels : 995 médiane : 2,0982 P90 : 2,5474	11-juin	
		juillet	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles		

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		aout	nb pixels : 821 médiane : 49,5221 P90 : 49,6182	nb pixels : 821 médiane : 14,2441 P90 : 16,6762	nb pixels : 821 médiane : 36,3464 P90 : 40,3847	nb pixels : 980 médiane : 2,4674 P90 : 2,9754	20- août
		sept	nb pixels : 613 médiane : 48,9129 P90 : 49,5853	nb pixels : 613 médiane : 16,2528 P90 : 17,4940	nb pixels : 613 médiane : 29,7314 P90 : 32,3085	nb pixels : 985 médiane : 2,0489 P90 : 2,4171	14- sept
	2005	juin	nb pixels : 474 médiane : 49,5685 P90 : 49,5685	nb pixels : 474 médiane : 10,3897 P90 : 12,8904	nb pixels : 474 médiane : 33,4128 P90 : 34,7995	nb pixels : 988 médiane : - 0,0025 P90 : 2,4128	21-juin
		juillet	nb pixels : 937 médiane : 49,6118 P90 : 49,6118	nb pixels : 937 médiane : 11,7982 P90 : 15,9664	nb pixels : 937 médiane : 35,7831 P90 : 38,3102	nb pixels : 995 médiane : 2,2332 P90 : 2,7125	24-juil
		aout	nb pixels : 896 médiane : 49,4961 P90 : 49,5922	nb pixels : 896 médiane : 12,9876 P90 : 15,9411	nb pixels : 896 médiane : 27,8397 P90 : 31,0344	nb pixels : 979 médiane : 1,8933 P90 : 2,1902	24- août
		sept	nb pixels : 904 médiane : 49,4257 P90 : 49,5216	nb pixels : 904 médiane : 12,8048 P90 : 16,4096	nb pixels : 904 médiane : 26,2896 P90 : 29,9302	nb pixels : 987 médiane : 1,8056 P90 : 2,2974	06- sept
	2006	juin	nb pixels : 878 médiane : 49,5780 P90 : 49,5780	nb pixels : 878 médiane : 6,0327 P90 : 7,8851	nb pixels : 878 médiane : 20,2382 P90 : 22,7183	nb pixels : 982 médiane : 1,0717 P90 : 1,3514	25-juin
		juillet	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	
		aout	nb pixels : 905 médiane : 43,2686 P90 : 48,7346	nb pixels : 905 médiane : 17,9972 P90 : 18,1388	nb pixels : 887 médiane : 20,7668 P90 : 24,6864	nb pixels : 976 médiane : 1,1793 P90 : 1,7974	31- août
		sept	nb pixels : 941 médiane : 46,1672 P90 : 49,1413	nb pixels : 941 médiane : 18,7578 P90 : 18,8313	nb pixels : 941 médiane : 26,5315 P90 : 30,5066	nb pixels : 989 médiane : 1,9029 P90 : 2,4393	04- sept

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
	2007	juin	nb pixels : 885 médiane : 49,5115 P90 : 49,6076	nb pixels : 885 médiane : 14,4180 P90 : 15,7871	nb pixels : 885 médiane : 31,1999 P90 : 32,5260	nb pixels : 976 médiane : 2,2717 P90 : 2,4110	23-juin
		juillet	nb pixels : 548 médiane : 49,3846 P90 : 49,5767	nb pixels : 548 médiane : 10,1788 P90 : 15,5160	nb pixels : 548 médiane : 24,4253 P90 : 35,9004	nb pixels : 983 médiane : -0,0038 P90 : 2,4815	25-juil
		août	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	
		sept	nb pixels : 392 médiane : 37,0521 P90 : 49,2463	nb pixels : 392 médiane : 6,2724 P90 : 9,9854	nb pixels : 392 médiane : 8,1035 P90 : 18,1229	nb pixels : 990 médiane : -0,0013 P90 : 0,7965	23-sept
	2008	juin	nb pixels : 849 médiane : 49,5613 P90 : 49,5613	nb pixels : 849 médiane : 7,1052 P90 : 101273	nb pixels : 849 médiane : 24,0350 P90 : 29,7512	nb pixels : 982 médiane : 1,3087 P90 : 1,7922	07-juin
		juillet	nb pixels : 888 médiane : 49,6087 P90 : 49,6087	nb pixels : 888 médiane : 8,4459 P90 : 10,9311	nb pixels : 888 médiane : 33,7573 P90 : 35,8877	nb pixels : 985 médiane : 1,8488 P90 : 2,1857	22-juil
		août	nb pixels : 905 médiane : 49,5804 P90 : 49,5804	nb pixels : 905 médiane : 3,7756 P90 : 4,7144	nb pixels : 905 médiane : 19,0773 P90 : 23,8700	nb pixels : 989 médiane : 0,6546 P90 : 0,9189	26-août
		sept	nb pixels : 938 médiane : 49,5918 P90 : 49,5918	nb pixels : 938 médiane : 7,2042 P90 : 9,3024	nb pixels : 938 médiane : 29,8437 P90 : 35,6175	nb pixels : 993 médiane : 1,5610 P90 : 2,0524	18-sept
	2009	juin	nb pixels : 868 médiane : 49,6085 P90 : 49,6085	nb pixels : 868 médiane : 5,0502 P90 : 6,0130	nb pixels : 868 médiane : 34,2531 P90 : 38,2147	nb pixels : 986 médiane : 1,2899 P90 : 1,6343	27-juin
		juillet	nb pixels : 445 médiane : 49,2100 P90 : 49,5943	nb pixels : 445 médiane : 4,8300 P90 : 12,6311	nb pixels : 445 médiane : 12,6707 P90 : 39,9655	nb pixels : 987 médiane : -0,0038 P90 : 2,0379	20-juil

Lac	Année	Mois	Chl a	TSM	Simis	Wynnes	Données météo
		aout	nb pixels : 914 médiane : 49,6073 P90 : 49,6073	nb pixels : 914 médiane : 10,9993 P90 : 14,5257	nb pixels : 914 médiane : 36,2539 P90 : 39,6445	nb pixels : 984 médiane : 2,4177 P90 : 2,6348	14-août
		sept	nb pixels : 667 médiane : 49,5828 P90 : 49,5828	nb pixels : 667 médiane : 12,5237 P90 : 14,5317	nb pixels : 667 médiane : 33,1018 P90 : 35,5870	nb pixels : 985 médiane : 2,2295 P90 : 2,6526	08-sept
	2010	juin	nb pixels : 807 médiane : 49,6418 P90 : 49,6418	nb pixels : 807 médiane : 5,1905 P90 : 7,0471	nb pixels : 807 médiane : 38,7758 P90 : 47,7974	nb pixels : 991 médiane : 0,2661 P90 : 2,1293	04-juin
		juillet	nb pixels : 849 médiane : 49,3716 P90 : 49,5636	nb pixels : 807 médiane : 17,3736 P90 : 17,8303	nb pixels : 849 médiane : 38,5717 P90 : 39,1981	nb pixels : 981 médiane : 2,9129 P90 : 2,9870	11-juil
		aout	nb pixels : 879 médiane : 47,2818 P90 : 49,4913	nb pixels : 879 médiane : 18,5817 P90 : 18,8014	nb pixels : 879 médiane : 28,8869 P90 : 33,4998	nb pixels : 989 médiane : 2,1286 P90 : 2,6192	31-août
		sept	nb pixels : 825 médiane : 45,7833 P90 : 49,5329	nb pixels : 825 médiane : 18,8822 P90 : 18,9938	nb pixels : 825 médiane : 27,4731 P90 : 36,5449	nb pixels : 990 médiane : 1,9192 P90 : 2,5924	20-sept
	2011	juin	nb pixels : 875 médiane : 49,6384 P90 : 49,6384	nb pixels : 875 médiane : 10,8525 P90 : 13,7309	nb pixels : 875 médiane : 35,2751 P90 : 37,0127	nb pixels : 983 médiane : 2,2283 P90 : 2,5257	26-juin
		juillet	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	
		aout	nb pixels : 917 médiane : 49,5953 P90 : 49,5953	nb pixels : 917 médiane : 7,0865 P90 : 8,6211	nb pixels : 917 médiane : 27,5789 P90 : 31,8889	nb pixels : 978 médiane : 1,4489 P90 : 1,8015	26-août
		sept	nb pixels : 915 médiane : 49,5844 P90 : 49,5844	nb pixels : 915 médiane : 7,9959 P90 : 9,5001	nb pixels : 915 médiane : 27,2439 P90 : 29,9812	nb pixels : 988 médiane : 1,5497 P90 : 1,8436	11-sept

