Agriculture et Agroalimentaire Canada
Agriculture and Agri-Food Canada

Points repères pour le suivi de la qualité des eaux de surface dans les petits bassins versants agricoles

Mai 2013

Canada

Points repères pour le suivi de la qualité des eaux de surface dans les petits bassins versants agricoles

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (2013).

N° de catalogue: A59-5/2013F-PDF
ISBN : 978-0-660-20844-2
N° AAC : 12033F

Issued also in English under the title:
Guidelines for Surface Water Quality Monitoring in Small Agricultural Watersheds.

Conception du projet, rédaction et analyse :
Mme Isabelle Breune, agr. M.Sc., AAC **et M. Roch Bibeau**, M. Sc., M. S.E.L.*
* M.S.E.L. : Master Studies in Environmental Laws

Édition, relecture et mise en page : Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC)

Nous remercions les organisations suivantes qui ont fourni de l'expertise et des conseils : la direction générale des sciences et de la technologie d'AAC, particulièrement M. Stéphane Gariépy, M. Marc R. Laverdière, M. François Chrétien et Mme Sharon Reedyk, la direction de l'agroenvironnement et du développement durable du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), particulièrement M. Mikael Guillou, et la direction du secteur agricole et des pesticides du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

Les auteurs assument toutefois l'entière responsabilité du contenu de ce document.

Comment citer ce document :

Breune I, Bibeau R. 2012. *Points repères pour le suivi de la qualité des eaux de surface dans les petits bassins versants agricoles*. Agriculture et Agroalimentaire Canada. 73 p.

Pour de plus amples renseignements, rendez-vous au www.agr.gc.ca ou composez sans frais le 1-855-773-0241.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES 4

AVANT PROPOS **LE SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE DANS LES PETITS BASSINS VERSANTS AGRICOLES** 5

INTRODUCTION **LES OBJECTIFS DES PROTOCOLES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX** 9

SECTION 1 **LES INDICATEURS PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTÉRIOLOGIQUES DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'EAU** 13

1.1 **Identification des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques** 14
1.1.1 Définition des indicateurs 14
1.1.2 Choix des seuils de référence 16
1.1.3 Indices de qualité de l'eau 21
1.1.4 Utilisation des indices dans le cadre d'un suivi de la qualité de l'eau en milieu agricole 24

1.2 **Les protocole de suivi des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques** 25
1.2.1 Stratégie d'échantillonnage 25
1.2.2 Prélèvement des échantillons 27
1.2.3 Méthodes d'analyse des échantillons prélevés 27
1.2.4 Présentation et interprétation des résultats 33

SECTION 2 **LES INDICATEURS BIOLOGIQUES DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'EAU** 37

2.1 **Définition des indicateurs biologiques** 38

2.2 **Protocole de suivi de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC)** 42
2.2.1 La stratégie d'échantillonnage des diatomées 42
2.2.2 Analyse des échantillons et interprétation des résultats 43

SECTION 3 **LES INDICATEURS DE SUIVI DU RÉGIME HYDROLOGIQUE : LA PLUVIOMÉTRIE, LE NIVEAU D'EAU ET LE DÉBIT** 45

3.1 **Définition des indicateurs de mesure du régime hydrologique** 46

3.2 **Importance de la mesure du régime hydrologique** 47
3.2.1 Assurer la représentativité des échantillons et une interprétation correcte des résultats 47
3.2.2 Évaluer la charge 49

3.3 **Protocole de suivi du régime hydrologique** 52
3.3.1 Niveau de base: suivi des précipitations totales journalières et du niveau d'eau lors de la prise d'échantillon sans mesure du débit 52
3.3.2 Niveau intermédiaire : suivi en continu de la pluviométrie et du niveau d'eau sans mesure du débit 54
3.3.3 Niveau avancé : suivi en continu de la pluviométrie, du niveau d'eau et du débit 55

SYNTHÈSE : **LES INDICATEURS DE MESURE À PRIVILÉGIER DANS LES PETITS BASSINS VERSANTS AGRICOLES EN FONCTION DES PROBLÉMATIQUES ET DES OBJECTIFS D'INTERVENTION** 59

BIBLIOGRAPHIE 63

ANNEXE 1 **INDICE GLOBO ET INDICE DE QUALITE DES EAUX DU CANADA (IQE)** 68

ANNEXE 2 **LIMITES DES METHODES D'ANALYSE STANDARDISEES** 70

ANNEXE 3 **LE CALCUL DE LA CHARGE** 72

LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES

Tableau 1 : Critères de qualité de l'eau de différents indicateurs selon le type d'usage visé 18

Tableau 2 : Critères de qualité de l'eau en lien avec différents pesticides selon l'usage visé 19

Tableau 3 : Classification des différents paramètres de l'Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) 22

Tableau 4 : Comparaison de trois indices de classification de l'eau (IQE, IQBP, GLOBO). 23

Tableau 5 : Exemples de stratégie de suivi en fonction de l'objectif poursuivi. 26

Tableau 6 : Prélèvement des échantillons 27

Tableau 7 : Méthodes d'analyses simplifiées du suivi de la qualité de l'eau. 29

Tableau 8 : Méthodes d'analyses standardisées du suivi de la qualité de l'eau. 32

Tableau 9 : Exemple de représentation statistique des données de la figure 1 (phosphore uniquement) 35

Tableau 10 : Interprétation de l'IDEC (alcalin) 40

Tableau 11 : Exemples de taux d'exportation de phosphore par hectare et par an 51

Tableau 12 : Exemples de taux d'exportation 51

Tableau 13 : Résumé des techniques couramment utilisées pour mesurer le débit 56

Tableau 14 : Identification des objectifs, choix des indicateurs, stratégie d'échantillonnage 61

Tableau 15 : Identification des problématiques et choix des éléments à mesurer 62

Figure 1 : Exemple de représentation graphique du suivi de l'azote ammoniacal et du phosphore dans une rivière 34

Figure 2 : Évolution de la concentration en phosphore dans la Rivière aux Brochets en fonction du débit 48

Figure 3 : Représentation d'un hydrogramme 55

Figure 4 : Passage d'un limnigramme à un hydrogramme par l'intermédiaire de la courbe de tarage. 57

Figure 5 : Exemple d'une section transversale servant à la mesure de la vitesse de l'eau. 57

AVANT-PROPOS

LE SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE DANS LES PETITS BASSINS VERSANTS AGRICOLES

On observe depuis quelques années une modification de la stratégie agroenvironnementale et des investissements publics visant la protection de l'eau en milieu agricole. Le financement s'oriente plus spécifiquement vers des projets à l'échelle de petits bassins versants (100 km^2 - 10 000 ha et moins, avec de 40 à 80 fermes). Ces bassins sont souvent ciblés s'ils présentent une problématique liée à la prolifération d'algues bleu-vert, ou encore si la superficie agricole dépasse 50 % de la superficie totale du bassin, avec une forte proportion de cultures annuelles.

Les gouvernements proposent aux agriculteurs divers programmes de soutien financier leur permettant de modifier leurs pratiques afin d'en réduire l'impact sur la qualité de l'eau. Certains programmes financent également les entreprises pour ce qui est considéré comme la livraison d'un service écologique. Toutefois, un constat revient fréquemment dans l'analyse de ces programmes : ceux-ci font souvent l'objet d'une évaluation en fonction des actions mises en œuvre (ex : nombre de kilomètres de bandes riveraines aménagées), mais rarement en fonction des résultats obtenus en matière d'amélioration effective de la qualité de l'eau.

Diverses provinces exploitent des réseaux de suivi de la qualité de l'eau. Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) gère un réseau relativement étendu de stations d'échantillonnage dans les principaux plans d'eau. Les résultats du suivi de la qualité de l'eau provenant de ces stations ne sont accessibles que sur demande et leur utilisation est contrôlée.[1] De plus, ces données ne portent que sur les grands plans d'eau et sont généralement issues de stations situées à l'embouchure des rivières. Elles ne permettent pas de cibler précisément les bassins versants de cours d'eau moins importants qui pourraient présenter des problèmes particuliers.

Depuis quelque temps, plusieurs organismes de bassin versant réalisent des suivis de la qualité des eaux de surface à l'échelle de plus petites entités souvent appelées sous-bassins versants. De plus, certains projets de suivi de la qualité de l'eau sont financés dans le cadre du plan d'action gouvernemental sur les algues bleu-vert 2007-2017. L'objectif de ces projets est de détecter les cours d'eau problématiques et les facteurs contribuant à leur détérioration, et de mesurer les effets des efforts de restauration. Les résultats qui émergeront de ces initiatives ne seront utiles que s'ils sont scientifiquement fiables. Ils devront être suffisamment uniformes pour pouvoir être comparés entre eux et dans le temps.

[1] Seules les données concernant le débit des rivières sont accessibles en ligne. À l'occasion, des analyses plus détaillées sont émises pour des plans d'eau particuliers, par exemple pour la baie Missisquoi ou pour le suivi des pesticides dans des rivières particulières (Giroux 2010). En 2005, le MDDEFP a publié un portrait de la charge de phosphore transportée par les principales rivières du Québec (Gangbazo et coll. 2005). Aux États-Unis, il est possible de consulter via internet les données des stations existantes. Environnement Canada a mis au point un outil de gestion nommé ENVIRODAT, toutefois il n'existe que peu de données accessibles en ligne actuellement. Au Québec, les résultats du suivi de la qualité de l'eau sont archivés dans la banque de données de la qualité du milieu aquatique (BQMA). L'utilisateur qui reçoit des données de la BQMA ne « *peut en aucun temps et d'aucune façon les diffuser à un tiers à moins d'en avoir obtenu l'autorisation écrite du MDDEFP […] L'utilisateur s'engage à informer la DSEE de la diffusion de publications produites à l'aide de ces données*. » Source : Fichier de données extrait de la BQMA.

En outre, les utilisateurs de ces données devront avoir les outils nécessaires pour en faire une interprétation éclairée.

L'initiative d'Agriculture et Agroalimentaire Canada

La mesure de la qualité des eaux fait appel à une méthodologie complexe requérant parfois d'importantes ressources et une expertise somme toute peu répandue. Quelques projets récents de restauration de bassins versants ont pu mobiliser de telles ressources, mais ils demeurent peu nombreux. Une lecture des travaux résultant de ces projets démontre aussi que la complexité des méthodes de cueillette des données et de l'interprétation des résultats pourrait limiter l'utilisation de ces techniques dans le cadre des projets de restauration des petits bassins versants.

Agriculture et Agroalimentaire Canada mène actuellement une série de travaux visant à compiler diverses méthodologies de suivi de la qualité des eaux de manière à identifier celles pouvant s'adapter à l'échelle de petits bassins versants agricoles et celles pouvant satisfaire à des critères de simplicité, d'efficacité et de faibles coûts. Celles-ci devraient permettre d'évaluer l'état d'un cours d'eau dans le temps et de cibler, parmi les cours d'eau qui serpentent en milieu agricole, ceux qui présentent un réel problème de qualité de l'eau, et qui contribuent de manière significative à la perte d'usage de certaines rivières ou de certains lacs. Elles devraient aussi permettre de mesurer la performance d'une entreprise agricole quant au maintien de la qualité de l'eau qui traverse son territoire.

En milieu industriel, le suivi de la qualité de l'eau s'effectue généralement à la sortie d'une canalisation identifiable d'eaux usées. Mais en milieu agricole, la pollution présente un caractère diffus. Ce caractère diffus de la pollution pose plusieurs problèmes lorsqu'on veut cibler les interventions et mesurer de façon fiable et efficace les résultats obtenus. La connaissance du bassin versant et de l'hydrologie du cours d'eau, le choix des éléments à analyser (phosphore, nitrates, sédiments, etc.), l'emplacement des sites d'échantillonnage et l'accès à une technique de cueillette fiable et simple qui puisse être utilisée à plusieurs endroits clés dans des petits bassins versants agricoles sont autant d'éléments à maîtriser.

Le document qui suit présente une synthèse des informations pertinentes relatives à chacun de ces éléments. Il ne s'agit pas d'un guide simplifié et vulgarisé sur le suivi de la qualité de l'eau, mais plutôt d'un condensé de l'information préalable et essentielle à la formulation d'un tel guide. Il pourra servir de base à la formation des intervenants en milieu agricole intéressés par le sujet.

Un processus de mesure de la qualité de l'eau, pertinent et valide scientifiquement, implique la maîtrise de notions parfois complexes et l'utilisation de techniques rigoureuses. Dans ce vaste ensemble d'informations techniques et scientifiques qui encadre les processus de suivi de la qualité de l'eau, nous avons voulu insister sur les points de repère qu'il faut absolument connaître et qui constituent en quelque sorte le langage commun que doivent minimalement maîtriser soit ceux et celles qui envisagent de s'engager dans un tel processus, soit les utilisateurs des données de suivi de la qualité qui veulent en faire une interprétation éclairée. Il est évident que ce document d'introduction se veut accessible et le plus concis possible. Il permettra de prendre la mesure des moyens requis pour entreprendre un suivi rigoureux de la qualité de l'eau. Par contre, pour les situations plus complexes ou nécessitant une explication plus approfondie de certaines notions techniques, les intéressés peuvent consulter les nombreuses sources citées en référence.

Ce projet fait appel à la collaboration de deux partenaires majeurs du Québec, soit le ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

Les techniques présentées dans ce document peuvent être utilisées à l'échelle de petits bassins versants agricoles, quel que soit le contexte géographique au Canada. Les exemples d'applications, cités dans ce document, proviennent de partout au Canada mais principalement du Québec, lieu d'élaboration de la présente étude.

INTRODUCTION

LES OBJECTIFS DES PROTOCOLES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX

Toute initiative de suivi de la qualité des eaux passe nécessairement par la formulation de ce que l'on pourrait appeler des protocoles de suivi. Ceux-ci précisent l'ensemble des étapes qui devront être mises en œuvre pour produire des résultats d'analyse qui soient fiables et rigoureux. Un protocole de suivi comprend au moins les éléments suivants : la définition des objectifs, la caractérisation du plan d'eau à analyser, l'identification des éléments physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques (ou indicateurs de mesure) qui seront prioritairement analysés, la stratégie d'échantillonnage, et finalement la méthodologie d'analyse des échantillons prélevés. Même si ces étapes doivent habituellement se retrouver dans tous les protocoles de suivi de la qualité des eaux, il est important de rappeler qu'il n'existe pas de protocole standard, défini d'avance, dont on n'aurait qu'à suivre la recette. À chacune des étapes, il faudra faire des choix qui seront rarement similaires d'un protocole à l'autre, et qui établiront la spécificité du protocole retenu.

L'importance primordiale des objectifs assignés à un protocole de suivi

Quels éléments (indicateurs) seront analysés? Où seront situés les sites d'échantillonnage? Quels seront le calendrier et la fréquence d'échantillonnage? Comment seront analysées les données? Ces questions ne peuvent être résolues si on ne précise pas dès le départ les objectifs à atteindre par le processus de suivi de la qualité de l'eau.

Il existe dans la littérature des exemples d'objectifs qui peuvent être assignés à un protocole de suivi[2]. Si on peut s'inspirer de ces exemples, il serait difficile cependant d'en faire un copier-coller. Les objectifs d'un projet doivent être bien adaptés au contexte hydrographique du plan d'eau à évaluer, mais aussi au type d'intervention envisagée sur ce plan d'eau et aux ressources disponibles. Il n'y a donc pas d'automatisme et le rôle des responsables du projet de suivi est singulièrement important à l'étape de définition des objectifs. La précision de l'information recherchée, telle que formulée dans les objectifs, déterminera toutes les étapes de ce que sera le protocole de suivi de la qualité de l'eau.

On peut cependant donner quelques exemples d'objectifs poursuivis, exemples dont on pourra s'inspirer, en les modifiant ou en les regroupant, afin de les adapter à un projet spécifique de suivi. Ainsi, on pourrait :

- identifier les cours d'eau contaminés et les polluants en cause; déterminer les usages de l'eau qui sont compromis;
- vérifier la contribution d'un cours d'eau à d'autres cours d'eau dont il est tributaire;
- établir les facteurs de causalité de la détérioration de la qualité de l'eau;
- évaluer les impacts du changement de pratiques dans la gestion des territoires riverains sur le cours d'eau surveillé, etc.

[2] AAC 2004. Surveillance des bassins hydrologiques : Introduction à l'échantillonnage de l'eau. Guide de référence. 32 p. http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1259245521253&lang=fra
EPA. 1997. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. 4503F. EPA 841-B-97-003. United States Environmental Protection Agency. Office of Water November 1997
http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms22.cfm

Quelques-uns de ces objectifs sont expliqués dans l'encadré qui suit. Ils seront aussi repris dans la suite du document afin d'illustrer les protocoles de suivi qui peuvent y être rattachés.

DIVERS OBJECTIFS DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Dans ce qui suit, nous donnons un aperçu des objectifs les plus fréquemment formulés. Cette liste n'est évidemment pas exhaustive.

Le suivi des usages

Le suivi des usages possibles de l'eau est l'objectif le plus communément formulé. C'est sur cet objectif que repose, par exemple, le suivi du Réseau-rivières du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Cet objectif vise à établir si l'eau d'un cours d'eau peut servir aux usages habituels qui lui sont destinés. Ces usages peuvent évidemment varier selon le cours d'eau concerné. Comme tous les cours d'eau sont potentiellement des milieux de vie, le maintien et le développement de la vie aquatique est l'usage qui devrait être mesuré systématiquement. Mais selon le type de cours d'eau, d'autres usages peuvent s'ajouter, tels : la consommation d'eau potable, l'irrigation, la baignade, la pêche ou les loisirs aquatiques. Le suivi de l'état de la qualité de l'eau devrait permettre de répondre à différentes questions comme : la qualité de l'eau du cours d'eau permet-elle la baignade? Peut-on prélever de l'eau dans ce cours d'eau pour irriguer des champs? Quel est le stade d'eutrophisation de ce cours d'eau? La qualité de l'eau permet-elle de maintenir une vie aquatique similaire à ce qu'on retrouverait dans un territoire peu ou non transformé? Etc.

Le suivi de la contribution d'un bassin versant

Ce type de suivi consiste à établir les apports relatifs d'un cours d'eau par rapport aux autres cours d'eau se déversant dans un même exutoire. En général, ce type de suivi ne concerne que quelques indicateurs à la fois. Il existe, par exemple, un suivi des apports en phosphore des différents tributaires du lac Champlain, tant du Québec que du Vermont. Ce suivi permet d'identifier les territoires où les efforts doivent être accentués pour réduire les apports au lac.

La recherche des facteurs à l'origine de la détérioration de l'eau

Le suivi de la qualité de l'eau peut servir à établir les facteurs de causalité impliqués dans la détérioration des plans d'eau. Dans ce cas, l'attention est portée sur les indicateurs qui peuvent renseigner sur l'impact des principales pratiques agricoles comme l'utilisation d'engrais et de pesticides, le travail du sol, etc.

Le suivi de l'impact des pratiques de restauration des bassins versants

Ce type de suivi, lorsqu'il doit être réalisé dans un court laps de temps (moins de 5 ans) commande la mise en place de dispositifs expérimentaux particuliers qui permettent de différencier les variations liées aux changements de pratiques des variations d'autres sources (variations saisonnières, etc.).

Il existe à l'heure actuelle quelques projets de recherche qui visent spécifiquement à évaluer les impacts des changements de pratiques agricoles dans des petits bassins versants. En milieu agricole, ces projets reposent généralement sur le suivi de deux cours d'eau qui ont des bassins versants considérés comme « jumeaux » (suffisamment semblables en ce qui concerne l'hydrologie). Un des bassins est considéré comme témoin, et aucune pratique de protection n'y est mise en œuvre. Dans l'autre bassin, les entreprises agricoles mettent en œuvre des pratiques de gestion considérées comme bénéfiques. Le suivi de la qualité de l'eau s'effectue selon plusieurs indicateurs, sur plusieurs années et à l'embouchure des deux bassins. L'objectif est d'obtenir suffisamment de données dans un laps de temps relativement court (3 à 5 ans) pour être en mesure de détecter de fines variations à l'aide d'analyses statistiques spécifiques. Il est souvent difficile d'avoir des bassins véritablement jumeaux. Aussi, pour être en mesure de faire la différence entre les effets réels des actions mises en œuvre et les différences de « comportement » des deux bassins, il faut préalablement caractériser en détail ces bassins et avoir une période de référence (calage) suffisamment longue de manière à pouvoir déceler par la suite les changements de qualité de l'eau liés aux pratiques agricoles.

L'établissement d'objectifs réalistes présuppose de connaître minimalement les indicateurs de mesure de qualité de l'eau et les façons de les mesurer

Les objectifs d'un protocole de suivi déterminent l'information qu'il faudra recueillir, en d'autres termes les éléments du plan d'eau qui seront examinés et éventuellement mesurés, c'est-à-dire les indicateurs de mesure de la qualité de l'eau. Chacun de ces indicateurs commande une méthodologie d'échantillonnage et d'analyse adaptée. La connaissance de ces indicateurs, de l'information qu'ils peuvent ou ne peuvent pas fournir, des exigences méthodologiques et des coûts qui y sont associés, s'avère déterminante dans la fixation d'objectifs réalistes et adaptés.

Ainsi, on cherchera à établir les indicateurs à coûts abordables qui pourront donner l'aperçu le plus complet de l'information recherchée. Cette question se pose avec une grande acuité dans les projets de restauration de petits bassins versants agricoles qui ne disposent que d'un budget restreint et de ressources humaines limitées. Les indicateurs de mesure sont les constituants principaux des protocoles de suivi de la qualité de l'eau. Leur connaissance contribue non seulement à formuler des objectifs réalistes, mais aussi à déterminer des protocoles de suivi rigoureux et réalistes. À terme, cette connaissance est aussi indispensable pour utiliser et comprendre les données.

Le document est divisé en trois sections, chacune s'intéressant à une catégorie d'indicateurs de mesure de la qualité de l'eau : les indicateurs physico-chimiques et bactériologiques, les indicateurs biologiques et finalement les indicateurs de mesure du régime hydrologique. Tout d'abord, chaque groupe d'indicateurs sera défini et délimité. Par la suite, les critères *minima* de fiabilité que devront respecter les méthodologies d'échantillonnage, de prélèvement et d'analyse nécessaires pour chaque groupe d'indicateurs seront présentés.[3] Finalement, il sera fait mention des objectifs auxquels pourront être rattachés ces indicateurs.

[3] La détermination des catégories de regroupement des indicateurs n'a pas été réalisée en fonction du caractère matériel des indicateurs. Il est évident que les indicateurs hydrologiques, pour donner cet exemple, ont un caractère physique, mais ils ne sont pas présentés sous le vocable d'indicateurs physiques. Le critère de classement que nous avons retenu et qui est sensiblement le même que celui adopté par le MDDEFP réfère plutôt, comme nous l'indiquons au début de chacune des trois parties, à des aspects distincts d'un plan d'eau : les indicateurs qui mesurent les modifications de la composition physique, chimique et bactériologique de l'eau, les indicateurs permettant d'évaluer les modifications à la quantité et à la variété des organismes végétaux et animaux; et finalement les indicateurs dits indirects (régime hydrographique) qui sont utiles et parfois même indispensables pour donner un sens aux résultats de qualité.

SECTION 1

LES INDICATEURS PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTÉRIOLOGIQUES DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

1.1 IDENTIFICATION DES INDICATEURS PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTÉRIOLOGIQUES

1.1.1 DÉFINITION DES INDICATEURS

Les indicateurs physico-chimiques et bactériologiques occupent une place privilégiée dans le suivi de la qualité de l'eau. En fait, la plupart des études font appel à un ou plusieurs de ces indicateurs (regroupés parfois sous forme d'indices). Ces indicateurs, pour l'essentiel, permettent de mesurer les modifications de la composition physique, chimique et bactériologique de l'eau liées *principalement* aux apports des milieux riverains. En milieu agricole, les modifications physico-chimiques et bactériologiques proviennent notamment de l'apport de nutriments tels l'azote et le phosphore, de l'apport de bactéries d'origines fécales, de diverses matières en suspension et de pesticides. La présence de ces éléments à certaines concentrations dans les eaux de surface indique un potentiel de dégradation et précise aussi les facteurs à l'origine de celle-ci.

Dans l'encadré ci-dessous, chacun des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques est décrit, ainsi que le mode d'action du processus de contamination qu'il induit dans un cours d'eau.

Le phosphore

La présence de phosphore en trop grande concentration indique un potentiel d'accélération de l'eutrophisation[1] d'un cours d'eau.

Le phosphore, tout comme l'azote, est un fertilisant pour les végétaux aquatiques. Toutefois, en eau douce, c'est généralement l'absence de phosphore qui limite en premier la croissance des végétaux. Aussi dès que celui-ci est ajouté dans l'eau, les plantes aquatiques, notamment celles ayant la capacité de fixer l'azote de l'air (comme les cyanobactéries) se mettent à croître de façon importante, réduisant ainsi la teneur en oxygène de l'eau. Ainsi, l'azote n'a d'impacts significatifs que si les niveaux de phosphore sont suffisants. En milieu marin, par contre, c'est l'azote qui est le facteur limitant. (CCME 2003)

En dehors de son impact sur l'eutrophisation, le phosphore ne présente pas de toxicité particulière pour les humains ou les animaux.

La mesure de la concentration du phosphore total est utilisée pour déterminer les risques d'eutrophisation. Néanmoins, certains chercheurs utilisent comme indicateurs différentes formes de phosphore comme les orthophosphates ou «phosphore réactif», les phosphates hydrolysables et les phosphates organiques, sous formes dissoutes ou particulaires.

Lors de la filtration d'un échantillon d'eau, le phosphore dissous se retrouve dans le filtrat et le phosphore particulaire reste sur le filtre. Le phosphore réactif dissous est plus facilement accessible aux végétaux aquatiques : il serait donc un facteur plus direct d'eutrophisation. Le phosphore particulaire peut également être rendu disponible aux végétaux, mais il s'agit d'un processus plus lent (Berryman et coll. 2006). La distinction phosphore particulaire – phosphore dissous présente un intérêt particulier pour la recherche sur les mécanismes de transport du phosphore des sols vers les cours d'eau.

Le phosphore est un indicateur de transfert potentiel de fertilisants vers les cours d'eau.

[1] L'eutrophisation correspond à « un enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes [...] considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau ». (OCDE citée dans Glavez-Cloutier R et coll. 2002).

L'azote

Comme le phosphore, l'azote est aussi un agent de croissance des végétaux aquatiques. ***Il s'agit donc aussi d'un indicateur d'eutrophisation. Si, en eau douce, le phosphore est plus généralement le facteur limitant, les excès d'azote deviennent particulièrement problématiques lorsque ce contaminant atteint les estuaires marins où l'azote est l'élément limitant (augmentation de la production primaire, diminution de l'oxygène et mort subite des poissons).***

L'azote se retrouve dans l'eau sous formes minérale et organique. La décomposition de l'azote organique (azote constituant les acides aminés et les protéines) par divers microorganismes produit différentes formes minérales. La première forme est l'ammoniac (N-NH3) qui est par la suite transformé par des bactéries spécifiques en nitrites (N-NO2) puis en nitrates (N-NO3) (dénitrification).

C'est cette dernière forme minérale (nitrate) qui est utilisée par les plantes aquatiques. Toutefois, pour avoir une bonne idée du potentiel d'eutrophisation, il importe de mesurer toutes les formes d'azote présentes dans l'eau (azote total).

En dehors de leur impact sur l'eutrophisation, les trois formes minérales *de l'azote, les nitrates (N-NO3), les nitrites (N-NO2,) et l'azote ammoniacal (N-NH3),* ***présentent une toxicité pour la vie aquatique et pour la consommation humaine (eau potable)(tableau 1).***

L'azote, comme le phosphore, est un indicateur de transfert potentiel de fertilisants vers les cours d'eau, ***l'augmentation de l'azote ammoniacal de source agricole étant plus spécifiquement en lien avec le transfert d'engrais (minéraux ou organiques) vers les cours d'eau****.*

Les matières en suspension[4]

« Les matières en suspension sont composées de limon, d'argile, de particules fines de matières organiques et inorganiques, de composés organiques solubles, de plancton et d'autres organismes microscopiques » (CCME 2002). Elles correspondent à tout ce qui, lors de l'analyse d'un échantillon d'eau, est retenu par des filtres dont les pores ont un diamètre de 1,2 µm ou 0,45 µm (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008).

Les matières en suspension dans l'eau, lorsque leur concentration est excessive, ont un impact sur l'écosystème aquatique*. Le CCME a présenté en 2002 un résumé de diverses études qui évaluaient les différentes répercussions d'un excès de matières en suspension sur la vie aquatique, notamment la modification de la production d'algues, les changements dans les populations d'invertébrés, ainsi que des effets sur les poissons (exemple : l'obstruction et l'abrasion des branchies, modification des habitats, etc.)*

Les matières en suspension présentent dans les cours d'eau peuvent provenir de différentes sources : érosion des berges, érosion des sols, travaux de voirie, dragage, travaux forestiers.

Les coliformes fécaux

[4] La présence de matières en suspension dans l'eau peut aussi être évaluée en mesurant la turbidité (transparence de l'eau). En laboratoire, la turbidité est mesurée à l'aide d'un néphélémètre qui mesure la lumière dispersée par les particules en suspension. Sur le terrain, la turbidité peut être mesurée à l'aide de turbidimètre. La transparence de l'eau peut-être aussi mesurée à l'aide d'un disque de Secchi que l'on descend dans l'eau jusqu'à ce qu'on ne le voit plus. Il s'agit d'une technique simple et peu coûteuse. Il est possible d'établir des corrélations entre ces différents indicateurs. Toutefois, il n'existe pas d'équation universelle reliant la turbidité et la concentration en MES, il faut donc prendre des mesures au départ pour établir l'équation de corrélation. Birgand (2004), Thackston, et coll. (2000).

La présence de coliformes fécaux en excès dans les eaux de surface a un impact direct sur l'utilisation de cette eau, que ce soit pour la consommation humaine, pour la baignade ou encore pour l'irrigation des cultures.

Ils sont des indicateurs de pollution par des matières fécales (d'origine humaine ou de tous les types d'animaux à sang chaud). Le déversement d'eaux usées (municipales, industrielles ou domestiques) est la principale source de coliformes fécaux. ***En milieu agricole, ils peuvent indiquer un transfert potentiel de pathogènes des fumiers et des lisiers vers les cours d'eau.***

Les pesticides

Les pesticides présents dans les eaux de surface font généralement l'objet d'un suivi particulier et indépendant des autres indicateurs. La diversité des molécules utilisées et le coût très élevé des analyses conduisent à des stratégies particulières d'échantillonnage. Les pesticides ne font pas l'objet d'un suivi systématique à travers le Réseau-rivières comme les autres éléments physico-chimiques. Les études réalisées par le MDDEFP ciblent généralement des bassins versants spécifiques en fonction des cultures présentes sur le territoire. Ainsi, depuis 1992, 4 cours d'eau dont les bassins versants présentent des superficies importantes en grandes cultures (maïs – soya) font l'objet d'un suivi (rivières Chibouet (bassin versant de la rivière Yamaska), des Hurons (bassin de la rivière Richelieu), Saint-Régis (affluent direct du fleuve Saint-Laurent) et Saint-Zéphirin (bassin de la rivière Nicolet (Giroux 2010).

Des études ponctuelles (sur quelques années) ont aussi été réalisées dans des cours d'eau drainant des cultures particulières : cultures maraîchères, vergers, bleuetières.

Le nombre de produits faisant l'objet d'un suivi est imposant. Ainsi, dans une étude réalisée de 2005 à 2007 dans un cours d'eau drainant principalement des terres en cultures maraîchères, plus de 70 pesticides différents ont fait l'objet d'un suivi (Giroux et coll. 2010). Dans une autre étude qui ne ciblait pas des cultures particulières, mais des bassins versants agricoles sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, 54 produits différents ont fait l'objet d'une analyse. (Giroux 2007)[5].

Une concentration excessive de pesticides dans l'eau à un impact sur la capacité de consommation de cette eau (eau potable), sur la vie aquatique et sur l'irrigation.

1.1.2 CHOIX DES SEUILS DE RÉFÉRENCE

Évidemment, la seule présence d'éléments physico-chimiques et bactériologiques dans l'eau n'est pas suffisante pour affirmer qu'ils ont un impact négatif sur la qualité de l'eau. Une stratégie de mesure de la qualité doit aussi prévoir la quantification de ces éléments et leur positionnement par rapport à des seuils que la science détermine comme significatifs quant aux impacts sur la détérioration de l'eau.

[5] Un suivi des pesticides est également réalisé par le service de suivi et surveillance de la qualité de l'eau, de la Direction générale des sciences et technologies d'Environnement Canada.

Des seuils définis scientifiquement

Les données sur la qualité de l'eau obtenues pour un plan d'eau spécifique (taux de concentration des éléments physico-chimiques et bactériologiques) sont généralement mises en relation avec ce que l'on peut appeler des concentrations seuils, c'est-à-dire des niveaux fixés par la science au-delà desquels s'amorcent les processus de dégradation de l'eau et qui peuvent nuire partiellement ou totalement à un ou plusieurs usages de l'eau. Les instances gouvernementales retiennent ces valeurs de référence pour les inclure dans des règlements ou s'en servir comme balises.

Au Québec, des critères de qualité ont été établis pour plus de trois cents contaminants susceptibles de nuire aux usages de l'eau (MDDEFP, 2009)[6].

Dans cette liste de contaminants, le MDDEFP identifie quatre usages de base de l'eau et indique pour chacun d'eux les éléments physico-chimiques (contaminants) qui peuvent leur nuire et à quelle concentration. Ces quatre usages sont la consommation humaine de l'eau et d'organismes aquatiques, le maintien de la vie aquatique usuelle des cours d'eau, la protection de la faune qui consomme les organismes aquatiques et finalement la protection des activités récréatives (contacts directs ou indirects avec l'eau) et de l'esthétisme des cours d'eau.

Les **tableaux 1 et 2** présentent les concentrations seuils fixées pour les principaux contaminants que l'on retrouve couramment en milieu agricole, et les usages des cours d'eau qui peuvent être touchés.

---

[6] Le choix de ces critères se base sur différentes études réalisées au sein même de ce ministère ainsi que sur des études provenant de divers organismes tels le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'rnvironnement, Santé Canada, la U.S. Environmental Protection Agency (EPA), l'Organisation mondiale de la Santé, etc.
Au Canada, **le Conseil canadien des ministres de l'environnement** est l'instance qui propose des seuils de référence. Il a notamment publié des recommandations pour la qualité et les aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives, pour la protection de la vie aquatique et pour la protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (irrigation et abreuvement). Pour chacun de ces usages, des concentrations seuils de différents éléments (nutriments, pesticides, etc.) sont proposées.
http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr (date de la dernière consultation : le 6 décembre 2011).

Santé Canada publie également les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* produites par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Ces recommandations sont disponibles sur internet à l'adresse suivante : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2010-sum_guide-res_recom/index-fra.php. (date de la dernière consultation : le 6 décembre 2011).

Environnement Canada a également publié en 2009 un rapport sur l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA). L'objectif de cette initiative était d'établir « *des normes de rendement agroenvironnementales non réglementaires, uniformes à l'échelle nationale* ». Deux types de normes sont proposées dans ce rapport, soit une « norme de rendement idéale (NRI) » qui « *précise l'état environnemental désiré afin de maintenir la santé de l'écosystème* » et une « norme de rendement réalisable (NRR) » qui « *précise les conditions d'environnement dont l'établissement apparaît réaliste en adoptant des pratiques de gestion bénéfiques (PGB*) ». (Bowerman et coll. 2009). En ce qui concerne la protection de l'eau douce, le rapport propose des normes qui, en fonction des indicateurs, varient selon la taille des cours d'eau et selon l'écosystème dans lequel serpentent ces cours d'eau. Par exemple, dans le grand écosystème des plaines à forêts mixtes (Ontario et Québec), les NRI recommandées pour le phosphore total sont de 0,024 mg/l pour les petits et moyens cours d'eau et de 0,019 mg/l pour les grands cours d'eau. Le rapport propose également des normes pour l'azote total, les nitrates, les matières totales en suspension, la turbidité, la concentration moyenne en *E.Coli* et divers pesticides. (Bowerman et coll. 2009).

Tableau 1 : Critères de qualité de l'eau de différents indicateurs selon le type d'usage visé

	Prévention de la contamination		Protection de la vie aquatique		A	B
	Eau et organismes aquatiques	Organismes aquatiques seulement (absence de source d'eau potable)	Effet aigu	Effet chronique		
Azote ammoniacal (mg-N/L)	0,2 - 1,5	Aucun critère	Variable selon pH et température	Variable selon pH et température	Aucun critère	Aucun critère
Nitrates (mg-N/L)	10	Aucun critère	Aucun critère	2,9 (ce critère de qualité est en révision)	Aucun critère	Aucun critère
Nitrites (mg-N/L)	1	Aucun critère	0,06 (variable selon le niveau de chlorure)	0,02 (variable selon le niveau de chlorure)	Aucun critère	Aucun critère
Phosphore total (mg-P/L)	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	0,02 pour les cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. 0,03 dans les ruisseaux et les rivières pour limiter l'eutrophisation. Le critère peut être inférieur dans certains cas particulier (eutrophisation)*(plus de détails sur le site internet)*	Aucun critère	0,02 pour les cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. 0,03 dans les ruisseaux et les rivières pour limiter l'eutrophisation.
Turbidité (UTN)	Aucun critère	Aucun critère	En période d'écoulement limpide, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 8 uTN par rapport à la concentration de fond.	En période de temps sec, le critère de qualité est défini par une augmentation moyenne maximale de 2 uTN par rapport à la concentration naturelle. En période de crue (pluie, fonte) ou en eaux turbides, le critère de qualité est défini soit- par une augmentation maximale en tout temps de 8 uTN par rapport à la concentration de fond lorsque celle-ci se situe entre 8 et 80 uTN, soit par une augmentation de 10 % par rapport à la concentration de fond lorsque celle-ci est supérieure à 80 uTN mesurée à un moment donné.	Aucun critère	Augmentation maximale de 5 uTN par rapport à la concentration de fond, lorsque celle-ci est faible (< 50 uTN).
Matières en suspension (mg/L)	Aucun critère	Aucun critère	En période de temps sec, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle.	En période de temps sec, le critère de qualité est défini par une augmentation moyenne maximale de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle. En période de crue (pluie, fonte), le critère de qualité est défini soit par une augmentation maximale en tout temps de 25 mg/L par rapport à la concentration de fond lorsque celle-ci se situe entre 25 et 250 mg/L, soit par une augmentation de 10 % par rapport à la concentration de fond lorsque celle-ci est supérieure à 250 mg/L mesurée à un moment donné. Ce critère de qualité s'applique aux eaux douces (dulçaquicoles), estuariennes et marines.	Aucun critère	Aucun critère
Coliformes fécaux (ucf/100ml)	1000	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	200 (baignade) à 1000

Source : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (date de la dernière consultation : le 5 avril 2011)

Note : Ces critères ne s'appliquent qu'aux eaux de surface. Ils servent d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes.

A : Protection de la faune terrestre piscivore; B : Protection des activités récréatives et de l'esthétique

Tableau 2 : Critères de qualité de l'eau en lien avec différents pesticides selon l'usage visé *

	Prévention de la contamination		Protection de la vie aquatique		Protection de la faune terrestre piscivore	Protection des activités récréatives et de l'esthétique
	Eau et organismes aquatiques	Organismes aquatiques seulement (absence de source d'eau potable)	Effet aigu	Effet chronique		
Atrazine (herbicide) (mg/L)	0,005 (provisoire)	8,6	0,05	0,0018	Aucun critère	Aucun critère
Glyphosate (herbicide) (mg/L)	0,28 (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère	0,065 (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère
Métolachlore (herbicide) (mg/L)	0,05 (provisoire)	0,034	0,11	0,0078 (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère
Métribuzine (herbicide) (mg/L)	0,08	Aucun critère	Aucun critère	0,001 (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère
Linuron (herbicide) (mg/L)	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	0,007 (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère
Chlorpyrifos (insecticide) (mg/L)	0,09	Aucun critère	$2,7 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-6}$	Aucun critère	Aucun critère
Malathion (insecticide) (mg/L)	0,19	Aucun critère	Aucun critère	1×10^{-4}	Aucun critère	Aucun critère
Diazinon (insecticide) (mg/L)	0,02	0,037	$6,4 \times 10^{-5}$	4×10^{-6}	Aucun critère	Aucun critère
Chlorothalonil (fongicide) (mg/L)	0,0015	Aucun critère	Aucun critère	$1,8 \times 10^{-4}$ (provisoire)	Aucun critère	Aucun critère

* : Note : Nous n'avons inscrit, à titre d'exemple, que quelques produits parmi les plus communément utilisés.
Source : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (date de la dernière consultation : le 13 décembre 2010)

NOTE EXPLICATIVE FACILITANT LA LECTURE DES TABLEAUX 1 ET 2

Les **critères pour la prévention de la contamination (CPC)** sont établis pour réduire les risques pour la santé humaine. Ainsi, « ***Pour les eaux de surface où une prise d'eau potable est présente***, *les CPC sont calculés de façon à protéger un individu qui consommerait pendant toute sa vie une eau contaminée à cette concentration et des organismes aquatiques qui ont bioaccumulé la substance.* ***Pour les eaux de surface ne servant pas de source d'eau potable***, *les CPC sont calculés de façon à protéger un individu qui consommerait durant toute sa vie des organismes aquatiques ayant bioaccumulé la substance* » (Source : MDDEP. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm. Date de la dernière consultation : le 10 avril 2012)

Les **critères de protection de la vie aquatique (CPVA)** sont établis indépendamment de tout impact pour les humains, ils visent à protéger la vie aquatique en tant que telle.

Par exemple : Pour les nitrates, le CPC pour des eaux de surface ayant une prise d'eau potable est de 10 mg-N/l, il n'y a pas de critère pour prévenir la contamination des eaux de surface ne servant pas de source d'eau potable et le CPVA est de 2,9 mg-N/l.

Seuils de référence fournis par des études comparatives

En plus des seuils de référence présentés ci-haut, on peut aussi choisir des seuils de référence, dits comparatifs, pour évaluer le niveau de concentration dans l'eau des éléments physico-chimiques ou bactériologiques. C'est-à-dire que les résultats obtenus pour un plan d'eau donné sont comparés à des résultats obtenus pour les mêmes indicateurs dans un espace ou un temps différent. Il s'agit alors de choisir un autre cours d'eau situé dans un bassin similaire (géologie, types de sol, topographie), ou encore un tronçon du même cours d'eau, mais situé en amont. On peut également choisir comme base de référence le même cours d'eau au même endroit, mais à des temps différents (référence spatiale ou temporelle).

Les raisons pour utiliser des études comparatives sont nombreuses. Selon le comparatif choisi, l'information obtenue sera différente. Ainsi, on pourra comparer les données de mesure du cours d'eau à l'étude à celles obtenues pour un autre cours d'eau situé dans un bassin versant similaire au plan géographique, mais non ou peu soumis à des pressions de développement tant au niveau agricole, urbain que forestier. Pour ce cours d'eau situé dans un bassin versant peu aménagé, les données illustrent ce que les experts appellent le bruit de fond, soit « le niveau de base » ou le degré de contamination auquel on pourrait s'attendre en absence de toute utilisation du territoire. Dès lors, on peut mesurer l'écart existant entre les deux cours d'eau et estimer les impacts de dégradation associés aux activités de développement du bassin versant plus sollicité.

On peut aussi choisir de comparer les données du cours d'eau à l'étude à celles obtenues pour un cours d'eau sis dans un bassin similaire tant au plan géographique qu'au niveau des pressions d'utilisation agricole. Si l'un des deux bassins versants fait l'objet de pratiques de restauration et l'autre non, la comparaison permettra de mesurer les effets des efforts de restauration (bassins pairés ou jumeaux).

La comparaison peut aussi s'établir entre les données de mesure de la qualité de l'eau obtenues en amont et en aval d'un cours d'eau, ou encore entre des données pour le même cours d'eau obtenues à des moments différents dans le temps. Ces comparaisons permettent de mesurer l'impact du territoire riverain (s'il est suffisamment important au plan de sa superficie) sur le cours d'eau ou encore de mesurer l'évolution dans le temps de la qualité de l'eau.

1.1.3 INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

Les **tableaux 1 et 2** précédents permettent l'analyse de chaque indicateur pris séparément en indiquant la valeur au-delà de laquelle la concentration de cet élément pourra avoir un impact sur un usage spécifique de l'eau sans nuire en rien aux autres usages. Dans ce cas, il est permis de conclure qu'un problème de contamination du plan d'eau est émergent. Mais peut-on conclure pour autant à la dégradation du plan d'eau dans lequel on observerait ce phénomène? Pour en arriver à une telle conclusion, faut-il n'y retrouver qu'un seul usage compromis ou plusieurs? Faut-il constater la présence d'un seul contaminant ou de plusieurs? En d'autres termes, quelles conclusions sur la qualité d'un plan d'eau dans son ensemble peut-on tirer à partir du constat de la présence d'un contaminant en excès de la concentration seuil?

Au début de ce document, nous avons affirmé que la réalité de l'eau était multiforme en raison de la multiplicité de ses composantes. Le suivi d'un seul indicateur, même s'il est important pour traquer un problème spécifique, peut s'avérer souvent insuffisant pour rendre compte de la situation d'ensemble d'un plan d'eau. Dans un suivi de la qualité de l'eau, il devient alors intéressant, selon les ressources disponibles, d'entreprendre la mesure de plus d'un indicateur pour avoir une évaluation approfondie de la qualité d'un plan d'eau. On peut alors choisir de regrouper plusieurs indicateurs et de créer un indice permettant la classification des plans d'eau en fonction de leur qualité fondée sur plus d'un indicateur.

C'est dans cette perspective que s'inscrivent les différents indices de qualité de l'eau comme l'indice de la qualité des eaux du Canada (IQE), un indice pancanadien; l'indice GLOBO élaboré au niveau local par un organisme non gouvernemental et finalement un indice élaboré au niveau provincial (Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau – IQBP). L'importance de bien saisir ce qu'est l'IQBP est double. Au Québec, il s'agit de l'instrument principal de classification des plans d'eau. Par ailleurs, son étude permet de bien saisir par la suite les différences qui s'établissent avec les autres indices de qualité existants.

<u>Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)</u>

Le ministère de l'Environnement du Québec a développé à la fin des années 90 un indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) qu'il utilise comme outil de représentation de la qualité de l'eau à travers son Réseau-rivières. Sur la base de cet indice, les plans d'eau sont regroupés en cinq catégories :

Classe A : Eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade

Classe B : Eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages

Classe C : Eau de qualité douteuse, certains usages risquent d'être compromis

Classe D : Eau de mauvaise qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis

Classe E : Eau de très mauvaise qualité, tous les usages risquent d'être compromis

Pour classer un plan d'eau dans l'une des catégories, la qualité de l'eau est examinée à partir de **sept indicateurs** : coliformes fécaux; azote ammoniacal; nitrites-nitrates; phosphore total; matières en suspension; turbidité, chlorophylle *a*[7].

Les concentrations seuils ou limites, pour chacun des indicateurs, ont été établies par un panel de spécialistes pour chaque classe de qualité énumérée ci-haut. Le **Tableau** 3 présente les critères retenus pour déterminer à quelle classe de qualité appartient un plan d'eau.

Tableau 3 : Classification des différents paramètres de l'Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)

		Classe A Eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade	Classe B Eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages	Classe C Eau de qualité douteuse, certains usages risquent d'être compromis	Classe D Eau de mauvaise qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis	Classe E Eau de très mauvaise qualité, tous les usages risquent d'être compromis
Coliformes fécaux	(c.f/100ml)	<=200	201-1000	1001-2000	2001-3500	>3500
Phosphore total	(mg-P/L)	<=0,030	0,031 -0,050	0,051 -0,100	0,101 -0,200	>0,200
Azote ammoniacal	(mg-N/L)	<=0,23	0,24 -0,50	0,51 -,090	0,91 -1,5	>1,5
Nitrates et nitrites	(mg-N/L)	<=0,50	0,51 -1,00	1,01 -2,00	2,01 -5,00	>5,00
Matières en suspension	(mg/L)	<=6	7-13	14-24	25-41	>41
Turbidité	UNT	<=2,3	2,4 -5,2	5,3 -9,6	9,7 -18,4	>18,4
Chlorophylle *a* totale	(mg/m3)	<=5,7	5,71 -8,6	8,61 -11,10	11,11 -13,90	>13,90

Source : Hébert Serge, MEF, 1996. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf
(date de la dernière consultation : le 24 novembre 2009)

Ainsi, dans un processus de suivi de la qualité de l'eau, les valeurs obtenues pour chaque indicateur sont classifiées. Il est important de noter que l'IQPB n'est ni une sommation, ni une moyenne des valeurs obtenues pour chaque indicateur. L'IQBP est un indice qu'on qualifie de déclassant. La classe de qualité attribuée au plan d'eau est celle où l'on retrouve l'indicateur le plus bas. Ainsi, si tous les indicateurs ont des valeurs dans la classe A, sauf un qui serait par exemple dans la classe C, l'IQBP classera le plan d'eau en fonction de ce dernier critère, soit un plan d'eau de qualité douteuse.

L'indice sert donc à s'assurer, avant de classer un plan d'eau, de faire la revue d'un certain nombre d'indicateurs de base. Pour être en mesure d'établir un diagnostic clair et de comprendre les causes d'un problème, on ne peut utiliser seulement la cote globale de l'IQPB attribuée au plan d'eau. Il faut impérativement connaître aussi le ou les éléments

[7] Selon les informations fournies en 2010 par le MDDEFP, le pH, la DBO5 et le pourcentage de saturation en oxygène dissous ne sont généralement plus utilisés dans le calcul à cause de variations interrégionales (pH), de l'absence de problèmes notée pendant plusieurs années (DBO5) ou encore de la difficulté d'échantillonnage (saturation en oxygène dissous).
Depuis quelques années, l'IQBP est aussi calculé en enlevant la turbidité pour vérifier si cet élément n'est pas le seul déclassant, ce qui changerait l'interprétation des résultats. En effet, à l'heure actuelle, les classes pour la qualité de l'eau d'un cours d'eau en fonction de sa turbidité sont les mêmes quelle que soit sa localisation et ses classes sont balisées par des chiffres absolus. Or, la turbidité varie de façon « naturelle » en fonction des formations géologiques, des types de sol, du couvert végétal et aussi des pentes sur lesquelles les cours d'eau serpentent. L'IQBP peut donc classer un cours d'eau avec une eau de mauvaise qualité simplement parce que sa turbidité est trop élevée même si l'origine de cette turbidité excessive provient d'une érosion « naturelle ».

déclassant(s). Une eau classée de mauvaise qualité peut renvoyer à des causes très différentes selon les éléments visés dans la classification. De plus, pour pouvoir agir sur les éléments problématiques, il convient d'avoir en main les résultats, indicateur par indicateur pour savoir lesquels sont responsables des problèmes de qualité de l'eau.[8]

D'autres indices peuvent être utilisés. Au niveau local, la Corporation de gestion CHARMES, qui s'occupe de protection de l'environnement et de développement durable dans la ville de Sherbrooke, a adapté l'IQBP en modifiant les éléments analysés et les critères de qualité retenus dans le calcul. Ces critères sont plus restrictifs que ceux élaborés dans l'IQBP. Selon ses concepteurs, cette adaptation vise notamment une prise en charge plus rapide des plans d'eau en voie de détérioration.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a quant à lui développé l'IQE, un indice ouvert qui ne définit, *a priori*, aucun paramètre, ni critère de qualité spécifique à être utilisé pour son calcul. Il permet d'établir l'importance (nombre, fréquence, amplitude) du dépassement d'un certain nombre d'éléments retenus par rapport à des critères prédéfinis (Hébert, 2005). Chaque province peut choisir les éléments qui seront intégrés dans le calcul de l'indice et les critères de qualité spécifiques à chaque élément. Cet indice n'est pas déclassant, ainsi les dépassements des critères de qualité de l'eau d'un élément particulier peuvent être, dans une certaine mesure, compensés par de meilleurs résultats au niveau d'autres éléments. Ainsi, cet indice pourrait masquer des problèmes spécifiques reliés à un élément particulier.

Pour plus d'information sur les indices GLOBO et IQE, se référer à l'annexe 1. Le **tableau 4**, présente une comparaison sommaire de ces trois indices.

Tableau 4 : Comparaison de trois indices de classification de l'eau (IQE, IQBP, GLOBO).

IQE	IQBP	GLOBO
Indice pancanadien	Indice québécois	Indice local : Sherbrooke
Éléments mesurés et critères de qualité servant au calcul :	Éléments mesurés et critères de qualité servant au calcul :	Éléments et critères de qualité servant au calcul :
À choisir par l'utilisateur Les pesticides peuvent être inclus dans les indicateurs retenus.	**Prédéfinis** Turbidité Matières en suspension Coliformes fécaux Azote ammoniacal Nitrites-Nitrates Phosphore total Chlorophylle *a*	**Prédéfinis** Turbidité (UTN) Matières en suspension Coliformes fécaux Nitrites-Nitrates Phosphore total Azote total pH Saturation en oxygène dissous Carbone organique total Transparence
Non déclassant[a]	Déclassant[a]	Déclassant

[a] : Le terme déclassant signifie que si tous les indicateurs servant à calculer un indice présentent des valeurs acceptables (meilleures que les seuils de référence retenus) sauf un, c'est ce dernier qui définira la classe finale de qualité de l'eau.

[8] Mentionnons également que l'IQBP vise à évaluer la qualité de l'eau durant la période où les polluants sont les plus susceptibles de nuire à la vie aquatique, soit la période estivale (de mai à octobre). Il n'a pas été conçu pour évaluer la qualité de l'eau lors des crues printanières ou en hiver (Hébert, 1997).

1.1.4 UTILISATION DES INDICES DANS LE CADRE D'UN SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU EN MILIEU AGRICOLE

L'utilisation d'un indice intégrateur peut-être un moyen simple de présenter des résultats physico-chimiques de qualité de l'eau. En un seul coup d'œil, il est possible de voir où sont les cours d'eau problématiques. Il est cependant important, lorsqu'on utilise un indice, d'en comprendre le mécanisme de fonctionnement pour être en mesure de bien interpréter les résultats.

Ainsi, il est fondamental que les résultats présentés sous la forme d'indices soient accompagnés systématiquement des éléments et des critères ayant servi à leur calcul en spécifiant ceux qui posent problèmes. En effet, les moyens à mettre en œuvre pour corriger un problème seront différents selon les éléments problématiques identifiés.

Le choix d'un indice adapté demeure celui des personnes instigatrices d'un projet de suivi de la qualité de l'eau. Il demeure toutefois que l'IQBP s'appliquant au niveau provincial permet de mieux comparer la qualité du plan d'eau suivi.

1.2 LES PROTOCOLES DE SUIVI DES INDICATEURS PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTÉRIOLOGIQUES

Dans cette partie, nous examinerons de manière détaillée les différents éléments constitutifs d'un protocole de suivi de la qualité de l'eau. Un protocole définit l'ensemble de la stratégie de suivi de la qualité de l'eau qui est envisagée. Outre les objectifs poursuivis par le projet de suivi, le protocole contient la liste des indicateurs qui seront effectivement mesurés, de même que la justification de leur pertinence en fonction des objectifs à atteindre. Selon les indicateurs retenus, le protocole précisera la méthodologie d'échantillonnage et de cueillette des données projetées, et les techniques d'analyse et d'interprétation qui seront appliquées aux données recueillies. On aura compris que le contenu d'un protocole est spécifique à chaque projet de suivi de la qualité de l'eau.[9]

1.2.1 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

La stratégie d'échantillonnage est établie en fonction des objectifs poursuivis. Le **tableau 5** présente un résumé des éléments essentiels (indicateurs de base, emplacement des échantillons et calendrier d'échantillonnage) d'une stratégie de suivi de la qualité de l'eau en milieu agricole selon les objectifs poursuivis.

Ce tableau permet de constater que la stratégie d'échantillonnage établissant l'état de la qualité de l'eau en fonction de différents usages est assez simple. Il s'agit de prélever des échantillons régulièrement, de manière ponctuelle, en prélevant des échantillons à la fois en période d'étiage et en période pluvieuse. [10] Le calendrier d'échantillonnage peut se limiter à la période estivale. Toutefois, lorsqu'on souhaite établir l'impact de pratiques de restauration, par exemple, il est nécessaire, dans un contexte de pollution diffuse, de capter les périodes de crue et d'établir un suivi à l'année. De même, ce dernier type de suivi (contribution d'un bassin et impact des pratiques) ne peut se réaliser sans des mesures en continu des débits des cours d'eau.

---

[9] Cette section ne traite pas des pesticides. Leur suivi nécessite des stratégies d'échantillonnage adaptées aux cultures présentes dans un bassin versant. Pour plus d'informations se référer au site internet suivant : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/pesticides/index.htm#prog_echantillonnage
(date de la dernière consultation : le 20 mars 2012)

[10] Stratégie d'échantillonnage pour calculer l'IQPB
La période estivale (de mai à octobre) est considérée comme la période appropriée pour la prise d'échantillons. Il s'agit généralement de la période durant laquelle les usages de l'eau sont les plus importants. Le MDDEFP effectue un minimum de 3 ans de suivi avec des échantillons pris chaque mois pendant 6 mois (de mai à octobre), donc au minimum 18 échantillons, pour calculer l'IQBP à une station donnée. Comme l'échantillonnage est régulier et systématique, des données sur 3 ans permettent d'avoir un certain équilibre entre des échantillons prélevés en période d'étiage et des échantillons prélevés en période pluvieuse. Tel que mentionné précédemment, l'IQBP n'a pas été conçu pour évaluer la qualité de l'eau lors des crues printanières ou en hiver. Le calendrier d'échantillonnage est donc adapté pour cet indice mais il comporte un risque important de passer à côté des évènements de crue majeurs qui constituent des apports importants lorsqu'on étudie la pollution diffuse. Un suivi sur une période plus courte avec un nombre plus restreint d'échantillons augmente l'imprécision des mesures. Les échantillons prélevés principalement durant les périodes d'étiage réduisent l'influence des charges présentes dans les cours d'eau lors des évènements pluvieux alors que ces dernières constituent l'essentiel de la pollution diffuse. Pour un suivi de durée plus courte que 3 ans, le MDDEFP propose un minimum de neuf échantillons prélevés durant l'été avec un minimum de trois prélèvements en période pluvieuse pour établir un constat de l'état de la qualité de l'eau d'un cours d'eau.

Tableau 5 : Exemples de stratégie de suivi en fonction de l'objectif poursuivi.

Objectifs de la mesure de qualité de l'eau	Indicateurs essentiels à mesurer	Localisation des points d'échantillonnage	Calendrier et fréquence d'échantillonnage *
Les éléments physico-chimiques et bactériologiques en provenance du milieu agricole ont deux principaux types de répercussions : - Un enrichissement des eaux qui favorise une accélération des processus d'eutrophisation. - Une toxicité directe ou indirecte sur la vie aquatique, la faune et les humains qui entrent en contact avec l'eau.			
Suivi des usages : Protection de la vie aquatique	**Eutrophisation** : - Phosphore total - Azote total - Matières en suspension ou turbidité **Toxicité** : Nitrates Azote ammoniacal Matières en suspension Pesticides	Les échantillons seront prélevés aux endroits où on veut mesurer l'état du milieu de vie aquatique. L'aval du bassin versant étudié est généralement un bon endroit puisqu'il recueille l'ensemble de l'eau s'écoulant dans le bassin. Un suivi en amont peut permettre de voir si la qualité de l'eau est similaire ou si elle présente des différences significatives.	De mai à octobre La fréquence d'échantillonnage peut être fixe (tous les 15 jours) mais il faut s'assurer de capter des évènements pluvieux (donc de rajouter des échantillons au besoin).
Suivi des usages Protection d'activités récréatives ou nautiques à proximité	**Eutrophisation** : - Phosphore total - Azote total - Matières en suspension et turbidité **Toxicité** : Coliformes fécaux Pesticides	À proximité des lieux de baignade. Il ne s'agit pas de remplacer le suivi de la qualité de l'eau effectué par les responsables des plages, mais d'avoir une idée de l'état d'un cours d'eau en fonction de cet objectif.	De mai à octobre (période principale d'utilisation des plans d'eau) La fréquence d'échantillonnage peut être fixe (tous les 15 jours) mais il faut s'assurer de capter des évènements pluvieux (donc de rajouter des échantillons au besoin).
Suivi des usages Protection d'une prise d'eau potable (abreuvement des animaux, nettoyage d'instruments qui entrent en contact avec les produits alimentaires vendus, etc.) ou d'une prise pour l'irrigation	**Toxicité** : Coliformes fécaux Nitrates-nitrites Azote ammoniacal Pesticides	À proximité de la prise d'eau	Durant toute la période où la prise d'eau est en place et utilisée. La fréquence d'échantillonnage peut être fixe (tous les 15 jours) mais il faut s'assurer de capter des évènements pluvieux (donc de rajouter des échantillons au besoin).
Suivi de l'impact des pratiques de restauration **Suivi de la contribution d'un bassin versant**	(Coliformes fécaux) Phosphore total Azote total Matières en suspension Pesticides **Débit** **Pluviométrie**	À l'aval du bassin versant	Toute l'année Le captage des évènements pluvieux est primordial puisque c'est à ce moment que se traduit la pollution diffuse visée. Un calendrier fixe d'échantillonnage peut permettre de compléter le portrait.

Ce tableau a été élaboré à partir des éléments fournis par : Hébert et coll. 2000, EPA. 1997 et Birgand F. 2009.
* Note : Il peut être aussi important d'ajuster le calendrier en fonction des applications dans les champs (pesticides et fertilisants).

1.2.2 PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS

Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) fournit l'information pour le prélèvement des échantillons. Nous avons reproduit une partie de l'information dans le **Tableau** 6.

Tableau 6 : Prélèvement des échantillons

Élément analysé	Volume à prélever	Type de contenant	Conservation et délai entre prélèvement et analyse **
Concentration en matières en suspension	500 ml 1 L pour plus de précision*	Plastique ou verre	4°C 7 jours
Coliformes fécaux	250 ml	Stérile en verre ou polypropylène à large ouverture. Maintenir l'asepsie lors du prélèvement.	Isolant thermique Réfrigéré durant le transport 48 heures
Azote (azote total, nitrates, nitrites, azote ammoniacal)	250 ml	Plastique ou verre	4 °C 48 heures L'échantillon peut être conservé plus longtemps s'il est filtré et acidifié
Phosphore total	500 ml	Polyéthylène haute densité (PEHD)	4 °C 48 heures

*: Seul un volume d'un litre permet d'obtenir une information fiable pour déterminer si l'eau est de bonne qualité pour cet élément selon les critères de l'IQBP. Voir la section sur les méthodes d'analyse de laboratoire normalisées pour des explications.
** : La durée de conservation des échantillons varie selon les agents de préservation présents dans les bouteilles, elle doit être validée auprès du laboratoire.
Source : Méthodes d'analyses. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).
http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/chimie_inorg.htm. (date de la dernière consultation : le 11 mai 2010)

Pour examiner la procédure concrète de prise d'échantillons dans un cours d'eau, le MDDEFP a publié le guide « *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau* » qui fournit l'information détaillée sur les techniques de prises des échantillons (Hébert et coll. 2000). Étant donné l'importance de cette opération, il est fortement conseillé de consulter ce guide avant le prélèvement des échantillons.

1.2.3 MÉTHODES D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS

Les échantillons prélevés peuvent être analysés selon deux procédés distincts : soit dans un laboratoire suivant des procédures normalisées **(analyses de laboratoire normalisées)** ou sur le terrain en suivant des procédures simplifiées **(analyse de terrain simplifiées).** Le choix de la première option permet de réduire les écarts de mesure liés aux manipulations ou aux appareils utilisés.

Cependant, peu importe le procédé d'analyse retenu, chacun comporte des limites qu'il importe de saisir afin de bien évaluer la fiabilité des résultats obtenus. En effet, l'emplacement des sites d'échantillonnage et le rythme et la période d'échantillonnage, tout comme la méthode d'analyse choisie, influent sur l'interprétation des résultats et la capacité de fournir des recommandations.

Avant de choisir la méthode d'analyse, il importe de se familiariser avec certaines notions techniques qui pourront guider ce choix. Celles-ci sont présentées dans l'encadré qui suit. Par la suite, il sera possible d'illustrer comment elles trouvent leur application dans *les analyses de terrain simplifiées* et dans *les analyses de laboratoire normalisées.*

NOTIONS DE BASE POUR ÉVALUER LA FIABILITÉ DES MÉTHODES D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS

La limite de détection de la méthode *: Elle correspond à la plus petite valeur (concentration) d'un élément qui peut être détectée dans un échantillon et considérée comme significativement différente de la valeur d'une eau distillée qui ne contient pas l'élément (échantillon blanc).*

La limite de quantification *: Elle correspond à la plus petite valeur(concentration) d'un élément qui peut être quantifiée. Cette valeur est généralement un peu plus élevée que la limite de détection. En effet, on peut détecter le produit, mais ne pas être en mesure de fournir son niveau de concentration avec fidélité.*

La fidélité *: Elle correspond à la proximité entre les résultats obtenus en appliquant le procédé expérimental à plusieurs reprises (n = 10 replica) dans des conditions contrôlées. La fidélité peut s'exprimer de différente manière :*

- *Réplicabilité : Correspondance entre les résultats individuels successifs obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans le même laboratoire et dans les conditions suivantes : même analyste, même appareil, même jour.*
- *Répétabilité : Correspondance entre les résultats individuels obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans le même laboratoire et dont au moins l'un des éléments suivants est différent : l'analyste, l'appareil, le jour.*
- *Reproductibilité : Correspondance entre les résultats individuels obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans des laboratoires différents et dans les conditions suivantes : analyste différent, appareil différent, jour différent ou même jour.*

La justesse *: La justesse à un niveau donné renvoie à la correspondance entre la valeur certifiée par un organisme reconnu et le résultat moyen qui serait obtenu en appliquant dix fois le procédé expérimental (n = 10 replica). La justesse se mesure, à un niveau donné de concentration, dans la zone quantifiable pratique de la méthode.*

Ces définitions sont extraites du document suivant : « *Protocole de validation d'une méthode d'analyse en chimie, du programme d'accréditation des laboratoires d'analyse* ». (CEAEQ. 2009)

Analyses de « terrain » simplifiées

Il existe diverses méthodes simplifiées d'analyse de qualité de l'eau qui peuvent être réalisées sur place, réduisant ainsi le coût de chaque analyse. Ces méthodes simplifiées ont souvent des seuils de détection plus élevés que ceux atteints en laboratoire. Lorsqu'on utilise une méthode simplifiée, surtout si on veut l'utiliser sur une longue période, il apparaît fondamental d'établir la fidélité des mesures d'autant plus si des « kits » différents sont utilisés en divers endroits par des utilisateurs différents.

Le MDDEFP dispose depuis 2006 de « kits » de terrain pour le suivi de la qualité de l'eau qu'il met à la disposition des organismes de bassins versants. Ces « kits » sont constitués d'un spectrophotomètre portable, de verrerie, de solutions et de réactifs chimiques nécessaires au suivi de 6 éléments : solides en suspension, couleur apparente, azote ammoniacal, nitrates, orthophosphates, phosphore total.

Le **Tableau 7** présente les méthodes utilisées avec le « kit » retenu et leurs limites de détection.

Tableau 7 : Méthodes d'analyses simplifiées du suivi de la qualité de l'eau.

Éléments	Méthode *	Limite de détection
Concentration en matières en suspension	Méthode 8006 DOC316.53.01139 Photometric Method Adapted from Sewage and Industrial Wastes, 31, 1159 (1959).	5 à 750 mg/l
Couleur vraie et apparente	Méthode 8025 DOC316.53.01037 Platinum-Cobalt Standard Method Adapted from Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater and NCASI, Technical Bulletin No. 253, December 1971. Adapted from Wat. Res. Vol. 30, Nº 11, pp. 2771–2775, 1996.	14 à 500 unités
Azote total	Méthode 10071 DOC316.53.001086 Persulfate Digestion Method	0,5 à 25,0 mg/L N
Azote ammoniacal	Méthode 8155 DOC316.53.01077 Salicylate Method Adapted from Clin. Chim. Acta., 14, 403 (1966)	0,01 à 0,50 mg/L NH^3-N
Nitrate	Méthode 8171 DOC316.53.01069 Cadmium Reduction Method	0,1 à 10,0 mg/L NO^3–N
Nitrate	Méthode 8192 DOC316.53.01067 Cadmium Reduction Method	0,01 à 0,50 mg/L NO^3–N
Phosphore total**	Méthode 8190 DOC316.53.01121 PhosVer® 3 with Acid Persulfate Digestion Method	0,06 à 3,50 mg/L PO_4^{3-} ou 0,02 à 1,10 mg/L P

*Source : Méthodes d'analyses de la compagnie Hach pour le spectrophotomètre DR 2800.

(Date de la dernière consultation : le 10 janvier 2010).
** Facteur de conversion : PO4-P = PO4 / 3.07

L'utilisation d'une méthode simplifiée peut permettre de réduire les coûts de mesure des différents éléments. Ainsi, le « kit » présenté précédemment coûte environ 4 700 $ et il permet de faire une centaine d'analyses par élément avant d'avoir à racheter des produits. Par la suite, le coût en produit par éléments mesurés est d'environ 1 $ par échantillon. Le temps de travail consacré à la mesure des éléments est d'environ 1 heure par échantillon pour tous les éléments retenus si la personne est bien organisée. La réduction du coût ne doit cependant pas se faire au détriment de la fiabilité des résultats. Ainsi, lorsqu'on souhaite utiliser une méthode simplifiée, il est important de bien connaître ses limites, de valider la fidélité de la méthode en analysant plusieurs fois le même échantillon et d'en valider la justesse en comparant les résultats obtenus avec ceux d'un laboratoire accrédité.

Les résultats obtenus à partir de ces « kits » sont intéressants pour réaliser des études exploratoires et pour identifier les cours d'eau qui peuvent poser des problèmes. Toutefois, leur utilisation n'est pas recommandée pour faire un suivi de l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps. En effet, la fidélité des méthodes n'est pas établie puisqu'elle variera selon les utilisateurs. Ainsi, des utilisateurs différents qui n'auraient pas la même minutie dans leur travail pourraient fournir des résultats d'analyses très différents si les façons de travailler n'ont pas été normalisées et contrôlées. Dans un tel cas, il est presque impossible de distinguer les sources de variabilité entre les résultats (variabilité intrinsèque ou liée aux façons de faire).

De plus, dans ces « kits » simplifiés, la limite de quantification est généralement considérée comme équivalente à la limite de détection. Ces limites de détection sont généralement plus élevées que celles obtenues avec des méthodes de laboratoire normalisées.

Analyses de laboratoire normalisées

Pour être en mesure d'établir des comparaisons entre différents cours d'eau et pour réaliser un suivi dans le temps, il faut être en mesure de s'assurer que les méthodes utilisées sont stables dans le temps et qu'elles sont fiables. En effet, les sources d'erreur dans le suivi de la qualité de l'eau sont nombreuses. L'erreur humaine lors du prélèvement et de la manipulation des échantillons, les erreurs liées aux appareils de mesure (limites de détection, calibrage, usure) ne sont que quelques-unes de ces sources d'erreur. Pour être en mesure d'établir des constats, de faire des comparaisons et de fournir des recommandations, il faut minimiser au maximum les sources d'erreur. Le suivi d'une technique d'analyse normalisée permet de s'assurer d'une stabilité entre les échantillons et les projets et facilite l'interprétation des résultats.

Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) rend disponibles sur son site internet les méthodes d'analyses normalisées pour le suivi d'un ensemble d'indicateurs de la qualité de l'environnement ainsi que les méthodes normalisées pour l'échantillonnage. Nous avons reproduit les méthodes utilisées pour la mesure des principaux éléments de suivi de qualité de l'eau en milieu agricole ainsi que leur limite de détection (**Tableau** 8). Pour chaque analyse, le CEAEQ fournit de l'information sur la fiabilité des méthodes utilisées. Ainsi, on est en mesure de connaître les limites de détection et de quantification, et la fidélité et la justesse de chaque analyse (**annexe 2**). Lorsqu'on décide de confier l'analyse des échantillons à un laboratoire, celui-ci devrait être en mesure de fournir des informations précises sur chacune des caractéristiques nécessaires pour connaître la fiabilité d'une analyse.

Notons que pour les éléments nitrates-nitrites, azote ammoniacal, phosphore total et matières en suspension (filtration de 1 litre d'eau) la limite de quantification est de 2 à 7 fois plus basse que le critère de bonne qualité de l'eau dans l'IQBP. Par exemple, pour le phosphore total, le critère de bonne qualité d'eau est de 0,03 mg-P/l et la limite de quantification est de 0,006 mg-P/l, soit 5 fois plus bas. Cet écart entre la limite de quantification et le critère de qualité le plus sévère limite les erreurs d'interprétation des résultats. Par contre, pour la concentration en matières en suspension, si on ne filtre que 500 ml d'eau, la limite de quantification ne permettra pas de confirmer la bonne qualité de l'eau par rapport aux critères de l'IQBP. En effet, en utilisant uniquement 500 ml d'eau, la limite de quantification des MES est de 9,94 mg/l. Seule l'utilisation d'un litre d'eau avec une limite de quantification de 3,5 mg/l permet d'être en dessous du critère de 6 mg/l retenu pour classer l'eau comme étant de bonne qualité dans le calcul de l'IQBP.(**annexe 2**).

Tableau 8 : Méthodes d'analyses normalisées pour le suivi de la qualité de l'eau.

Éléments	Méthode normalisée	Domaine d'application
Concentration en matières en suspension	Méthode gravimétrique Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MA. 104 – S.S. 1.1 Édition : 2008-04-11	Eau potable, eaux de surface, eaux souterraines et eaux usées. Limite de quantification : Avec 500 ml d'eau : de **9,94 mg/l** pour les filtres de 1,2 µm et de **13,7 mg/l** pour les filtres de 0,45 µm Avec 1 litre d'eau : **3,5 mg/l** pour les filtrations avec filtres de 1,2 µm
Coliformes fécaux	Recherche et dénombrement des coliformes fécaux (thermotolérants) et confirmation à l'espèce *Escherichia coli* : méthode par filtration sur membrane Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MA. 700 – Fec.Ec 1.0 Édition : 2003-12-05 Révision : 2005-12-15 (2)	Eaux usées, eaux souterraines, eaux de surface et eaux de consommation. Limite de quantification : **20 et 60 UFC** de coliformes fécaux.
Azote total	MA. 303 – N tot 1.0 Édition : 2006-05-29 Révision : 2009-07-21 (2)	Eau potable, eau souterraine et eau de surface. Limite de quantification : **0,07 mg/l N**
Azote ammoniacal	Méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MA. 303 – N 1.0 Édition : 1999-02-10 Révision : 2009-07-21 (3)	Eau potable, eaux souterraines et eaux de surface. Limite de quantification : **0,07 mg/l N-NH3.**
Nitrate et nitrite	Méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MA. 303 – NO3 1.1 Édition : 2009-07-14	Eau potable, eaux souterraines et eaux de surface. Limite de quantification : **0,07 mg/l N-NO3-NO2**.
Phosphore total	Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles : minéralisation au persulfate; méthode colorimétrique automatisée; procédures adaptées pour le phosphore de faible concentration et à l'état de trace Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MA. 303 – P 5.0 Édition : 2003-10-08 Révision : 2010-03-09 (4)	Eaux naturelles. Limite de quantification : **0,006 mg/l P.**

Source : Méthodes d'analyses. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).
http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/chimie_inorg.htm

1.2.4 PRÉSENTATION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Idéalement, les données de suivi devraient être compilées dans une base de données facilement interrogeable. Aux États-Unis, l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA) offre un service de compilation des données de qualité de l'eau nommé « Storet ». Environnement Canada a mis au point un outil de gestion nommé ENVIRODAT, toutefois il n'existe que peu de données accessibles en ligne actuellement[11]. Au Québec, l'équivalent n'existe pas.[12] À défaut d'utiliser un logiciel de compilation de données, l'utilisation d'un tableur ou d'un logiciel de base de données devrait permettre de faire une analyse intéressante des données.

Au départ, on devrait toujours créer un fichier dans lequel les données brutes (sans analyse aucune) seront conservées. Un tel fichier devrait être monté de la façon la plus simple possible de manière à pouvoir être transféré facilement dans n'importe quelle base de données par la suite. Les coordonnées GPS des sites de prélèvement des échantillons pourraient être ajoutées lorsqu'elles ont été relevées. Ce fichier devrait contenir également les informations de base sur la façon dont les échantillons sont prélevés, les dates, les heures de prélèvement, la hauteur d'eau (voir la section 3.1), ainsi que les méthodes d'analyse utilisées pour chaque élément. Par la suite, les données pourront être enregistrées ou transférées dans un autre fichier servant à leur analyse.

Représentation des données brutes

Avant d'effectuer des analyses statistiques, il est important de se donner une image globale de l'information obtenue. Cette image globale devrait par la suite être présentée systématiquement lors de la diffusion des résultats. En effet, la représentation graphique des résultats bruts (exemple : **figure 1**) est importante pour faciliter l'interprétation des données et fournir un portrait d'ensemble. Une représentation des résultats bruts permettra en un seul coup d'œil de repérer :

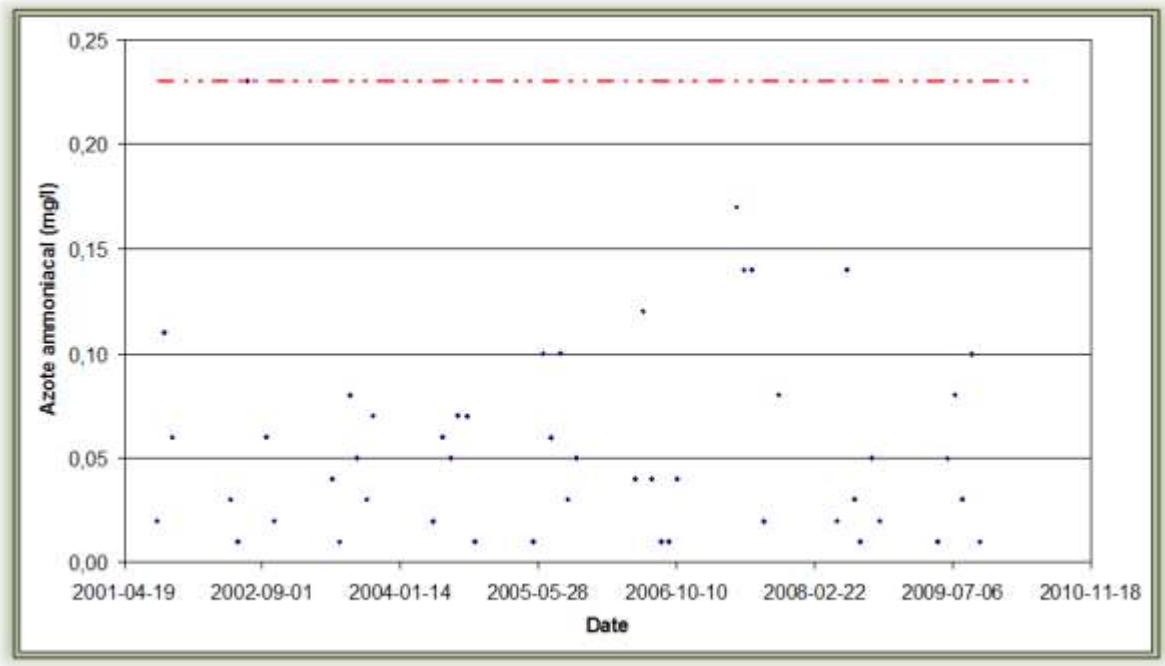
- Les éléments qui ont fait l'objet du suivi
- La période d'échantillonnage
- Le rythme d'échantillonnage
- Le nombre d'échantillons
- La variation dans le temps des éléments mesurés
- Les points extrêmes
- La présence d'une tendance visible à l'œil
- Les variations de concentration de chaque élément autour des critères de qualité de base
- Les variations de concentration de chaque élément en fonction du niveau d'eau[13]

---

[11] http://www.ec.gc.ca/eaudouce-freshwater/default.asp?lang=Fr&n=EFDA57C6-1
(date de la dernière consultation : le 11 avril 2012)

[12] Les résultats d'analyse d'eau de projets réalisés en collaboration avec le MDDEFP peuvent être compilés dans la banque de données du MDDEFP pour le suivi de la qualité du milieu aquatique (BQMA).

[13] Le régime hydrologique a aussi une grande influence sur les apports en polluants de source diffuse. Il est donc indispensable de présenter les données en lien avec les niveaux d'eau et la pluviométrie (voir la section 3).



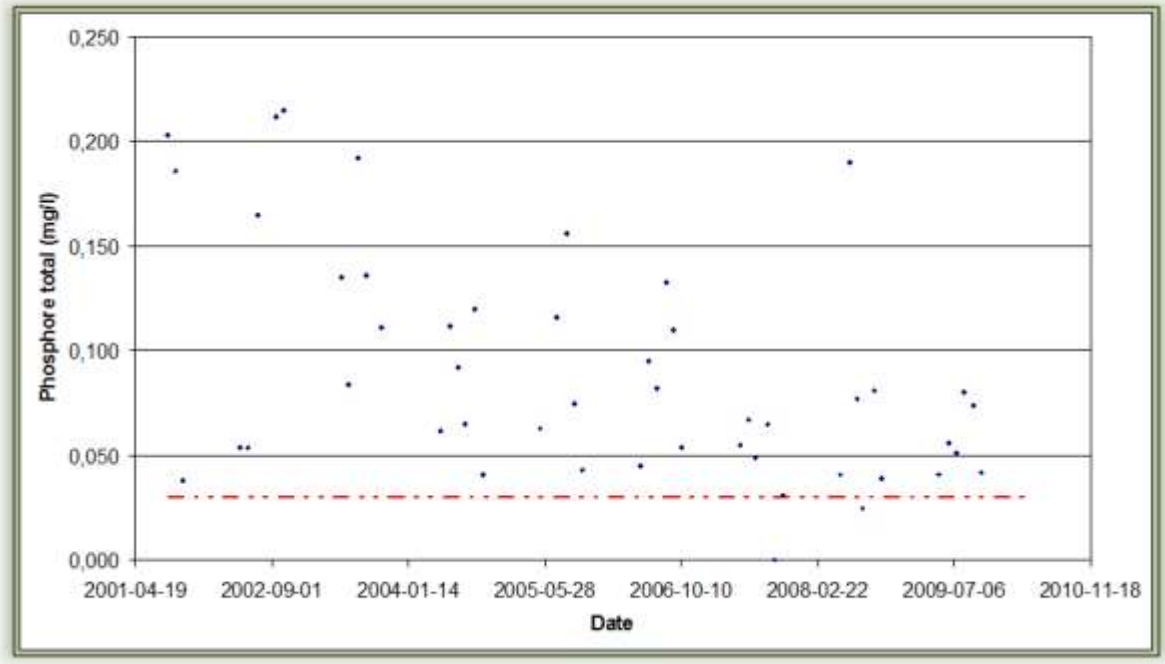


Figure 1 : Exemple de représentation graphique du suivi de l'azote ammoniacal et du phosphore dans une rivière
(la ligne rouge en pointillés indique le critère d'une eau de bonne qualité)

Analyse des résultats

Si les données brutes fournissent une information importante et un portrait d'ensemble, leur interprétation nécessite généralement un traitement plus élaboré. Dans les faits, l'utilisation d'analyses statistiques s'avère incontournable, notamment si les données doivent servir à établir des comparaisons entre plans d'eau, à dégager des tendances fiables quant à l'évolution de la qualité, ou encore à établir la charge polluante transportée par le cours d'eau.

La figure ci-haut (**figure 1**), présentant les données brutes recueillies, peut être considérée comme suffisante pour indiquer la qualité de l'eau pour le phosphore et l'azote ammoniacal. En effet, tous les échantillons sont en dessous du seuil de référence pour l'azote ammoniacal et au-dessus du seuil pour le phosphore. Les résultats semblent bien tranchés. Toutefois, l'application de calculs statistiques permet d'aller plus loin encore dans la compréhension de ces données en apparence si évidentes. Cela est d'autant plus vrai dans les situations où les écarts à la norme sont à la fois positifs ou négatifs. Le **tableau 9** donne un exemple d'application de calculs statistiques aux données de la **figure 1** et il indique comment ces calculs permettent d'approfondir l'analyse des résultats.

Tableau 9 : Exemple de représentation statistique des données de la figure 1 (phosphore uniquement)

	*Valeur seuil**	*Min.*	*Q 25*	*Médiane*	*Q75*	*Max.*
PTOT (mg/l)	*0,030*	*0,025*	*0,054*	*0,077*	*0,077*	*0,133*

**: Classe A de l'IQBP. Nombre d'échantillons analysés : 15*

Note : Le calcul de la valeur médiane des échantillons (0,077) permet de bien dégager l'importance de l'écart (et par conséquent des efforts à entreprendre) avec la valeur fixant le seuil (0,030) à partir duquel on peut conclure à une contamination du plan d'eau. Notons que la médiane est privilégiée par rapport à la moyenne parce qu'elle permet d'atténuer l'influence des valeurs extrêmes minimale (0,025) et maximale (0,0133). L'IQBP est calculé à partir des valeurs médianes. Le calcul de la valeur au 1er quartile (0,054) et au 3ème quartile (0,077), indique la nécessité de rechercher si les écarts constatés entre ces groupes d'échantillons sont significatifs et peuvent être expliqués par des facteurs tels la pluviométrie, le lieu d'échantillonnage, la saison de production, etc.

À la section 3 de ce document, qui s'intéresse aux indicateurs hydrologiques tels le débit, le niveau d'eau et la pluviométrie, nous indiquerons comment aller plus loin dans l'utilisation de ces calculs statistiques. En effet, la mesure de ces indicateurs est indispensable pour tirer des conclusions fiables quant aux comparaisons entre cours d'eau, quant à la charge véhiculée par ceux-ci ou encore pour constater s'il y a des tendances significatives dans l'amélioration de la qualité des plans d'eau, notamment sur des périodes de courtes durées (3 à 5 ans).

SECTION 2

LES INDICATEURS BIOLOGIQUES DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

2.1 DÉFINITION DES INDICATEURS BIOLOGIQUES

Les indicateurs physico-chimiques et bactériologiques indiquent les transformations de la composition de l'eau. Il existe d'autres types d'indicateurs qui donnent des informations sur les adaptations du milieu aquatique générées par la modification physico-chimique de l'eau : il s'agit des indicateurs biologiques. Ceux-ci diffèrent des premiers dans le sens qu'ils réagissent aux modifications de la composition physico-chimique de l'eau. **Les indicateurs biologiques permettent d'évaluer la présence, l'absence, le nombre ou encore les variétés d'organismes végétaux ou animaux présents dans un plan d'eau.**

Il existe plusieurs indicateurs biologiques. Au Québec, le MDDEFP en retient deux principaux : l'Indice biologique global normalisé (IBGN) et l'Indice d'intégrité biotique (IIB)[14].L'IBGN est basé sur l'analyse des macro-invertébrés benthiques (insectes, vers, mollusques, etc.), il « *constitue une expression synthétique de la qualité du milieu, toutes causes confondues.* »[15]. L'IIB est basé sur l'analyse des communautés de poissons, il permet de déterminer si un cours d'eau « *supporte et maintient une communauté d'organismes équilibrée, bien intégrée, capable de s'adapter au changement et ayant une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel.* »[16].

Ces indices reflètent à la fois l'état de la qualité de l'eau et l'état du milieu aquatique. C'est-à-dire qu'en plus de l'état physico-chimique et bactériologique de l'eau, ces indicateurs biologiques sont également sensibles à la qualité des habitats, soit aux caractéristiques du cours d'eau lui-même : le niveau d'eau à l'étiage, l'état des berges et des rives, la présence ou l'absence d'ombrage, la présence de mouilles, de seuils, etc. Il s'agit de bons indicateurs de l'état d'un cours d'eau, car ils reflètent l'impact cumulé d'un ensemble de facteurs de détérioration. Si on souhaite réaliser ce type de suivi, il est possible d'obtenir plus d'information en consultant le site du MDDEFP.[17]

Ces indicateurs sont toutefois difficilement utilisables pour évaluer les impacts de la pollution diffuse, car ils ne permettent pas de discriminer l'importance de la composition de l'eau par rapport à l'état des habitats.

---

[14] Les communautés biologiques fournissent une bonne évaluation de l'intégrité écologique. Elles intègrent, dans le temps et l'espace, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat et répondent aux multiples perturbateurs physiques et chimiques des milieux aquatiques, ce qui permet d'évaluer leurs effets combinés cumulatifs et synergiques passés et présents sur les écosystèmes. L'utilisation de plusieurs organismes aquatiques permet d'intégrer différentes échelles spatio-temporelles en raison du cycle de vie, de la physiologie et de la mobilité variables des organismes utilisés.

[15] (date de la dernière consultation : le 21 juillet 2010)

[16] Ibid

[17] http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/criteres.htm (date de la dernière consultation : le 21 juillet 2010)

L'Indice Diatomées de l'Est du Canada

Pour le suivi de la qualité de l'eau en lien avec la pollution diffuse en milieu agricole, un indicateur biologique apparaît particulièrement intéressant, celui recensant les diatomées. Ces algues ont fait l'objet d'une classification permettant de lier la présence de différentes espèces à l'état d'eutrophisation d'un cours d'eau et indirectement à la concentration de phosphore et d'azote. Contrairement aux indicateurs précédents, les recherches réalisées sur les diatomées indiquent que leur développement est « *peu influencé par la taille d'un cours d'eau et par l'habitat* » (Campeau 2009). Par contre, elles sont particulièrement sensibles à la présence de phosphore, d'azote et de matières organiques dans les eaux. Elles sont également affectées par les pesticides, le pH et la conductivité électrique.

Plus de 500 espèces de diatomées ont été répertoriées dans l'Est du Canada, et certaines sont plus sensibles que d'autres à la pollution de l'eau. Les chercheurs de l'Université du Québec à Trois-Rivières ont élaboré un indice basé sur l'analyse de deux cents espèces de diatomées, lequel indice permet de séparer les cours d'eau selon 5 classes :

A : Milieu oligotrophe (non eutrophisé)
B : Milieu oligo-mésotrophe
C : Milieu mésotrophe
D : Milieu méso-eutrophe
E : Milieu eutrophe

Ainsi, les espèces de diatomées retrouvées dans les cours d'eau de classe A sont les plus sensibles à la pollution. On les retrouve en plus grande quantité dans les cours d'eau non pollués, et elles disparaissent progressivement avec l'augmentation de la pollution du cours d'eau. À l'inverse, dans les cours d'eau pollués, on retrouve une plus grande proportion d'espèces de diatomées plus tolérantes à la pollution (classes C et D).

L'indice élaboré sous le nom d'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) (Campeau et coll. 2009) permet d'évaluer le niveau d'eutrophisation d'un cours d'eau selon la proportion des espèces de diatomées sensibles ou tolérantes à la pollution présentes dans celui-ci. Le **tableau 10** présente l'IDEC alcalin. [18]

[18] Les espèces de diatomées sont très sensibles à l'acidité des cours d'eau. C'est pourquoi 'IDEC est divisé en trois sous-catégories : l'IDEC-neutre pour les cours d'eau dont le pH naturel (en condition non polluée) devrait être neutre, l'IDEC alcalin, et depuis 2010 une troisième classe correspond aux bassins versants riches en roches carbonatées dont les cours d'eau ont un pH élevé (Lavoie et coll. 2010) . Au Québec, l'IDEC-neutre sera généralement utilisé pour les cours d'eau serpentant dans le Bouclier canadien, l'IDEC-alcalin pour ceux serpentant dans les Appalaches et dans la plaine du Saint-Laurent et l'IDEC-carbonaté pour certains cours d'eau situés principalement dans les basses terres du Saint-Laurent. Le pH est mesuré systématiquement lors de la prise d'échantillons.

Tableau 10 : Interprétation de l'IDEC (alcalin)

État écologique	IDEC	Cote	Interprétation	Les classes de quelques cours d'eau au Québec entre 2002 et 2003 am (amont) – av (aval)
Référence	81-100	A	**Oligotrophe** La communauté de diatomées correspond aux conditions de référence (non perturbées). Il s'agit de la communauté type spécifique aux conditions alcalines. Il y a pas ou très peu d'altérations d'origine humaines. Les concentrations en phosphore total étaient inférieures à 0,03 mg/L et les charges organiques et minérales étaient très faibles au cours des semaines précédentes. Il s'agit d'un cours d'eau **oligotrophe**.	Chaudière (am) Yamaska Sud-Est (am) Trout River (am)
Bon état	61-80	B	**Oligo-mésotrophe** Il y a de légères modifications dans la composition et l'abondance des espèces de diatomées par rapport aux communautés de référence. Ces changements indiquent de faibles niveaux de distorsion résultant de l'activité humaine. Les concentrations en nutriments et les charges organiques et minérales étaient faibles au cours des semaines précédentes. Il s'agit d'un cours d'eau **oligo-mésotrophe**.	Magog (av) Massawippi (av) Yamaska (am)
État moyen	41-60	C	**Mésotrophe** La composition de la communauté de diatomées diffère modérément de la communauté de référence et est sensiblement plus perturbée que dans le bon état. Les valeurs montrent des signes modérés de distorsion résultant de l'activité humaine. Il y a eu, au cours des semaines précédentes, des épisodes où les concentrations en nutriments et/ou les charges organiques et minérales étaient élevées. Il s'agit d'un cours d'eau **mésotrophe**.	Coaticook (av) Des Anglais (am) Chaudière (av)
Mauvais état	21-40	D	**Méso-eutrophe** La communauté de diatomées est sérieusement altérée par l'activité humaine. Les espèces sensibles à la pollution sont absentes. Il y a eu, au cours des semaines précédentes, des épisodes fréquents où les concentrations en nutriments et/ou les charges organiques et minérales étaient élevées. Il s'agit d'un cours d'eau **méso-eutrophe**.	Chateauguay (av) Richelieu (av) Yamaska Sud-Est (av)
Très mauvais état	0-20	E	**Eutrophe** La communauté est parmi les communautés de diatomées les plus dégradées des rivières de l'Est du Canada. Elle est très affectée par les activités humaines. Elle est exclusivement composée d'espèces très tolérantes à la pollution. Les concentrations en nutriments et/ou les charges organiques et minérales étaient constamment élevées au cours des semaines précédentes. Il s'agit d'un cours d'eau **eutrophe**.	Bayonne (av) Yamaska (av) Des Hurons (av)

Source : Lavoie et al. 2006, Grenier et al. 2006 dans Campeau, S., Prévost, I. et Rousseau Beaumier, T., 2010. Suivi de 50 cours d'eau à l'aide de l'indice IDEC dans le cadre des Projets collectifs agricoles (PCA). Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs dans le cadre des Projets collectifs agricoles (PCA). Université du Québec à Trois-Rivières, mars 2010, 16 p.

Les espèces de diatomées présentes au moment du prélèvement sont le reflet de l'état du milieu aquatique (variations des charges organiques et de la concentration en nutriments) durant les semaines précédant le prélèvement (5 semaines approximativement).

Le suivi des diatomées est simple, rapide et relativement peu coûteux. Il s'agit toutefois d'un indicateur qui ne permet pas de déterminer spécifiquement l'élément responsable de l'eutrophisation, même si, en eau douce, au Québec, le phosphore est plus souvent en cause que l'azote comme agent responsable de l'accélération des processus d'eutrophisation.

2.2 PROTOCOLE DE SUIVI DE L'INDICE DIATOMÉES DE L'EST DU CANADA

2.2.1 LA STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE DES DIATOMÉES

L'échantillonnage des diatomées est très simple, ce qui justifie son intérêt. **Il nécessite la prise de 1 ou 2 échantillons entre juillet et septembre.**

Les chercheurs recommandent d'établir **un suivi sur au moins 3 ans** afin de prendre en compte les variations interannuelles avant de poser un diagnostic sur l'état du cours d'eau. Les échantillons seront **prélevés aux endroits où on veut mesurer l'état d'eutrophisation du cours d'eau.** L'aval du bassin versant étudié est généralement un bon endroit puisqu'il recueille l'ensemble de l'eau s'écoulant dans le bassin.[19]

Le prélèvement des échantillons

Voici les règles principales concernant l'échantillonnage :

Choisir, de préférence, un tronçon d'eau vive et un site ensoleillé.

En présence d'un pont ou d'un barrage, se placer en amont du pont et en aval du barrage.

Repérer les sources de rejets ponctuels et prélever les échantillons en amont de ces rejets.

Effectuer le prélèvement sur un substrat rocheux. Lorsqu'il n'y a pas de roches dans le cours d'eau, il est possible d'en introduire dans un cours d'eau un mois avant la prise d'échantillons.

Éviter d'échantillonner la semaine suivant des précipitations importantes. En effet, si le niveau d'eau dans le cours d'eau est trop élevé, on ne pourra pas aller chercher les roches au fond et il est possible qu'on échantillonne alors des roches qui n'étaient pas couvertes par l'eau quelques jours auparavant, ce qui fausserait les résultats.

Étapes des prélèvements

Gratter avec une brosse à dents le tapis d'algues accumulé sur la surface de 5 roches espacées d'au plus 50 mètres et à une profondeur de 20 à 60 cm (variable selon la transparence de l'eau). Les roches ne doivent pas être en dehors de l'eau durant la période d'étiage (dans les semaines qui précèdent l'échantillonnage). Elles ne doivent pas être recouvertes de longues algues filamenteuses.

Déposer les algues dans un contenant avec un peu d'eau du cours d'eau. Rincer et nettoyer comme il faut la brosse à dents entre les échantillonnages pour éviter la contamination.

Ajouter du Lugol (iodure de potassium), conserver les échantillons à 4°C et dans l'obscurité jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

[19] Il est conseillé de contacter le laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'Université du Québec à Trois-Rivières pour avoir des informations précises et actualisées sur l'échantillonnage. Ce laboratoire peut aussi offrir un soutien pour la stratégie d'échantillonnage.

2.2.2 ANALYSE DES ÉCHANTILLONS ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Il existe un guide d'identification des espèces de diatomées[20], mais l'identification et le comptage des diatomées exigent une bonne expertise. Le laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'Université du Québec à Trois-Rivières offre un service d'analyse pour un coût d'environ 250 $ par échantillon (prix à l'été 2010). L'interprétation des résultats du suivi des diatomées se réalise à travers le calcul de l'IDEC. La classe de l'IDEC devrait toujours être accompagnée des données brutes de comptage des diatomées, de manière à permettre une meilleure appréciation des résultats.

La classification d'un cours d'eau dans la classe D indique qu'il devrait être priorisé dans le cadre d'efforts de restauration. Par ailleurs, un processus de restauration de cours d'eau doit viser à atteindre la classe B, bien que le passage de la classe D à la classe C, et son maintien dans cette dernière durant quelques années, indiquerait un premier succès important en matière de restauration.

[20] Lavoie, I., P.B. Hamilton, S. Campeau, M. Grenier et P.J. Dillon (2008).
Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada. Presses de l'Université du Québec, 241 pages et 68 planches taxonomiques (ISBN 978-2-7605-1557-4).

SECTION 3

LES INDICATEURS DE SUIVI DU RÉGIME HYDROLOGIQUE : LA PLUVIOMÉTRIE, LE NIVEAU D'EAU ET LE DÉBIT

3.1 DÉFINITION DES INDICATEURS DE MESURE DU RÉGIME HYDROLOGIQUE

Il existe des indicateurs de mesure de la qualité de l'eau que l'on pourrait qualifier d'indirects. Ils ne fournissent pas d'indication sur la qualité de l'eau en tant que telle, mais l'information qu'ils donnent est indispensable pour apprécier correctement les résultats de qualité de l'eau en ce qui a trait principalement aux contaminants physico-chimiques et bactériologiques. Ces indicateurs indirects peuvent, et dans bien cas doivent, être inclus dans un protocole de suivi de la qualité de l'eau.

L'eau qui circule dans un cours d'eau provient du ruissellement en surface, de l'écoulement hypodermique (écoulement transversal de l'eau dans le sol, mais au-dessus du niveau de la nappe phréatique) et de la recharge par les nappes souterraines. Les précipitations tombant directement sur les plans d'eau sont considérées comme négligeables. En dehors des périodes de crues ou de pluie abondante, le niveau d'eau dans un cours d'eau correspond généralement à la limite supérieure de la nappe d'eau souterraine[21]. Le cours d'eau est alors alimenté uniquement par l'eau circulant souterrainement. Lorsqu'il pleut abondamment, une partie de l'eau ruisselle en surface et rejoint les cours d'eau sans s'infiltrer. Cette portion de ruissellement représente généralement de 30 à 50 % de la pluviométrie en période de fonte de neige ou quand le sol est gorgé d'eau.

Si la pollution ponctuelle est déterminée principalement par la charge en polluant dans le rejet d'eau souillée, la pollution diffuse est quant à elle principalement influencée par les évènements hydrologiques intenses : fonte des neiges et pluies. Lorsqu'il ne pleut pas ou très peu, les polluants restent en place ou s'infiltrent tranquillement dans le sol. Les caractéristiques physiques du polluant, mais aussi la durée et l'intensité de la pluie, déterminent le niveau d'infiltration (lessivage) du polluant à l'intérieur du sol mais aussi son transport en surface (ruissellement) jusqu'au cours d'eau. On comprend donc que la variation du régime hydrologique a une grande influence sur les apports en polluant d'origine diffuse et aussi sur la concentration des différents éléments physico-chimiques et bactériologiques dans l'eau.

Trois indicateurs permettent d'établir un portrait plus ou moins détaillé du régime hydrologique, soit :

- la durée, l'intensité et la période entre les précipitations ou la pluviométrie;
- le niveau d'eau du cours d'eau (limnimétrie ou hauteur d'eau à un point fixe constant);
- le débit du cours d'eau (volume en mètre cube ou en litre) par unité de temps choisi (secondes ou heures) passant à un point prédéterminé.

En fonction des objectifs assignés au protocole de suivi, la mesure d'un ou de plusieurs de ces indicateurs peut être nécessaire pour assurer la représentativité des échantillons de suivi de qualité de l'eau, assurer une interprétation correcte des résultats et calculer la charge polluante transportée par un cours d'eau.

[21] Notons que certaines nappes d'eau souterraines peuvent être situées beaucoup plus profondément et n'être jamais en contact avec l'atmosphère.

3.2 IMPORTANCE DE LA MESURE DU RÉGIME HYDROLOGIQUE

Le suivi d'un ou de plusieurs indicateurs du régime hydrologique s'avère déterminant dans de nombreux protocoles de suivi de la qualité de l'eau. Par exemple, la connaissance du régime hydrologique est souvent essentielle pour assurer la fiabilité des échantillons prélevés et une interprétation juste des résultats obtenus. De plus, pour des protocoles de suivi axés sur la mesure de la charge polluante véhiculée par un cours d'eau, la connaissance du régime hydrologique s'avère indispensable.

3.2.1 ASSURER LA REPRÉSENTATIVITÉ DES ÉCHANTILLONS ET UNE INTERPRÉTATION CORRECTE DES RÉSULTATS

L'information sur le régime hydrologique permet d'établir l'état du cours d'eau lors de la prise des échantillons (étiage, crue, décrue, débit de base, etc.). Il permet également de positionner les dates d'échantillonnage par rapport à l'ensemble d'une saison (période sèche, période de pluviométrie intense, etc.). Cette information recueillie au moment de l'échantillonnage s'avérera déterminante pour l'interprétation des résultats.

L'interprétation d'un résultat de qualité de l'eau requiert généralement une analyse des variations de la concentration d'un élément physico-chimique dans l'eau (p. ex. phosphore). Cependant, cette information est insuffisante si aucune relation entre les variations de concentration et le débit n'est établie. Tel que mentionné ci-haut, en période sèche, les polluants de source diffuse sont peu ou pas acheminés vers le cours d'eau. Un résultat de qualité démontrant une baisse de concentration des polluants en période d'étiage n'aurait pas de signification quant au contrôle de la pollution diffuse. Pour conclure qu'il y a amélioration de la qualité de l'eau, il faut noter une diminution des concentrations d'un polluant donné lorsque les débits correspondent à des périodes de pluies suffisamment intenses pour entraîner du ruissellement. Sans suivi des débits, il est donc difficile d'établir des tendances.

Ainsi, pour être en mesure de détecter des changements dans la qualité de l'eau dans le temps, pour déterminer si ces changements sont liés à des saisons particulières ou des conditions de débits particulières, il faut établir des graphiques « concentrations-débit » et réaliser des analyses statistiques entre ces deux paramètres (Hirsch R. et coll. 2010).

On peut donner ici un exemple de l'importance de mettre en relation la concentration d'un élément particulier avec le débit. La **figure 2** illustre la diminution de la concentration en phosphore entre une période de référence (1979 à 1995) et la période durant laquelle des changements ont été apportés dans le bassin versant (1995-2004). La mise en relation de la concentration avec le débit permet de constater que la réduction de la concentration en phosphore est importante lorsque l'échantillon est prélevé à l'étiage (débit inférieur à 100 m^3/h) alors qu'elle est presque inexistante lorsque l'échantillon est prélevé lorsque le débit est élevé (4 000 m^3/h).

Dans ce cas précis, l'interprétation fournie par les spécialistes est que la diminution de la concentration en période d'étiage est liée aux travaux d'assainissement sur les sources de pollution ponctuelle. En effet, en période d'étiage, ce sont ces sources qui alimentent principalement la rivière. Ils concluent également que les apports de source diffuse

demeurent abondants puisque lorsque le débit augmente (pluies favorisant le lessivage ou ruissellement), la concentration en phosphore augmente et il n'y a pas de différence entre la période choisie comme référence et la période retenue pour l'analyse durant les débits élevés.

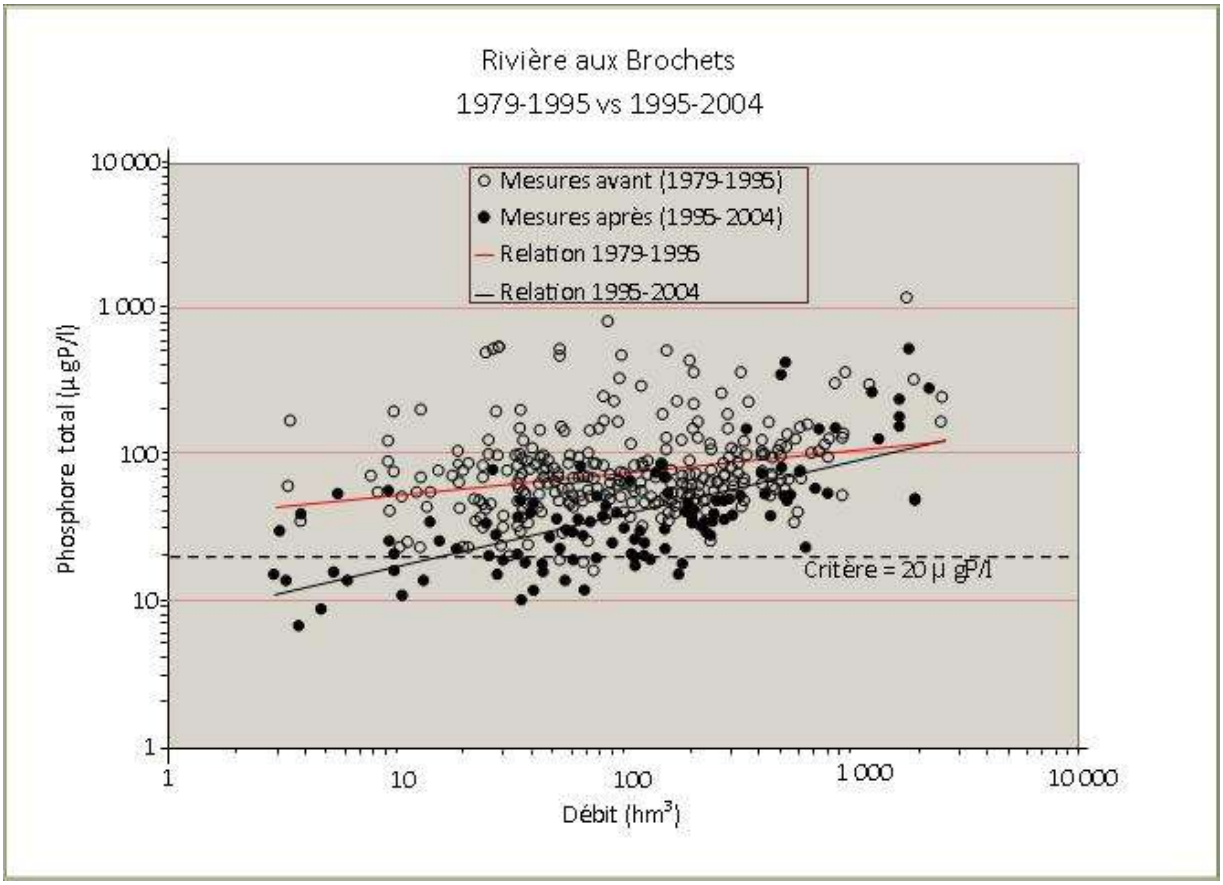


Figure 2 : Évolution de la concentration en phosphore dans la rivière aux Brochets en fonction du débit

Source : Adaptée de Simoneau, M. 2007. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la baie Missisquoi : faits saillants 2001-2004, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-49625-0 (PDF), 18 p.

3.2.2 ÉVALUER LA CHARGE

Le suivi du régime hydrologique est également indispensable pour calculer la charge polluante transportée par un cours d'eau, et ainsi mesurer la contribution spécifique d'un cours d'eau à la détérioration d'un plan d'eau. En mesurant la charge, il est aussi possible de fixer des objectifs de diminution pour chaque cours d'eau alimentant un plan d'eau ou encore de quantifier l'impact de mesures de contrôle de la pollution (exemple : mise en œuvre de meilleures pratiques agricoles, etc.).

La charge correspond à la quantité généralement exprimée en kilogrammes ou en tonnes d'un élément physico-chimique durant une période de temps donné (jour, mois, année). En milieu agricole, le calcul de la charge se fait généralement pour le phosphore et l'azote total et pour les matières en suspension. Elle se calcule en multipliant la concentration (mg/l ou kg/m^3) de l'élément retenu par le débit du cours d'eau (m^3/an). On comprend donc que si l'on veut établir la charge transportée, il est indispensable de mesurer le débit du cours d'eau.

L'interprétation des résultats des calculs de charges exige de la prudence à plusieurs égards. Tout d'abord, la charge d'un cours d'eau est influencée par la concentration de l'élément étudié, mais aussi, et même surtout, par l'intensité des précipitations et donc du volume d'eau transporté. Ainsi, une année plus sèche pourra conduire à une diminution de la charge transportée par un cours d'eau, et une année plus humide produira le contraire. Il faut donc toujours réaliser l'analyse de la charge transportée en indiquant les volumes d'eau transportés ainsi que les précipitations reçues et leur répartition durant l'année.

La contribution d'un territoire peut s'établir en termes de charge quotidienne ou annuelle (en kilogrammes par jour, kg/j ou en tonnes par an, T/an), mais également en termes de taux d'exportation (kg/ha ou en kg/km^2) sur une période donnée. Il est important de distinguer les deux présentations puisque dans le premier cas, la superficie du bassin de drainage n'est pas prise en compte et il est alors plus difficile de donner un sens aux données sur la charge. En effet, il est normal qu'un grand bassin versant transporte une plus grande charge qu'un bassin versant plus petit. Ainsi, sans information sur la superficie, on ne peut effectuer de comparaison entre des bassins.

Le taux d'exportation de différents bassins permet de les classer selon l'importance de leur contribution et ainsi de cibler les zones où il serait possiblement plus facile d'obtenir des réductions de charge (sur la base du principe qu'il est plus facile de diminuer le surplus que les derniers kilos) ou encore les zones où il serait important de limiter l'augmentation des exportations de façon à compenser pour les territoires en surplus.

Seuils de référence pour déterminer ce qu'est une charge acceptable

Il n'existe pas de seuil de référence communément accepté pour évaluer ce que serait une charge d'exportation acceptable ou problématique selon la superficie d'un bassin versant donné. Cependant, pour certains plans d'eau, les autorités ont établi des objectifs à atteindre de manière à préserver ou à récupérer certains usages de l'eau.

Aux États-Unis, le « Clean Water Act » précise que les États doivent établir une liste des plans d'eau qui ne satisfont pas aux normes de qualité de l'eau. Ces États doivent ensuite définir la charge quotidienne maximale totale (TMDL : Total maximum daily load) qui

correspond à l'apport maximal d'un élément donné qu'un cours d'eau peut recevoir quotidiennement tout en respectant les normes de qualité. Dans les faits, les apports maximaux sont généralement présentés sous la forme de kilogrammes par an. On retrouve sur le site internet de l'EPA des exemples de charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension calculées pour certains cours d'eau aux États-Unis[22].

Au Québec, il existe une cible établie de réduction de la charge en phosphore pour la baie Missisquoi (bassin versant de 128 200 ha). La charge en phosphore (moyenne 2002-2005) des cours d'eau drainant les bassins versants québécois vers la baie est de 69 T/an (ou 0,54 kg P/ha/an) (Smeltzer E et Simoneau M 2008). L'entente Québec-Vermont signée en 2002 fixe à 38,9 T de phosphore par an (ou 0,30 kg P/ha/an) la charge cible en phosphore qui devrait être atteinte en 2016, soit une réduction de la charge attendue du côté québécois de l'ordre de 41 à 43 %. Cette baisse (combinée à celle exigée du Vermont) permettrait d'atteindre une concentration de phosphore total de 25 µg/l dans la baie, ce qui limiterait la vitesse d'eutrophisation de la baie.

À une autre échelle, le MDDEFP a publié en 2005 une étude présentant la charge totale maximale que les principales rivières du Québec devraient transporter de manière à prévenir leur eutrophisation et celle de leur exutoire (Gangbazo et coll. 2005). En comparant ce niveau de référence avec la charge actuelle estimée, les auteurs ont été en mesure de déterminer l'effort d'assainissement nécessaire. Par exemple, la charge transportée par la rivière Yamaska (bassin versant de 451 000 ha) serait de 310 T (ou 0,69 kg P/ha/an) de phosphore par an et la charge cible serait de 65 T (0,14 kg P/ha/an), donc un effort d'assainissement de 245 T/an (0,54 kg P/ha/an).

Hormis ces cas actuellement plutôt exceptionnels au Québec, il n'existe pas de classes absolues définies par les différents ordres de gouvernement établissant des charges ou des taux d'exportation par hectare considérés comme acceptables ou excessifs dans un bassin versant donné ou dans une zone écologique donnée. L'établissement des taux d'exportation par hectare peut permettre, cependant, de comparer les bassins les uns avec les autres (au sein d'un même grand bassin) et d'identifier ceux qui présentent les taux d'exportation les plus élevés.

Le **tableau 11** présente des niveaux d'exportation de phosphore total retrouvés dans la littérature selon le type d'utilisation du territoire. La première série de données provient d'un article scientifique qui présente en référence des taux moyens d'exportation selon l'occupation des sols (Dorioz et coll. 2001). La deuxième et la troisième série de données proviennent d'études sur le suivi du phosphore dans la baie Missisquoi (Smeltzer E et Simoneau M 2008; Michaud et coll. 2005) qui présentent les taux d'exportation de différents cours d'eau se drainant dans la baie. La dernière série de données provient de l'étude de Gangbazo et coll. 2005 dont il a été question précédemment.

[22] http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/tmdl/ (date de la dernière consultation : le 28 novembre 2011)
Notons que le logiciel flux (voir plus bas) est généralement utilisé pour établir les charges annuelles qui sont calculées à partir de courbes liant la concentration du paramètre au débit moyen journalier.

Tableau 11 : Exemples de taux d'exportation de phosphore par hectare et par an

Bassins et utilisation du territoire		Taux d'exportation (kg P/ha/an)
Bassins forestiers et agricoles extensifs		0,04 à 0,2
Bassins agricoles	Prairies fauchées	0,4 à 1,1
	Pâtures	0,1 à 0,8
	Cultures	0,7 à 2,5
Bassins urbains	Résidentiel	0,5 à 1,5
	Industriel	1,2 à 2,5

Source : Adapté de Dorioz et coll. 2001

Bassins et utilisation du territoire	Taux d'exportation (kg P/ha/an)
Sutton (BV baie Missisquoi) (2002-2005)	0,55
Brochets (BV baie Missisquoi) (2002-2005)	0,66
Ewing (BV baie Missisquoi) (2002-2005)	1,20
Ruisseau Au Castor (BV baie Missisquoi) (2002-2005)	1,55

Source : Adapté de Smeltzer E et Simoneau M 2008

Bassins et utilisation du territoire	Taux d'exportation (kg P/ha/an)
Ruisseau Au Castor 1997-1998	1,4
Ruisseau Au Castor 1998-1999	0,63
Ruisseau Au Castor 2001-2002	1,29
Ruisseau Au Castor 2002-2003	1,41

Source : Adapté de Michaud et coll. 2005

Bassins et utilisation du territoire	Taux d'exportation (kg P/ha/an)
Boyer	1,05
Chaudière	0,21
Saint-François	0,41
Yamaska	0,65

Source : Adapté de Gangbazo et coll. 2005

Le ministère de l'Environnement de l'Alberta a publié en 2006 une revue de la littérature sur les coefficients d'exportation du phosphore total, de l'azote total et des solides totaux en suspension (Alberta Environment, 2006). Voici les grandes lignes des résultats de cette revue.

Tableau 12 : Exemples de taux d'exportation

Utilisation du territoire	Phosphore total (kg P/ha/an)	Azote total (kg N/ha/an)	Matières en suspension (kg MES/ha/an)*
Forêts non aménagées	0,01 à 0,2	0,5 à 2,5	250
Forêts aménagées	0,2 à 0,8		
Prairies et pâturages	0,3 à 1,0	1,0 à 5,0	400 à 500*
Autres cultures (variables)	0,5 à 5,0	2,0 à 15,0	1500 à 5000

Source : Adapté de Alberta Environment, 2006.
* : Pour les matières en suspension, peu d'études ont été répertoriées, 2 à 3 études seulement par catégorie.

3.3 PROTOCOLE DE SUIVI DU RÉGIME HYDROLOGIQUE

On a précédemment mentionné que le suivi du régime hydrologique s'effectuait par le biais de trois indicateurs, soit : la durée et l'intensité des précipitations (pluviométrie)[23], le niveau d'eau du cours d'eau et son débit. L'information fournie par chacun de ces indicateurs, de même que les coûts du suivi, varient selon le rythme et la précision des mesures envisagées. On peut établir trois niveaux de précision dans la mesure des indicateurs hydrologiques, allant du plus simple au plus complexe :

- Le niveau de base : le suivi des précipitations totales journalières et du niveau d'eau lors de la prise de l'échantillon sans la mesure du débit
- Le niveau intermédiaire : le suivi en continu de la pluviométrie et du niveau d'eau mais sans la mesure du débit[24]
- Le niveau avancé : le suivi en continu de la pluviométrie, du niveau d'eau et du débit

Ainsi, selon les objectifs poursuivis et les ressources disponibles et dans une optique d'efficacité, il importe de choisir les indicateurs hydrologiques appropriés ainsi que le niveau de précision adapté au suivi de qualité de l'eau retenu. Il est important de noter que les coûts du protocole de suivi, mais aussi la qualité de l'information obtenue, augmentent en fonction de la précision. Cependant, il n'est pas indispensable de rechercher pour tous les protocoles de suivi le niveau maximal de précision. Pour plusieurs protocoles, un niveau moindre de précision peut s'avérer tout à fait suffisant, comme nous l'illustrerons ci-après.

Notons finalement que le suivi hydrologique dans le cas du calcul de la charge polluante transportée par un cours d'eau nécessite un suivi avancé du régime hydrologique, mais qu'il comporte aussi une série d'adaptations et de particularités techniques qui seront détaillées à l'annexe 3 de ce document.

3.3.1 NIVEAU DE BASE : SUIVI DES PRÉCIPITATIONS TOTALES JOURNALIÈRES ET DU NIVEAU D'EAU LORS DE LA PRISE D'ÉCHANTILLON SANS MESURE DU DÉBIT

L'information de base qu'il faut minimalement contrôler pour être en mesure d'interpréter des résultats de suivi de qualité de l'eau est un portrait de la pluviométrie journalière de la station météorologique la plus proche de l'endroit où les échantillons sont prélevés (hauteur de pluie en mm par 24 h) pour toute la durée du suivi. Cette information est disponible sur le site internet d'Environnement Canada[25].

Cette information devrait être accompagnée d'une mesure systématique du niveau d'eau lors de la prise de l'échantillon (en suivant des règles de base pour cette mesure - *voir*

[23] Au moment de l'analyse des résultats depluviométrie, on peut s'intéresser à la période inter-évènements, à l'intensité maximale, l'intensité moyenne, la quantité (mm), etc.

[24] On ne peut pas se servir de la mesure du niveau d'eau pour estimer le débit du cours d'eau. En effet, un doublement de la hauteur de l'eau correspond rarement à un doublement du débit du fait de l'aire d'écoulement variable.

[25] http://climat.meteo.gc.ca/advanceSearch/searchHistoricData_f.html?timeframe=1&Prov=XX&StationID=9999&Year=2010&Month=8&Day=25
(date de la dernière consultation : le 26 août 2010).

encadré). La mesure du niveau d'eau lors de la prise d'échantillon doit nous renseigner sur l'état du cours d'eau (étiage, crue, etc.). En analysant les niveaux d'eau et la pluviométrie, on est en mesure d'évaluer la représentativité des échantillons prélevés durant la période retenue pour le suivi.

QUELQUES POINTS À RESPECTER POUR LA MESURE DU NIVEAU D'EAU :

- *S'assurer de prendre la mesure toujours au même endroit, à partir d'un repère fixe. Il est à noter que dans les petits cours d'eau agricoles, la stabilité du tronçon de mesure peut parfois poser problème et fausser la mesure. Il faut donc s'assurer qu'à cet endroit le tronçon du cours d'eau ne change pas (pas d'érosion des berges, pas de creusement du fond du lit du cours d'eau, site non soumis à l'inondation par le plan d'eau situé en aval).*

- *Noter précisément l'endroit où la mesure est faite de façon à ce qu'une autre personne effectuant le suivi puisse être en mesure de le retrouver facilement.*

- *Si le suivi est prévu sur un long terme, il est possible d'installer une échelle limnimétrique sur le bord du cours d'eau (proche d'un pont ou d'un ponceau). Une telle échelle coûte environ 65 $. Lorsqu'elle est fixée solidement dans une partie stable du cours d'eau, le relevé de hauteur d'eau est facile et stable dans le temps.*

Néanmoins, les informations obtenues par les suivis de la pluviométrie et du niveau d'eau réalisés selon les procédures qui viennent d'être décrites ne peuvent fournir qu'un portrait approximatif de la réalité. Si le bassin versant est très petit, il est possible que des pluies localisées n'aient pas été enregistrées par la station météorologique la plus proche. De plus, les données des précipitations journalières ne nous renseignent pas précisément sur l'intensité de la pluie et sa durée. Il est donc très difficile de savoir comment le bassin versant à l'étude a réagi à la pluie sans avoir été sur place pour effectuer une observation et prendre une mesure. En effet, dans les petits bassins, si la pluie est intense, il peut ne s'écouler que quelques heures entre celle-ci et l'augmentation du niveau d'eau dans le bassin. De la même façon, le niveau d'eau peut redevenir bas très rapidement. Il est donc difficile d'avoir une idée claire de l'importance du ruissellement (principal mécanisme de transport de la pollution diffuse).

Même s'il est imparfait, ce niveau de suivi du régime hydrologique devrait quand même toujours accompagner des résultats de qualité de l'eau d'un suivi de base, à moindre coût.

3.3.2 NIVEAU INTERMÉDIAIRE : SUIVI EN CONTINU DE LA PLUVIOMÉTRIE ET DU NIVEAU D'EAU SANS LA MESURE DU DÉBIT

Sans aller jusqu'au suivi du débit du cours d'eau qui est plus complexe et plus coûteux, il est possible, de façon relativement simple et économique, de réaliser un suivi en continu du niveau d'eau et de la pluviométrie, sans mesure de débit.

Ce suivi commande la mise en place de systèmes de mesure à proximité des points d'échantillonnage. Un pluviomètre à auget basculant combiné à une horloge et à un système électronique permettra de mesurer le volume et l'intensité de toutes les pluies. Un enregistreur automatique de niveau d'eau mesurera, selon un pas de temps établi, le niveau d'eau d'un cours d'eau. La combinaison de l'information fournie par les deux instruments permettra d'avoir une vue d'ensemble de la dynamique d'un cours d'eau selon l'intensité des pluies, contrairement au portrait plus statique fourni par le seul suivi de la pluviométrie journalière et du niveau d'eau mesuré ponctuellement.

Pour environ 2 500 $ par cours d'eau, il est possible de se procurer le matériel nécessaire à un tel suivi. Ce niveau intermédiaire permet d'avoir une connaissance plus précise des variations du niveau d'eau du cours d'eau dans le temps en fonction de l'intensité des pluies et d'analyser la façon dont le bassin versant réagit. Pour être utiles, les données de pluviométrie recueillies doivent être analysées selon un pas de temps réduit (mm/heure) et permettre de distinguer différents évènements pluvieux, notamment pour des petits bassins versants dans lesquels les changements de niveau d'eau surviennent rapidement. L'objectif de cette analyse de la pluviométrie devrait permettre de savoir si les échantillons pour l'analyse d'eau ont été prélevés dans un cours d'eau qui reçoit des eaux de ruissellement de surface (par exemple après une pluie intense) ou dans un cours d'eau qui se recharge uniquement avec de l'eau préalablement infiltrée dans le sol.

Lorsque l'objet du suivi ne nécessite pas un calcul des charges transportées, mais qu'on veut avoir une idée plus précise de la dynamique des concentrations (azote, phosphore, matières en suspension) en fonction des pluies et du ruissellement, ce type de suivi intermédiaire peut être effectué pour un coût moins élevé que pour un suivi complet avec mesure du débit.

3.3.3 NIVEAU AVANCÉ : SUIVI EN CONTINU DE LA PLUVIOMÉTRIE, DU NIVEAU D'EAU ET DU DÉBIT

Un suivi avancé du régime hydrologique combine une mesure en continu de la pluviométrie (voir la section 3.3.2) et du débit. Le suivi du débit en continu demande plus de connaissances, de moyens techniques, de temps, et par conséquent de coûts. Il est réalisé quand le suivi de la qualité de l'eau vise à évaluer la contribution d'un bassin versant ou l'impact des pratiques de restauration.

La mesure du débit d'un cours d'eau, c'est-à-dire le volume d'eau (exprimé généralement en mètres cubes ou en litres) qui s'écoule en un temps donné (exprimé généralement en seconde ou en heure) s'exprime à l'aide d'un hydrogramme (évolution du débit dans le temps – voir la **figure 3**).

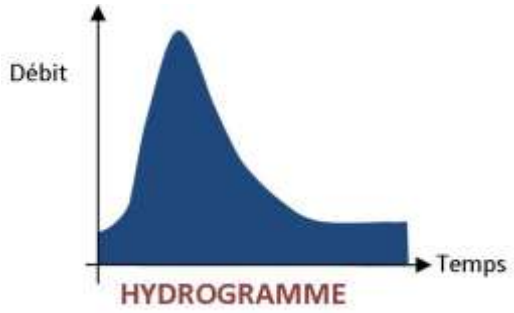


Figure 3 : Représentation d'un hydrogramme
Source : Adapté de Musy A, 2005

Il y a différentes manières d'obtenir un hydrogramme. Dans tous les cas, il faut mesurer en continu la hauteur d'eau, soit dans une structure pré-calibrée, soit accompagnée d'une mesure ponctuelle du débit ou de la vitesse de l'eau en continu. Le **tableau 13** expose différentes techniques, de même que les appareils, qui peuvent être utilisés pour chacune de ces techniques.

Tableau 13 : Résumé des techniques couramment utilisées pour mesurer le débit

Obtention d'un hydrogramme	Paramètres mesurés	Appareils utilisés	Résultats obtenus	Remarques
Mesure de la hauteur d'eau en continu dans une structure pré-calibrée.	Hauteur d'eau en continu.	Structure pré-calibrée (déversoir, canal, etc.) Sonde à ultra-sons. Sonde à pression, etc.	Le débit est calculé en introduisant la hauteur d'eau dans une équation prédéfinie pour chaque structure.	Ces structures sont bien adaptées dans des endroits où la mesure de la vitesse de l'eau est difficile à réaliser ou dans des petits bassins où le débit change très rapidement.
Mesure de la hauteur d'eau sans structure pré-calibrée.	Hauteur d'eau en continu.	Sonde à ultra-sons. Sonde à pression, etc.	Limnigramme (fig. 3).	La mesure du niveau d'eau doit être prise dans une section stable du cours d'eau.*
+ Mesure de la vitesse de l'eau de façon ponctuelle.	Vitesse de l'eau et aire d'écoulement.	Courantomètres : - moulinet hydrométrique, - sondes à ultrason Doppler, - sondes électromagnétiques, - etc. Tige graduée et ruban mesureur pour l'aire d'écoulement.	La vitesse de l'eau mesurée à différents points dans le cours d'eau est combinée à l'aire d'écoulement pour fournir des mesures de débit ponctuelles (fig. 5). Les mesures de débit sont ensuite combinées avec la hauteur d'eau pour établir une courbe de tarage (fig. 4).	Le nombre de verticales pour la prise de mesure de la vitesse de l'eau doit être suffisamment important pour bien représenter l'ensemble du profil.
ou	Dilution d'un colorant ou d'un sel de façon ponctuelle.	Traceurs : sel de table, colorant (ex : fluorescéine). Appareil de mesure : - conductivimètre - fluorimètre	Le débit est calculé à l'aide d'équations le reliant à la dilution du traceur dans le cours d'eau. Les mesures de débit sont ensuite combinées avec la hauteur d'eau pour établir une courbe de tarage (fig. 4).	L'utilisation du sel comme traceur est une technique peu coûteuse et bien adaptée aux cours d'eau tumultueux.
Mesure de la vitesse de l'eau en continu dans une structure définie.	Vitesse de l'eau et hauteur d'eau en continu dans une structure dont l'aire d'écoulement est stable (ex : ponceau).	Sondes à ultra-sons, etc.	Le débit en continu est calculé à l'aide d'une équation combinant la vitesse de l'eau à l'aire d'écoulement établie pour chaque hauteur d'eau mesurée.	Les appareils qui permettent d'obtenir des mesures de débits en continu sont généralement plus coûteux.

Source : Inspiré de Musy A. 2005

* : La hauteur d'eau pourrait varier si la berge s'élargit ou se rétrécit. Il est donc important d'avoir des points fixes (borne géodésique, poteau, pont, etc.) à l'extérieur du cours d'eau qui serviront de référence dans le temps pour s'assurer de cette stabilité.

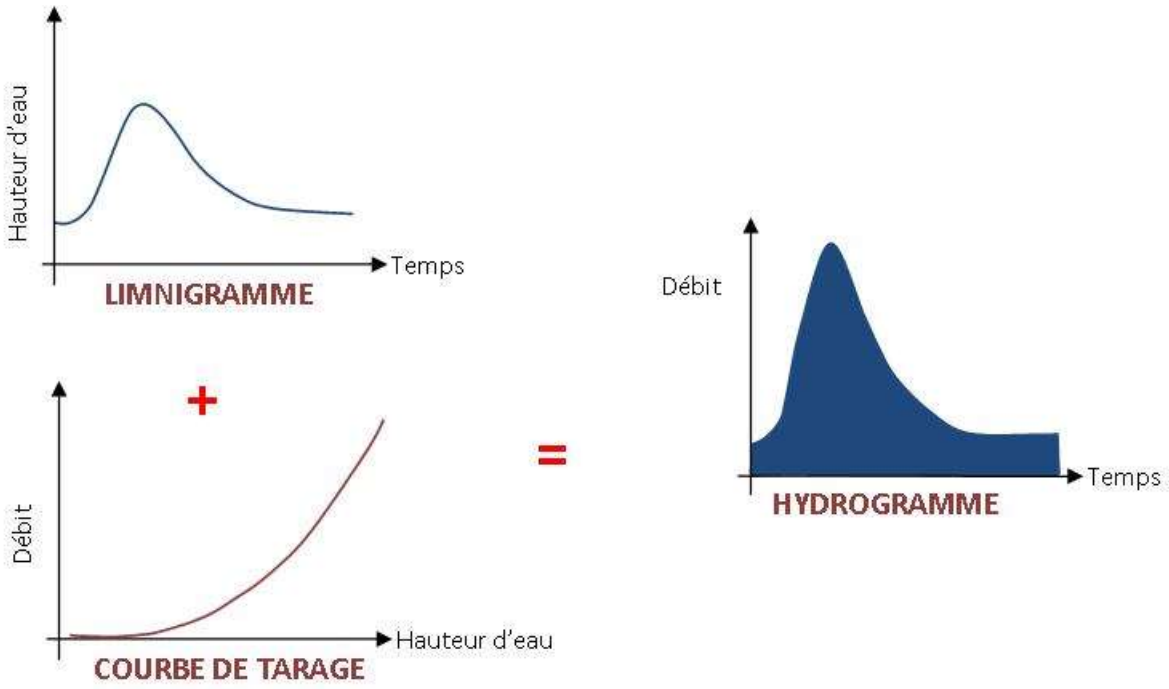


Figure 4 : **Passage d'un limnigramme à un hydrogramme par l'intermédiaire de la courbe de tarage.**
Source : Adapté de Musy A, 2005. Note : Limnigramme : évolution de la hauteur d'eau dans le temps.

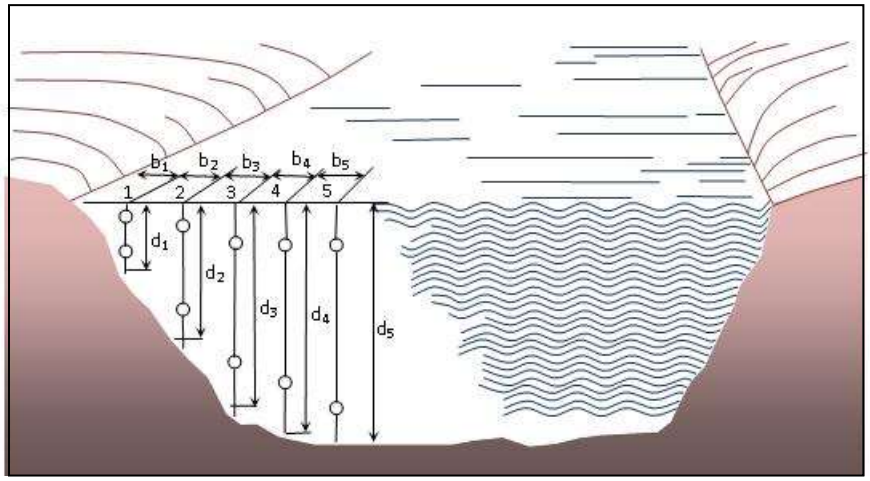


Figure 5 : **Exemple d'une section transversale servant à la mesure de la vitesse de l'eau. Les mesures de vitesse se prennent au niveau des cercles.** (Source : OMM, 1994)

De manière pratique, dans le domaine de l'hydrologie et de l'assainissement agricole, et avec des techniques éprouvées, l'incertitude globale considérée comme acceptable serait de l'ordre de 15 à 20 % (Benoist et coll. 2002). Une méthode trop approximative présenterait une incertitude tellement grande qu'il serait presque impossible d'interpréter les résultats obtenus.[26]

[26] Il existe plusieurs manuels, disponibles sur internet, qui fournissent des procédures permettant de mesurer le débit avec fiabilité, nous n'en citerons que quelques-uns :

- Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec rend disponible sur son site internet un guide présentant les différentes méthodes de mesure du débit (MDDEFP 2008). Plusieurs méthodes différentes sont présentées.
- Environnement Canada fournit sur son site internet des volumes pour la formation de techniciens en hydrologie http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=DA898EF4-9F6C-486F-95DF-3D79109915C8 (date de la dernière consultation : le 28 novembre 2011
- BC Environment a publié un manuel de normalisation des procédures de suivi hydrométrique de la Colombie Britannique (BC Environment, 1998) qui présente les critères à respecter pour atteindre différents niveaux de précision. Ce manuel fournit également de l'information sur le matériel normalisé pour prendre les mesures.
- Le gouvernement américain rend disponible sur internet un guide technique des différentes méthodes de mesure du débit (USDI - Bureau of reclamation; USDA. 2001).
- L'organisation météorologique mondiale a publié un guide des pratiques hydrologiques qui donne des renseignements sur le suivi du débit mais également sur la mesure des précipitations (OMM. 1994)

SYNTHÈSE

LES INDICATEURS DE MESURE À PRIVILÉGIER DANS LES PETITS BASSINS VERSANTS AGRICOLES EN FONCTION DES PROBLÉMATIQUES ET DES OBJECTIFS D'INTERVENTION

Dans un contexte de ressources limitées, la question du type et de l'envergure d'une stratégie de mesure de la qualité de l'eau se pose inévitablement. Quels seront les indicateurs suivis, combien y aura-t-il de sites de mesure, combien d'échantillonnages seront réalisés, et selon quel calendrier et sur combien d'années, etc, sont les questions auxquelles il faudra répondre.

Au Québec, la question des surplus de phosphore qui conduisent à une eutrophisation accélérée des plans d'eau est une problématique majeure :

- Si la stratégie de suivi vise d'abord à détecter les plans d'eau touchés en vue de dégager les secteurs prioritaires d'interventions, l'analyse des diatomées s'avère un choix judicieux. Le suivi des diatomées requiert un protocole de suivi relativement simple et peu coûteux exigeant un échantillonnage restreint et peu d'analyses. De plus, ce protocole s'adapte à une diversité de plans d'eau et ne nécessite pas la mesure du débit, et il offre une facilité d'interprétation des résultats obtenus.

- Par contre, si l'entreprise de suivi de la qualité de l'eau privilégie l'identification de causes spécifiques ayant mené à la détérioration des plans d'eau, le choix des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques s'impose. Selon les indicateurs retenus, la stratégie d'échantillonnage exigera un plan plus élaboré des points de prélèvement d'échantillons, une mesure minimale de la pluviométrie et des prélèvements d'échantillons durant les périodes de crues, un nombre d'échantillons plus grand de même que des coûts d'analyse plus élevés.

- Aussi, l'analyse des impacts des changements de pratiques dans l'aménagement du bassin versant, ou encore le suivi des charges transportées par un cours d'eau, nécessitent, en plus des exigences précédentes, une approche du suivi des débits du cours d'eau. Le suivi des indicateurs hydrologiques, selon la précision désirée, nécessite un appareillage plus sophistiqué et coûteux et de bonnes connaissances techniques pour l'analyse des résultats.

En milieu agricole, le suivi des pesticides est un enjeu d'importance, particulièrement dans les bassins versants où leur utilisation est intensive. Compte tenu des coûts, ce suivi requiert des stratégies particulières qui doivent être élaborées avec les spécialistes du ministère de l'Environnement.

A titre indicatif, les **tableaux 14** et **15** proposent une synthèse des idées principales élaborées dans les sections précédentes du document sur la mise au point de stratégies de suivi adaptées. Le **tableau 14** présente les protocoles de suivi de la qualité de l'eau les mieux adaptés aux différents objectifs poursuivis par les promoteurs des projets de suivi. Le **tableau 15** propose quant à lui une approche différente et simplifiée, mais complémentaire au tableau précédent, en identifiant les indicateurs à suivre selon les problèmes de qualité de l'eau rencontrés. Car bien souvent, avant de formuler des objectifs pour un protocole de suivi, les responsables de la gestion des plans d'eau sont d'abord confrontés aux problèmes de qualité perçus.

Tableau 14 : Identification des objectifs, choix des indicateurs, stratégie d'échantillonnage

Objectif	Indicateurs privilégiés	Stratégie d'échantillonnage et analyses	
Détecter les plans d'eau touchés par l'eutrophisation	Diatomées	Simple, peu coûteux. Diagnostic de départ.	Section 2.2.1 et 2.2.2
Vérifier la capacité de maintien des usages	Phosphore, nitrates-nitrites, ammoniac coliformes fécaux, MES. Pluviométrie, niveau d'eau.	Bien définir les usages à protéger. Simple. Plus coûteux.	Section 1.2 et section 1.1.3 pour le calcul d'indices
Établir la contribution d'un bassin versant	Phosphore total Azote total MES Débit	Plus complexe, demande un suivi précis du débit. Important en pollution diffuse.	Section 1.2 pour les paramètres physico-chimiques et 3.2.2 et 3.3.3 pour le débit
Analyser l'impact de la mise en œuvre de pratiques de gestions bénéfiques	Phosphore total Azote total MES, etc. Débit	Très complexe. Plus les pratiques de gestion sont localisées, plus les changements au niveau de la qualité de l'eau à détecter sont faibles, plus il est difficile de détecter une tendance. Coût élevé.	Traité uniquement en introduction
Le suivi des pesticides : un suivi à part entière	Pesticides recherchés.	Coût élevé. Stratégie particulière.	Non traité dans ce document

Tableau 15 : Identification des problématiques et choix des éléments à mesurer*

Problème identifié et conséquences	Causes possibles au niveau du secteur agricole	Éléments à suivre au niveau de la qualité de l'eau
Érosion, présences de matières en suspension. *Perte d'usage comme la baignade, eutrophisation, etc.*	Drainage Terres dénudées Travaux en rives	Matières en suspension Turbidité Niveau d'eau ou débit Pluviométrie
Inondation des zones habitées	Drainage Redressement des cours d'eau Retrait des terres humides	Niveau d'eau, débit Pluviométrie
Limitation de la circulation des espèces. *Perte d'habitats, diminution de la biodiversité, perte d'usage comme la pêche*	Envasement des tributaires Ponceaux Ouvrage de retenue	Présence et état des ouvrages dans les cours d'eau Envasement
Eutrophisation — cyanobactéries. *Perte d'usages : eau potable, activités nautiques.*	Apports en éléments fertilisants : phosphore et azote Apports en sédiments	Diatomées Concentration en azote et en phosphore. Matières en suspension Niveau d'eau, pluviométrie
Présence de microorganismes pathogènes. *Perte d'usages : eau potable, activités nautiques, irrigation.*	Déjections animales sur les sols qui se rendent jusqu'au cours d'eau Animaux dans les cours d'eau	Coliformes fécaux Niveau d'eau, pluviométrie
Présence de pesticides. *Perte d'usages : eau potable; irrigation, problème pour la vie aquatique, contamination de la chair des poissons.*	Pulvérisation des cultures	Pesticides Niveau d'eau, pluviométrie

*: Inspiré de COGESAF, 2006. Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. Partie 2 : Diagnostic du bassin versant de la rivière Saint-François. p.144. *Tableau 6.1 Liste des problèmes pouvant être rencontrés dans le bassin versant de la rivière Saint-François*.

BIBLIOGRAPHIE

Agriculture et agro-alimentaire Canada, 2009. « *Échantillonnage des eaux de surface. Version 1.2* ». CD-ROM interactif
http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1288722788457&lang=fra
(date de la dernière consultation : le 31 mai 2010)

Alberta Environment. Yetunde Jeje. 2006. « *Southern Alberta Landscapes: Meeting the challenges ahead. Export coefficients for total phosphorus, total nitrogen and total suspended solids in the southern Alberta Region. A review of literature.* ». 22 p.
http://environment.gov.ab.ca/info/posting.asp?assetid=7797&searchtype=asset&txtsearch=export%20coefficients
(date de la dernière consultation : le 31 mai 2010)

Anctil François, Rousselle Jean, Lauzon Nicolas, 2005. *Hydrologie : cheminements de l'eau.* Presses inter Polytechnique. 317 p.

BC Environment. Resources Inventory Branch for the aquatic inventory Task Force. 1998
Manual of standard operating procedures for hydrometric surveys in British Columbia. 278 p.
www.llbc.leg.bc.ca/public/pubdocs/bcdocs/443464/hydro.pdf
(*date de la dernière consultation : le 23 avril 2010*)

Benoist Jean-Claude et Birgand François. 2002. *Les dispositifs de mesure des débits dans les bassins versants agricoles*. Ingénieries Nº 32-p.51 à 63

Berryman, D. et Blais S, 2006. *Comparaison de deux méthodes d'analyse pour la mesure du phosphore en milieu aquatique*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-13 : 978-2-550-48684-8 (PDF), ISBN-10 : 2-550-48684-6 (PDF), 25 p. et 4 ann.

Birgand F. 2009. *Suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants?* Présentation réalisée dans le cadre des Rendez-vous internationaux sur la gestion intégrée de l'eau, du 1er au 3 juin 2009, au Centre culturel de l'Université de Sherbrooke.
http://www.cogesaf.qc.ca/rv-eau/fr/presentations/presentations.html
(date de la dernière consultation : le 29 avril 2010)

Birgand François et coll. 2005. « *Mesure des débits à l'aide de débitmètres ultrasoniques Doppler. Cas des petits cours d'eau ruraux.* » Ingénieries Nº 41-p.23 à 38

Birgand François et coll. 2005. « *Guide d'application de la technique du Doppler continu pour une section calibrée en bois.* » Ingénieries Nº 41-p.77 à 82

Birgand François et coll. 2004. « *Mesure des flux et échantillonnage des matières en suspension sur de petits cours d'eau* ». Ingénieries N°40-p.21 à 35

Boukchina R; Lagacé R; Salehi F; Pesant A; Gallichand J; Cluis D. 1993 *« Mesure de débits et de la qualité de l'eau d'un petit bassin versant agricole »* 23 p.

Campeau, S., Lavoie, I, Grenier, M., Boissonneault, Y. et Lacoursière, S., 2009. *Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC*. Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC). Université du Québec à Trois-Rivières. 18 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Août 2008. *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 7 – Méthodes de mesure du débit en conduit ouvert*.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 248 p.
http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/pub_categorie.htm#reference
(date de la dernière consultation : le 29 mars 2011)

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2008a *Méthode d'analyse : Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans l'eau : méthode gravimétrique.* MA. 104 – S.S. 1.1. Édition : 2008-04-11

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — matières particulaires totales*, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2003. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — L'ion nitrate*, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2004. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — Le phosphore : Cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques*, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 2004, CCME, Winnipeg.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2010. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — Ammoniac :* dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, CCME, Winnipeg.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2011 *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada*. 211 p.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement - Groupe de travail sur la qualité des eaux. 2006 *Un cadre pancanadien pour la surveillance de la qualité de l'eau*. 27 p.

Corporation Charmes, 2006. *Qualité de l'eau du cours d'eau Léopold-Clément et du ruisseau « Ferme » à l'automne 2006*. 31 p.

Dorioz J.M. et Trevisan D. *Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : L'expérience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale*. Agrosol. Vol. 12, n° 2. Décembre 2001. p. 85 à 97.

Day TJ. 1976. *On the precision of salt dilution gauging*. Journal of hydrology, 31 1976 p. 293-306.

EPA. 1997. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. 4503F. EPA 841-B-97-003. United States Environmental Protection Agency. Office of Water November 1997
http://www.epa.gov/owow/monitoring/volunteer/stream/vms51.html
(date de la dernière consultation : le 2 juin 2010)

Gagnon, E.; Gangbazo, G. 2006. *Dispositifs expérimentaux permettant d'évaluer l'effet de la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles sur la qualité de l'eau*. Gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Fiche n°2. 8 p. Dépôt légal Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2006 © Gouvernement du Québec, 2006
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/fiches.htm
(date de la dernière consultation : le 10 janvier 2012)

Gangbazo G., Roy, J., Le Page, A. 2005. *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total*. Envirodoq : ENV/2005/0096. MDDEP. 36 p.

Gangbazo G., Le Page, A. 2005. *Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires*. Envirodoq : ENV/2005/0215. MDDEP. 40 p.

Giroux, I., 2010. *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 78 p.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/mais_soya/index.htm
(date de la dernière consultation : le 15 janvier 2011)

Giroux, Isabelle et J. Fortin, 2010. *Pesticides dans l'eau de surface d'une zone maraîchère : ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, 978-2-550-59088-0 (PDF), 28 p.

Giroux, I., 2007. *Les pesticides dans quelques tributaires de la rive nord du Saint-Laurent : Rivières L'Assomption, Bayonne, Maskinongé et du Loup*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN -978-2-550-51312-4, 28 p., 2 annexes.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/pesti-agri.htm (date de la dernière consultation : le 15 janvier 2011)

Glavez-Cloutier R, Ize S., Arsenault S. 2002. *La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation*. Vecteur Environnement. Volume 35. Numéro 6. Novembre 2002. p. 18 à 37

Groupe scientifique sur l'eau (2003*), Escherichia coli*, Dans Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut national de santé publique du Québec, 4 p.

Hébert Serge, 1997. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec.* Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN/970102, 20 p. 4 annexes.

Hébert, S. et S. Légaré, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Envirodoq n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/sommaire.htm
(date de la dernière consultation : le 3 juin 2010)

Hébert, S., 2005. *Comparaison entre l'indice de la qualité générale de l'eau du Québec (IQBP) et l'indice de qualité des eaux du CCME (IQE) pour la protection de la vie aquatique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 2-550-45900-8, Envirodoq n° ENV/2005/0265, collection n° QE/170, 11 p.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/vie-aqua/index.htm
(date de la dernière consultation : le 5 avril 2011)

Hirsch, Robert M., Douglas L. Moyer, and Stacey A. Archfield, 2010. *Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), With an Application to Chesapeake Bay River Inputs*. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 1-24. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00482.x

Lavoie I, Grenier M., Campeau S., Dillon J. P. *The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) Version 2.0: Including Meaningful Ecological Classes and an Expanded Coverage Area that Encompasses Additional Geological Characteristics*. Document non publié en décembre 2010.

Lavoie I, Campeau S, Darchambeau F, Cabana G, Dillon P. J 2008 « *Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality ?* ». Fresbiology. Volume 53, Issue 4. p. 827-841.

Lavoie I, Hamilton P, Campeau S, Grenier M, Dillon P. J 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presses de l'Université du Québec. ISBN 978-2-7605-1557-4

Moisan, J. et L. Pelletier, 2008. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008.* Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p. 6 annexes.

Michaud. A Deslandes J Desjardins. J. Lauzier R. 2006. *Étude du bassin versant du ruisseau aux Castors* : bilan 1997-2003. AQSSS. Volume XVI, Numéro 1. Février 2006. p. 24 et 25.

Michaud. A Lauzier R. Laverdière M.R. 2005. *Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau aux Castors, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec*. Agrosol. Vol.16, n°1. Juin 2005. p. 47 à p. 59.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-57559-7 (PDF), 506 p. et 16 annexes.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
(date de la dernière consultation : le 3 mars 2011)

Moore R. D. 2004. *Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement : Part 1. Streamline* watershed management bulletin. Vol.7 N° 4. Winter 2003-2004. p. 20 à 23.

Moore R. D. 2005. *Slug injection using salt in solution*. Streamline watershed management bulletin. Vol.8 N° 2. Spring 2005. p. 1 à 6.

Musy A. 2005. *Cours d'hydrologie générale*, © 2003 Laboratoire d'Hydrologie et Aménagements (ISTE/HYDRAM)
http://echo2.epfl.ch/e-drologie/
(date de la dernière consultation : le 28 novembre 2011)

Némery, J., Garnier, J. & Billen, G., 2003.- *Apports diffus et ponctuels de phosphore dans un bassin versant dominé par des activités agricoles : La Marne* Journal de Recherche océanographique (publication des actes du 5e CILO Paris 9-12 septembre 2002), n° 28 (1&2), p. 177-184
http://www.lthe.fr/PagePerso/nemery/page%20web_fichiers/Publications.htm
(date de la dernière consultation : le 2 juin 2010)

OMM 1994, *Guides des pratiques hydrologiques. Acquisition et traitements de données, analyses, prévision et autres applications*. WMO-N168, 796 p.
http://www.bom.gov.au/hydro/wr/wmo/guide_to_hydrological_practices/WMOFRA.pdf
(date de la dernière consultation : le 28 novembre 2011)

Smart T.S., Hirst D. J., Elston D.A. 1999. *Methods for estimating loads transported by rivers*. Hydrology and Earth System Sciences , 3 (2), 295-303.

Smeltzer E., Simoneau M. 2008. *Apport de phosphore vers la baie Missisquoi en provenance des sous-bassins du Vermont et du Québec, 2002 à 2005*. Groupe de travail sur la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi. Préparé pour le comité directeur du lac Champlain. 21 p.

Spooner, J., R.P. Mass, S.A. Dressing, M.D. Smolen, and F.J. Humenik. 1985. *Appropriate designs for documenting water quality improvements from agricultural NPS control programs*. In: Perspectives on nonpoint source pollution. USEPA 440/5-85-001. p.30-34.

Spooner, J., R.P. Maas, M.D. Smolen, and C.A. Jamieson. 1987. *Increasing the sensitivity of nonpoint source control monitoring programs*. Symposium on Monitoring, Modeling, and Mediating Water Quality. American Water Resources Association, Minneapolis, MN.

Tate, K.W. (1996). *Nonpoint Source Pollution Monitoring, Rangeland Watershed Program*. Fact Sheet no 40.University of California, Cooperative Extension and U.S.D.A. Natural Resources Conservation Service.

Thackston, E.L., and Palermo, M. R. 2000. *" Improved methods for correlating turbidity and suspended solids for monitoring."*DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E8), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
http://el.erdc.usace.army.mil/dots/doer/
(date de la dernière consultation : le 6 décembre 2011)

U.S. Army Corps of Engineers, Environmental laboratory 2004. *Products, Models and tools, water quality, Flux.*
http://el.erdc.usace.army.mil/products.cfm?Topic=model&Type=watqual
http://el.erdc.usace.army.mil/elmodels/emiinfo.html
(date de la dernière consultation : le 29 mars 2011)

USDI - Bureau of reclamation; USDA. 2001. *Water Measurement Manual. A water resources technical publication. A guide to effective water measurement practices for better water management.*
http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/pubs/wmm/ (date de la dernière consultation : le 26 avril 2010)

United States Environmental Protection Agency. 1993. *Paired Watershed Study Design*, US Environmental Protection Agency, September 1993, Washington, DC., EPA 841F-93-009

Van Bochove E; Dechmi F., Nolin M.C., Chantigny M.H., Lemieux C., Theriault G., Corriveau J. 2005 "*Evaluation of beneficial agricultural management practices on water quality at edge-of -field and micro-watershed scales in Southern Quebec, Canada*". In: International Water Association, 9th Diffuse Pollution Conference, August 16-19, Johannesburg, South Africa. 8 p. (2005).

ANNEXE 1. INDICE GLOBO ET INDICE DE QUALITE DES EAUX DU CANADA (IQE)

Indice GLOBO (Sherbrooke)

L'indice GLOBO est un indice déclassant qui a été élaboré par la Corporation de gestion CHARMES qui s'occupe de protection de l'environnement et de développement durable dans la ville de Sherbrooke. Il s'agit d'une adaptation de l'IQBP qui diffère de ce dernier par le type d'éléments retenus dans le calcul. Ainsi, cet indice repose sur l'analyse de 11 paramètres, dont l'azote total, le pH, la température, la transparence, l'oxygène dissous, le carbone organique total, des paramètres qui ne servent pas à calculer l'IQBP. Par contre, il n'intègre pas l'azote ammoniacal ni la chlorophylle utilisés dans le calcul de l'IQBP.

De plus, tout comme l'IQBP, l'indice GLOBO analyse la qualité de l'eau selon 5 classes; toutefois, les critères de qualité retenus pour chaque classe de qualité de l'eau diffèrent. Le tableau qui suit présente un exemple de différences dans les critères retenus pour les plans d'eau de classe A et D.

Tableau A. Indicateurs et seuils de référence retenus dans le calcul de l'IQBP et l'indice GLOBO

	Seuil de référence définissant une eau de bonne qualité (Classe A)		Seuil de référence définissant une eau de très mauvaise qualité (Classe D)	
	IQBP	GLOBO	IQBP	GLOBO
Turbidité (UTN)	<=2,3	0.0 – 3,0	> 18,4	> 15
Matières en suspension (mg/L)	<=6	<=3	> 41	> 27
Coliformes fécaux (ucf/100ml)	<=200	<=20	> 3 500	> 1000
Azote ammoniacal (mg-N/L)	<=0,23	Non utilisé	> 1,50	Non utilisé
Nitrite-Nitrate (mg-N/L)	<=0,50	<=0,23	> 5,00	> 1,00
Phosphore total (mg-P/L)	<=0,030	<=0,015	> 0,20	> 0,04

Sources : Communication personnelle en provenance de la Corporation de gestion Charmes. Décembre 2009
Bulletin Eau, Corporation de gestion Charmes. 2009 Bilan de la qualité des cours d'eau de Sherbrooke de 2005 à 2007.

Les seuils des différentes classes de qualité ont été établis à partir des valeurs minimales et maximales obtenues dans les cours d'eau de la région de Sherbrooke. L'IQBP n'était pas, selon les concepteurs de GLOBO, assez discriminant pour permettre de cerner les secteurs les plus problématiques.

De manière générale, les critères de qualité applicables à l'évaluation de la qualité de l'eau sont donc beaucoup plus restrictifs que ceux de l'IQPB. Par exemple, les analyses des coliformes fécaux et du phosphore diffèrent considérablement entre GLOBO et l'IQPB. Ainsi, pour que l'eau soit considérée de bonne qualité avec l'IQBP, la concentration en coliformes fécaux doit être inférieure à 200 ucf/100ml, alors qu'avec l'indice GLOBO, la concentration doit être inférieure à 20 ucf/100ml. De même, pour que l'eau soit classée comme étant de mauvaise qualité, la concentration en coliformes fécaux doit être supérieure à 3 500 ucf/100ml avec l'IQBP et supérieure à 1 000 avec l'indice GLOBO (**tableau A**).

On constate donc une nette différence entre les deux indices. On peut penser que les modifications à faire sur un bassin versant donné seront beaucoup plus importantes pour atteindre le niveau de bonne qualité de l'eau fixé par l'indice GLOBO que par l'IQBP. Les concepteurs de l'indice GLOBO justifient les valeurs plus restrictives de calcul par rapport à ceux de l'IQPB par la nécessitéde cerner plus rapidement les processus de dégradation des cours d'eau avant qu'ils n'atteignent un seuil critique de détérioration. Cela justifierait aussi une prise en charge plus rapide des plans d'eau en voie de détérioration. Selon les concepteurs de GLOBO, cet indice est mieux adapté aux cours d'eau sherbrookois. Il correspond, notamment, plus spécifiquement aux usages visés de l'eau dans la région (notamment la baignade). (Communication personnelle Corporation de gestion Charmes, décembre 2009).

Indice de qualité des eaux du Canada (IQE)

Cet indice a été élaboré par le Conseil des ministres de l'Environnement du Canada (CCME).

La façon de calculer l'IQE est présentée sur le site internet suivant :
http://ec.gc.ca/indicateur-indicators/default.asp?lang=Fr&n=0864F603-1&offset=4&toc=show#_ftn4
(**Date de la dernière consultation : le 5 avril 2011**)

En résumé, l'IQE se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$\mathrm{IQE} = 100 - \left[\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1{,}72} \right]$$

Où :

F_1 : Étendue. Elle représente le pourcentage du nombre total d'éléments non conformes aux critères de la qualité de l'eau à un moment donné pour une période donnée.

F_2 : Fréquence. Elle représente le pourcentage des résultats de chaque élément non conforme aux critères de la qualité de l'eau.

F_3 : Amplitude. Elle représente l'écart moyen entre les valeurs des résultats non conformes et leurs critères respectifs.

L'IQE produit une valeur se situant entre 0 et 100 qui sert à évaluer la qualité globale des eaux pour un usage particulier. Cinq classes ont été produites : Excellente, Bonne, Satisfaisante, Douteuse et Mauvaise.

- Une eau d'excellente qualité (de 95,0 à 100,0) présente des résultats qui ne dépassent jamais ou très rarement les critères de qualité de l'eau.
- Une eau de bonne qualité (80 à 94,9) dépasse rarement et habituellement de très peu les critères de qualité de l'eau.
- Une eau de qualité satisfaisante (65 à 79,9) dépasse parfois et peut-être même de beaucoup les critères de qualité de l'eau.
- Une eau de qualité douteuse (45 à 64,9) dépasse souvent les critères de qualité de l'eau ou les dépasse de façon considérable.
- Une eau de mauvaise qualité (0 à 44,9) dépasse habituellement les recommandations pour la qualité des eaux ou les dépasse de façon considérable.

Une étude comparative de l'IQBP et de l'IQE a été réalisée par le MDDEFP en 2005. Cette étude soulignait que les éléments utilisés dans le calcul de l'IQE différaient de ceux utilisés pour le calcul de l'IQBP. Les résultats de cette comparaison ont indiqué que l'IQBP, puisqu'il est déclassant, est un indice généralement plus sévère que l'IQE (Hébert 2005).

ANNEXE 2. LIMITES DES METHODES D'ANALYSE NORMALISÉES

	Nitrates-Nitrites MA. 303 – NO3 1.1	**Azote ammoniacal MA. 303 – N 1.0**	**Coliformes fécaux MA. 700 – Fec.Ec 1.0**	**Azote total MA. 303 – N tot 1.0**	**Phosphore total MA. 303 – P 5.0**	**Concentration en matières en suspension MA. 104 – S.S. 1.1**
Interférence	Les ions métalliques en grande concentration, les sulfures, le chlore, les ions ferriques et les phosphates.	La couleur, la turbidité et la présence de solides en suspension causent une interférence positive. Les solides en suspension et la turbidité peuvent être enlevés par filtration. L'interférence causée par la couleur peut être éliminée par la distillation.	Plusieurs interférences : voir le document CEAEQ.	Des interférences peuvent provenir d'une couleur de l'échantillon qui persiste après la digestion et qui peut entraîner une absorption de la lumière dans la région de la longueur d'onde utilisée. 4 de 12 MA. 303 – N tot 1.0 Des concentrations de sulfure de moins de 10 mg/l causent des variations de ± 10 % dans le dosage de l'azote.	Les arséniates et la silice réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe bleu. Le chrome hexavalent et les nitrites interfèrent à des concentrations supérieures à 1,0 mg/l. L'ion ferreux, lorsque présent à plus de 100 mg/l, conduit à la formation d'une coloration bleue avec le molybdate d'ammonium. Comme le phosphore est un élément naturel abondant et que cette méthode s'applique pour de faibles concentrations, toute contamination peut entraîner une surestimation de la concentration en phosphore. Aussi, il est important que tous les échantillons soient également acidifiés afin d'éviter une interférence positive.	Une eau fortement minéralisée, dont le contenu est hygroscopique, requiert un temps de séchage prolongé. Certaines matières solides très volatiles peuvent être perdues pendant le séchage. Pour les 6 de 10 MA. 104 – S.S. 1.1 solides en suspension volatils, l'interférence la plus importante est causée par la matière inorganique instable à 550 °C.

	Nitrates-Nitrites MA. 303 – NO3 1.1	**Azote ammoniacal MA. 303 – N 1.0**	**Coliformes fécaux MA. 700 – Fec.Ec 1.0**	**Azote total MA. 303 – N tot 1.0**	**Phosphore total MA. 303 – P 5.0**	**Concentration en matières en suspension MA. 104 – S.S. 1.1**
Limite de détection	0,02 mg/l N-NO3-NO2.	0,02 mg/l N-NH3	1 UFC (unités formant des colonies) par volume ou dilution filtrée.	0,02 mg/l N.	0,002 mg/l P.	Avec 500 ml d'eau : 3 mg/l pour les filtrations avec filtres de 1,2 µm et à 5 mg/l pour les filtrations avec filtres de 0,45 µm. Avec 1 litre d'eau : 1 mg/l pour les filtrations avec filtres de 1,2 µm
Limite de quantification	0,07 mg/l N-NO3-NO2.	0,07 mg/l N-NH3.	20 et 60 UFC de coliformes fécaux.	0,07 mg/l N	0,006 mg/l P.	Avec 500 ml d'eau de 9,94 mg/l pour les filtres de 1,2 µm et de 13,7 mg/l pour les filtres de 0,45 µm Avec 1 litre d'eau : 3.5 mg/l pour les filtrations avec filtres de 1,2 µm
Fidélité : Réplicabilité	± 0,07 mg/l N-NO3-NO2 à une concentration de 0,88 mg/l N-NO3-NO2. (n=10)	± 0,01 mg/l N-NH3 à une concentration de 0,19 mg/l N-NH3 (n=10)	Non disponible	± 0,01 mg/l N à une concentration de 0,13 mg/l N. (n=10)	0,003 mg/l P à une concentration de 0,273 mg/l P (n=10)	± 0,73 mg/l à une concentration moyenne de 29,9 mg/l avec des filtres de 1,2 µm et de ± 1,0 mg/l à une concentration moyenne de 24,1 mg/l avec des filtres de 0,45 µm (n=10)
Fidélité : Répétabilité	= ± 0,04 mg/l N-NO3-NO2 à une concentration de 0,81 mg/l N-NO3-NO2. (n=10)	± 0,01 mg/l N-NH3 à une concentration de 0,23 mg/l N-NH3. (n=10)	Le coefficient de variation (rapport de l'écart type sur la moyenne) a été de 16 % à une concentration moyenne de 330 UFC/100 ml (n = 30).	± 0,11 mg/l N-NH3 à une concentration de 0,74 mg/l N. (n =10)	0,001 mg/l P à une concentration de 0,268 mg/l P. (n=10)	de ± 1,5 mg/l à une concentration moyenne de 48,6 mg/l avec des filtres de 1,2 µm et de ± 1,4 mg/l à une concentration moyenne de 19,5 mg/l avec des filtres de 0,45 µm (n=10)
Justesse	95 % à une concentration de 0,88 mg/l N-NO3-NO2. (n=10)	97 % à une concentration de 0,23 mg/l N-NH3. (n=10)	L'efficacité générale du milieu de culture m-Fc, c'est-à-dire la proportion des colonies typiques et atypiques qui a été correctement identifiée, a été de 79 %.	93 %	96 % à une concentration de 0,63 mg/l P (n=10)	93 % pour une concentration attendue de 32,9 mg/l avec des filtres de 1,2 µm et de 92 % pour une concentration attendue de 26,1 mg/l avec des filtres de 0,45 µm (n=10)

Source : Méthodes d'analyses. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/chimie_inorg.htm. (date de la dernière consultation : le 11 mai 2010)

ANNEXE 3. LE CALCUL DE LA CHARGE

La stratégie d'échantillonnage

La stratégie d'échantillonnage visant à établir la charge en éléments fertilisants et en sédiments transportés par un cours d'eau est plus complexe que le suivi des mêmes éléments visant simplement à établir l'état de la contamination d'un cours d'eau.

Plusieurs études réalisées au Québec indiquent que l'essentiel de la pollution diffuse a lieu durant les crues printanières. Un suivi de mai à octobre comme celui établi pour le suivi de la qualité de l'eau *in situ* en fonction des différents usages (calcul de l'IQBP) ne permet donc pas de prendre toute la mesure de ce qui est transporté par le cours d'eau, que ces éléments se déposent sur place ou qu'ils soient transportés et déposés plus en aval.

En milieu agricole, les trois éléments principaux qui sont communément mesurés lors d'un suivi de charge sont : le phosphore, l'azote total et les matières en suspension. Comme les apports en polluants de sources diffuses sont principalement influencés par la pluie, un suivi de la charge doit nécessairement capter un certain nombre d'évènements pluvieux. Ainsi, la période d'échantillonnage devrait inclure au minimum la période de la fonte des neiges, les évènements de pluies intenses de l'été et les pluies d'automne avant que le gel ne s'installe. Dans la mesure du possible, un suivi durant l'hiver serait également approprié.

Comme le calcul de la charge implique non seulement d'avoir la concentration de l'élément suivi, mais également le volume d'eau correspondant, le suivi de la charge nécessite un suivi le plus précis possible du débit du cours d'eau, tel que décrit ci-haut. La station d'échantillonnage doit se trouver à l'embouchure du cours d'eau drainant le bassin versant à l'étude. La première étape est donc de délimiter correctement les limites du bassin étudié et d'identifier clairement le cours d'eau principal qui le draine au complet. Si l'objectif est de mesurer l'apport d'un territoire en particulier (sur une portion de bassin ou sur plusieurs bassins, comme par exemple, le terrain d'une entreprise agricole), il faut identifier sur ce territoire le ou les bassins versants qui le drainent et être en mesure d'identifier les points d'entrée des cours d'eau sur le territoire et les points de sortie. Pour être précis, il faudra alors faire un suivi complet à l'entrée et à la sortie (type amont-aval).

Les échantillons doivent être pris durant les quatre saisons de l'année de manière à représenter les différents débits du cours d'eau (débits élevés, débits « moyens » et d'étiage) et les différents états de la couverture et de l'utilisation des sols du bassin versant. Il est aussi très important de bien noter la hauteur d'eau sur la règle limnimétrique et l'heure de la prise de l'échantillon, particulièrement dans un phénomène de crue. En effet, la concentration en éléments n'est pas nécessairement la même lors de la montée des eaux que lors de leur retrait, il sera donc utile lors du calcul de la charge de savoir à quel moment de la crue on se situe. Il faut aussi, dans la mesure du possible, prendre des échantillons lors de la montée de la crue et lors de la décrue.

Le nombre d'échantillons est généralement limité pour des questions budgétaires. Il faut donc établir le meilleur compromis entre maintenir un coût abordable et avoir la meilleure représentation possible de la réalité.

Si le suivi de la charge est réalisé en même temps qu'un suivi de la qualité de l'eau *in situ* , il est possible de prélever les échantillons de mai à octobre sur une base régulière, en ajoutant des échantillons prélevés durant des évènements pluvieux propres à chaque saison.

Prélèvement des échantillons

(voir la section 1.2.2)

Méthodes d'analyse des échantillons prélevés

Pour le calcul de la charge, les analyses du phosphore, de l'azote et des matières en suspension doivent être réalisées selon des méthodes normalisées. La marge d'erreur des méthodes simplifiées est trop grande pour que celles-ci soient utilisées pour le suivi des charges, d'autant plus si l'objectif est d'établir des comparaisons entre différents bassins.

(voir la section 1.2.3)

Présentation, analyse et interprétation des résultats

Outre les règles générales s'appliquant à la présentation des résultats (voir la section 1.2.4), l'analyse et l'interprétation des résultats de charge comportent quelques particularités.

La première étape dans le calcul de la charge consiste à déterminer ce qu'on appelle le flux. Par exemple, le flux en phosphore dans un cours d'eau à un moment donné se calculera de la manière suivante :

$$F_{phosphore}\left(\frac{mg}{heure}\right) = C^{o}_{phosphore}\left(\frac{mg}{L}\right) \times Q\left(\frac{L}{heure}\right)$$

F	:	Flux en phosphore en milligrammes par heure
C^o	:	Concentration en phosphore à un moment donné en milligrammes par litre
Q	:	Débit du cours d'eau au même moment donné en litres par heure

À partir de ce flux, on peut calculer la charge en phosphore transportée par le cours d'eau pendant une période de temps plus longue (jour, mois, année) si on dispose d'un pas de temps d'échantillonnage d'eau assez faible.

On comprend que pour réaliser ce calcul de charge sur une période donnée, il faut que les conditions soient demeurées les mêmes durant cette période (concentration en phosphore et débit). Sur une période d'une journée, s'il ne pleut pas, les conditions peuvent être stables, mais pour établir la charge sur une plus longue période, il faut tenir compte des variations de débit et de concentration dans le temps. Ce calcul de flux n'est possible que si on a mis en place les instruments pour un suivi avancé (voir la section 3.3).

Comme il existe aujourd'hui des sondes disponibles à coût abordable qui permettent de mesurer le niveau d'eau en continu (l'intervalle entre les mesures peut être de l'ordre de quelques minutes), les variations de débits dans le temps sont facilement mesurables.

Par contre, les outils de mesure des concentrations en continu n'existent pas pour tous les éléments (exemple : le phosphore) et sont généralement dispendieux.

Aussi, en général, si le niveau d'eau peut être suivi en continu, les concentrations sont mesurées sur des échantillons prélevés de façon ponctuelle. Pour établir la charge transportée par un cours d'eau sur une période d'un an, avec des données prises de façon ponctuelle, il faut choisir une formule mettant en lien le débit et les concentrations qui représentera le mieux possible la réalité (avec l'erreur la plus faible possible).
Il existe toute une panoplie d'équations différentes possibles (Birgand 2009) (Smart et coll. 1999) permettant de réaliser des courbes mettant en lien la concentration et le débit. Toutefois, de manière normalisée, le US Army Corps of Engineers a développé un logiciel informatique qui propose 6 méthodes différentes pour calculer les charges annuelles de phosphore ou d'autres éléments transportées par un cours d'eau. Le logiciel permet de choisir la méthode la plus représentative. Ce logiciel est utilisé par un grand nombre de spécialistes du suivi de la qualité de l'eau aux États-Unis et aussi au Québec. Une version en format Windows (bêta) de ce logiciel nommée FLUX, est disponible gratuitement sur internet. (*U.S. Army Corps of Engineers, 2004).*