



---

## Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique

---

## INDICE DE QUALITÉ DES EAUX DU CCME MANUEL DE L'UTILISATEUR – MISE À JOUR DE 2017

---

### Résumé

L'indice de qualité des eaux du CCME (IQE du CCME) est un outil pratique qui permet de faire la synthèse de données complexes sur la qualité de l'eau et facilite la présentation de ces données au grand public. L'indice comporte trois éléments : l'*étendue*, à savoir le nombre de paramètres non conformes aux recommandations pour la qualité des eaux; la *fréquence*, à savoir le nombre de fois où ces recommandations ne sont pas respectées, et l'*amplitude*, c.-à-d. l'écart des paramètres mesurés par rapport aux valeurs correspondantes recommandées. L'indice produit une valeur qui se situe entre 0 (qualité de l'eau la plus mauvaise) et 100 (qualité de l'eau la meilleure). On a divisé cette plage en cinq catégories descriptives pour simplifier la présentation des résultats.

Les paramètres, les valeurs recommandées et la période sur lesquels se fonde le calcul de l'IQE du CCME ne sont pas précisés, puisqu'ils peuvent varier d'une région à l'autre, en fonction des conditions locales, de l'objectif visé et des préoccupations liées à la qualité de l'eau. Dans le Manuel de l'utilisateur initial (2001), on recommandait l'utilisation d'au moins quatre paramètres échantillonnés au moins quatre fois par année pour déterminer les valeurs de l'IQE. Toutefois, une étude récente (2012) menée par Tri-Star Environmental Consulting a permis de constater qu'on obtenait, en règle générale, des valeurs d'IQE plus cohérentes et plus fiables en utilisant un nombre de paramètres supérieur (de préférence, un minimum de huit) au nombre minimum de quatre indiqué. En outre, les paramètres et les valeurs recommandées choisis devraient être fondés sur des renseignements pertinents propres au site étudié (p. ex., stressés en amont et concentrations de fond). L'IQE peut servir tant à la détermination de l'évolution des conditions dans une zone donnée qu'à la comparaison de divers emplacements. Dans ce dernier cas, il faut s'assurer que les paramètres de comparaison sont valables. Des sites ne peuvent être comparés que si les mêmes paramètres, valeurs recommandées, périodes de calcul et nombres d'échantillons sont utilisés. Autrement, il faut comparer le degré de conformité de chaque site avec les valeurs recommandées pertinentes.

Bien que le calcul des valeurs de l'IQE du CCME puisse se faire à la main, cette opération est peu pratique, même pour un nombre modeste de sites, de recommandations ou d'échantillons. Un processus de calcul automatisé de ces valeurs est offert à [www.ccme.ca/fr/resources/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/calculators.html](http://www.ccme.ca/fr/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html).

### Préface

L'IQE du CCME a été adopté en 2001. Depuis son adoption, il a été beaucoup utilisé au Canada et partout dans le monde pour indiquer la qualité des eaux. L'indice a également été l'objet d'un grand nombre d'essais et d'évaluations par différents chercheurs au fil des ans. Le présent manuel est fondé sur les résultats des travaux qui ont mené à l'élaboration de l'IQE du CCME et sur les connaissances complémentaires acquises depuis 2001. La présente mise à jour modifie deux documents du CCME : le Rapport technique (2001) et le Manuel de l'utilisateur (2001).

### Introduction

Une partie intégrante de tout programme de surveillance environnementale est la présentation des résultats aux gestionnaires et au grand public. Cette tâche pose un problème particulier dans le cas de la surveillance de la qualité de l'eau, parce que l'analyse d'un grand nombre de mesures est complexe. La méthode classique consiste à établir

des rapports décrivant les tendances et le degré de conformité ou de non-conformité de chaque paramètre avec les recommandations pertinentes sur la qualité des eaux. Cette démarche a l'avantage de fournir une grande quantité de données et de renseignements. Bien souvent, toutefois, les gestionnaires et le grand public ne sont ni disposés ni aptes à étudier ces rapports en détail. Ce dont ils ont besoin, ce sont des énoncés généraux sur la santé ou l'état du système étudié.

Pour résoudre ce problème, on peut simplifier les données multivariées sur l'eau en utilisant un indice qui combine mathématiquement toutes les mesures de la qualité de l'eau et fournit une description générale et facile à comprendre de l'eau. Ainsi, on peut se servir de cet indice pour évaluer la qualité de l'eau en regard d'un état souhaitable (défini par les recommandations pour la qualité des eaux) et pour déterminer la mesure dans laquelle la qualité de l'eau est altérée par l'activité humaine. Un indice est un outil utile pour décrire l'état de la tranche d'eau, des sédiments et de la vie aquatique, et pour établir des classes de salubrité des eaux pour les humains, la vie aquatique et la faune.

Un indice peut fournir des renseignements sur l'état général de l'eau et son évolution. Comme la plupart des programmes de surveillance, cependant, l'indice ne révélera pas habituellement les effets des déversements et autres événements aléatoires et temporaires, à moins que ces événements soient relativement fréquents ou que leurs effets soient persistants.

L'IQE du CCME est fondé sur l'indice formulé par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (Rocchini et Swain, 1995); il intègre des modifications proposées par l'Alberta et est très semblable à l'indice de qualité des eaux agricoles de l'Alberta (Wright *et coll.*, 1999). La principale différence entre l'indice original et l'IQE du CCME est la façon dont un facteur lié à l'amplitude est calculé, comme on peut le voir ci-dessous.

L'IQE du CCME est fondé sur la combinaison de trois facteurs :

1. le nombre de paramètres non conformes aux valeurs recommandées (**étendue**);
2. la fréquence à laquelle les valeurs recommandées ne sont pas respectées (**fréquence**);
3. l'écart des paramètres mesurés par rapport aux valeurs recommandées correspondantes (**amplitude**).

On fait la somme de ces facteurs (étendue, fréquence et amplitude) comme s'il s'agissait de vecteurs, pour produire une valeur unique, située entre 0 et 100, qui décrit la qualité de l'eau (figure 1).

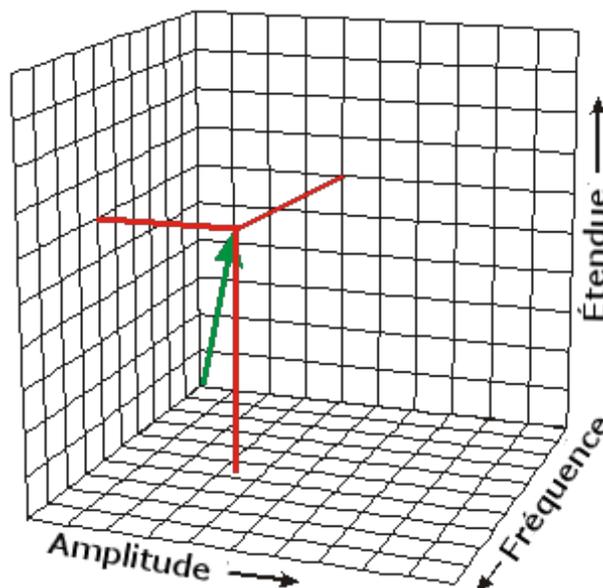


Figure 1. Modèle conceptuel de l'IQE du CCME

L'IQE du CCME est facile à calculer et est suffisamment souple pour qu'on puisse l'appliquer dans diverses situations. Il peut être très utile pour suivre l'évolution des paramètres de qualité des eaux d'un site donné ou pour effectuer une comparaison directe de divers sites. Cependant, si les paramètres et les valeurs recommandées qui entrent dans le calcul de l'indice varient d'un site à l'autre, les comparaisons seront moins fiables.

Le présent manuel vise à fournir aux utilisateurs de l'IQE du CCME les renseignements généraux dont ils auront besoin pour appliquer l'indice à leurs propres données. Depuis son élaboration, l'indice a été beaucoup utilisé au Canada (plus particulièrement dans le cadre du programme des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement ou ICDE) et ailleurs dans le monde. Au Canada, il a également servi de fondement à l'élaboration de l'indice de qualité des sédiments (IQSe) du CCME et a été utilisé comme indice de qualité de l'eau potable et des eaux à usage agricole.

À l'échelle internationale, on a convenu, dans le cadre du Programme des Nations Unies pour l'environnement, d'utiliser l'IQE du CCME sous trois formes, soit comme « Global Drinking Water Quality Index » (indice de qualité de l'eau potable dans le monde), comme « Health Water Quality Index » (indice de qualité de l'eau non nocive pour la santé) et comme « Acceptability Water Quality Index » (indice d'acceptabilité de l'eau), et, comme tel, l'IQE du CCME a été utilisé pour évaluer la qualité de l'eau au Maroc, en Argentine, au Japon, en République de Corée, en Belgique, en Pologne, en Suisse, en Afrique du Sud, en Inde, au Pakistan et en Russie. Il a servi de fondement à l'élaboration d'un IQE égyptien (Khan *et coll.* (2008). De plus, certains auteurs l'ont utilisé pour évaluer la qualité de l'eau dans d'autres pays, notamment la qualité des eaux marines en Nouvelle-Zélande (Monitor Auckland, 2010); la qualité de l'eau en vue de son utilisation pour la culture de crevettes au Brésil (Ferreira *et coll.*, 2011); la qualité de l'eau dans la baie de San Francisco (Bay.org, 2003), à Fall Creek en Indiana (IDNR, 2011), et dans les bassins de lacs et de rivières en Inde (Panduranga et Hosmani [non daté], État du Kerala en Inde [2009] et Darapu *et coll.* [2011]), ainsi que la qualité des eaux de surface au Vietnam (Pham *et coll.*, 2011) et en Irak (Ali, 2010).

## Description générale de l'indice

L'IQE du CCME repose sur la mesure de l'étendue, de la fréquence et de l'amplitude des coefficients d'écart par rapport aux valeurs recommandées (voir la section suivante). Une fois la valeur de l'IQE déterminée, on peut la classer dans une des catégories de qualité de l'eau suivantes :

- Excellente :** (Valeur de l'IQE du CCME de 95 à 100) – La qualité de l'eau est préservée, pratiquement aucune menace ni détérioration n'étant décelée; les conditions sont très proches des niveaux naturels ou originels.
- Bonne :** (Valeur de l'IQE du CCME de 80 à 94) – La qualité de l'eau est préservée, seule une menace ou une détérioration mineure étant observée; les conditions s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.
- Moyenne :** (Valeur de l'IQE du CCME de 65 à 79) – La qualité de l'eau est ordinairement préservée, mais elle est occasionnellement menacée ou détériorée; les conditions s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables.
- Médiocre :** (Valeur de l'IQE du CCME de 45 à 64) – La qualité de l'eau est fréquemment menacée ou détériorée; les conditions s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables.
- Mauvaise :** (Valeur de l'IQE du CCME de 0 à 44) – La qualité de l'eau est presque toujours menacée ou détériorée; les conditions s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables.

La division de la plage de valeurs de l'IQE du CCME en catégories de qualité des eaux constitue un processus essentiel, mais quelque peu subjectif. Ce processus doit être fondé sur la meilleure information disponible, le jugement des spécialistes et les attentes de la population quant à la qualité de l'eau.

## Données entrant dans le calcul de l'indice

L'IQE du CCME fournit un cadre mathématique qui permet d'évaluer les conditions ambiantes de qualité de l'eau en regard de recommandations afférentes à celle-ci. Il offre une grande souplesse sur le plan du type et du nombre de paramètres à mesurer, de la période d'étude et du type de masse d'eau examinée (cours d'eau, tronçon de rivière, lac, etc.). L'établissement de ces paramètres est laissé à l'utilisateur, qui doit les définir avant de calculer l'indice. On traite plus à fond des paramètres de qualité des eaux à la section *Utilisation de l'IQE du CCME*.

La masse d'eau à laquelle s'appliquera l'indice peut être définie par une station (p. ex., un emplacement de surveillance situé dans un tronçon précis) ou par un certain nombre de stations (p. ex., des emplacements répartis sur l'ensemble d'un lac). On peut utiliser sans problème des stations individuelles, mais uniquement si l'on dispose d'une quantité suffisante de données pour chacune d'elles. Plus on combine de stations, plus les conclusions seront générales.

La période retenue dépendra de la quantité de données disponibles et des exigences de l'utilisateur en matière de présentation de rapports. On utilise souvent une période minimale d'un an parce que le mode de collecte des données est généralement adapté à cette durée (p. ex., données de surveillance mensuelles ou trimestrielles). On peut combiner les ensembles de données de différentes années, en particulier si ceux de certaines années sont incomplets, mais comme c'est le cas lorsqu'on regroupe des stations, un certain degré de variabilité sera perdu.

Une étude récente sur la sensibilité et le comportement de l'IQE du CCME a permis de constater qu'il était préférable d'utiliser un minimum de huit et un maximum de 20 paramètres pour le calculer. Pour que l'indice donne des résultats significatifs, il faut choisir des paramètres de qualité de l'eau appropriés à la région étudiée. Naturellement, le choix d'un petit nombre de paramètres pour lesquels les valeurs recommandées ne sont pas respectées ne produira pas le même tableau que l'examen d'un grand nombre de paramètres dont seulement un certain nombre ne sont pas conformes aux valeurs recommandées. L'utilisateur doit user de son jugement professionnel pour déterminer le type et le nombre de paramètres qui doivent entrer dans le calcul de l'IQE du CCME pour que les résultats décrivent le plus fidèlement possible la qualité de l'eau dans une région donnée. On recommande de fonder le calcul sur une dizaine d'échantillons par année pour les rivières et les ruisseaux. Toutefois, afin de bien dégager la variabilité naturelle, il faudra peut-être utiliser un plus grand nombre d'échantillons pour les rivières et les ruisseaux torrentiels et un plus faible nombre d'échantillons pour les cours d'eau plus calmes et les lacs.

## Calcul de l'IQE du CCME

Après avoir défini le type de masse d'eau, la période d'étude, les paramètres observés et les valeurs recommandées correspondantes, il faut chiffrer chacun des trois facteurs qui composent l'IQE. Le calcul de  $F_1$  et de  $F_2$  est relativement simple, mais celui de  $F_3$  nécessite quelques étapes supplémentaires. On a établi que la contribution du premier terme ( $F_1$ ) à la valeur de l'IQE était supérieure à celle des deux autres termes ( $F_2$  et  $F_3$ ).

$F_1$  (**étendue**) représente le pourcentage de paramètres mesurés dont au moins une mesure ne respecte pas la valeur recommandée correspondante pendant la période d'étude (« paramètres non conformes »), par rapport au nombre total de paramètres mesurés :

$$(1) \quad F_1 = \left( \frac{\text{nombre de paramètres non conformes}}{\text{nombre total de paramètres}} \right) \times 100$$

$F_2$  (**fréquence**) représente le pourcentage de résultats analytiques qui ne respectent pas les valeurs recommandées (« résultats non conformes ») :

$$(2) \quad F_2 = \left( \frac{\text{nombre de résultats non conformes}}{\text{nombre total de résultats}} \right) \times 100$$

$F_3$  (**amplitude**) représente l'écart entre les résultats analytiques non conformes et les valeurs recommandées auxquelles ils se rapportent.  $F_3$  se calcule en trois étapes.

i) L'amplitude par laquelle une concentration individuelle est supérieure à la valeur recommandée (ou inférieure, lorsque cette valeur est un minimum) est nommée « coefficient d'écart ». Lorsque le résultat analytique ne doit pas dépasser la valeur recommandée :

$$(3a) \text{ coefficient d' écart}_i = \left( \frac{\text{Résultat analytique non conforme}_i}{\text{Valeur recommandée}_j} \right) - 1$$

Dans les cas où le résultat analytique ne doit pas être inférieur à la valeur recommandée :

$$(3b) \text{ coefficient d' écart}_i = \left( \frac{\text{Valeur recommandée}_j}{\text{Résultat analytique non conforme}_i} \right) - 1$$

ii) Pour calculer le degré global de non-conformité, on additionne les coefficients d'écart des résultats individuels et on divise cette somme par le nombre total de résultats individuels (conformes ou non aux valeurs recommandées). Ce paramètre, qui est la somme normalisée des coefficients d'écart ou *sncé*, se représente comme suit :

$$(4) \text{ sncé} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{coefficient d' écart}_i}{n^{bre} \text{ résultats}}$$

iii) On calcule ensuite la valeur de  $F_3$  à l'aide d'une fonction asymptotique qui ramène la somme normalisée des coefficients d'écart par rapport aux valeurs recommandées (*sncé*) à l'intérieur d'une plage de valeurs de 0 à 100.

$$(5) F_3 = \left( \frac{\text{sncé}}{0,01\text{sncé} + 0,01} \right)$$

Une fois ces facteurs établis, on peut calculer l'indice en les additionnant comme s'il s'agissait de vecteurs (voir la figure 1) et en utilisant le théorème de Pythagore. La somme des carrés de chaque facteur est donc égale au carré de l'indice. Cette méthode traite l'indice comme un espace tridimensionnel défini par trois axes correspondant aux trois facteurs (voir la figure 1). Dans ce modèle, l'indice est directement proportionnel à chacun des trois facteurs.

$$(6) IQE \text{ du CCME} = 100 - \left( \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right)$$

Le diviseur (1,732) normalise les valeurs résultantes en fonction d'une plage de 0 à 100, où 0 représente la qualité d'eau « la plus mauvaise » et 100, la qualité d'eau « la meilleure ».

L'annexe 1 renferme des exemples qui illustrent comment l'IQE du CCME permet de déterminer les différences entre les emplacements dont la qualité de l'eau varie de même que les tendances affichées par la qualité de l'eau associées à l'amélioration ou à la dégradation d'un tronçon de cours d'eau.

## Effet des échelles de mesure et des plages de dépassement sur l'IQE du CCME

Les analyses de qualité de l'eau se caractérisent par l'utilisation d'une gamme d'échelles de mesure. En effet, certaines substances, comme les pesticides, peuvent avoir une incidence sur l'environnement à des concentrations de ng·L<sup>-1</sup>, tandis que d'autres substances doivent atteindre des concentrations de mg·L<sup>-1</sup> pour avoir des répercussions environnementales. L'utilisation d'une méthode axée sur des valeurs recommandées permet de regrouper ces données dans un cadre d'indice multivariable unique, la valeur de cet indice étant déterminée en comparant les valeurs mesurées aux valeurs recommandées afférentes.

Cette méthode permet de passer outre l'utilisation de paramètres de pondération. Les toxicités relatives des différents produits chimiques ayant été prises en compte au moment de l'élaboration des valeurs de qualité d'eau recommandées, aucune autre pondération n'est nécessaire.

La nature asymptotique de la fonction utilisée pour calculer  $F_3$  permet également d'atténuer l'effet indu exercé par les paramètres affichant des valeurs qui s'étendent sur plusieurs ordres de grandeur (p. ex., les numérations bactériennes), celui-ci étant nettement plus élevé que celui des paramètres affichant une gamme de valeurs très étroite (p. ex., le pH).

Comment doit-on composer avec les valeurs qui sont inférieures au seuil de détection de la méthode ou de l'analyseur utilisé ? En utilisant ces valeurs dans l'IQE du CCME comme mesures se situant au seuil de détection et en les comparant à la valeur recommandée pertinente, on se soustrait à tous les problèmes statistiques liés à leur traitement. Si le seuil de détection se situe à une valeur supérieure à la valeur recommandée, comme c'est souvent le cas pour le cadmium, par exemple, il suffit d'utiliser ce seuil comme valeur recommandée.

### Exemple de calcul

Il n'est pas recommandé de calculer manuellement l'IQE du CCME pour une grande quantité de données. Un programme informatique a été élaboré à cette fin. Cependant, afin de mieux comprendre les modalités d'utilisation de l'IQE, il est utile d'examiner l'exemple suivant qui porte sur un ensemble simplifié de données recueillies dans la rivière Saskatchewan Nord, à Devon, en Alberta.

Dix paramètres entreront dans le calcul de l'indice (oxygène dissous, pH, phosphore total, azote total, coliformes fécaux, arsenic, plomb, mercure, 2,4-D et lindane). La période d'étude est de un an (1997). La fréquence d'échantillonnage à cet endroit est mensuelle pour la plupart des paramètres (il manque un échantillon pour le mercure) et trimestrielle pour les pesticides.

Tableau 1. Rivière Saskatchewan Nord à Devon – 1997

DATE	OD mg/L	pH	PT mg/L	NT mg/L	CF UFC/dL	As mg/L	Pb mg/L	Hg µg/L	2,4-D µg/L	Lindane µg/L
7 janvier 1997	11,4	8,0	0,006	0,160	4	0,0002	0,0004	M0,05	M0,005	M0,005
4 février 1997	11,0	7,9	0,005	0,170	M4 <sup>2</sup>	M0,0002	<b>0,0094</b>	M0,05		
4 mars 1997	11,5	7,9	0,006	0,132	4	M0,0002	M0,0003	M0,05		
8 avril 1997	12,5	7,9	<b>0,058</b> <sup>1</sup>	0,428	M4	M0,0002	0,0008	M0,05	0,004	M0,005
6 mai 1997	10,4	8,1	0,042	0,250	M4	0,0002	0,0008	M0,05		
3 juin 1997	8,9	8,2	<b>0,108</b>	0,707	26	0,0006	0,0013	M0,05		
8 juillet 1997	8,5	8,3	0,017	0,153	9	0,0002	0,0004			
5 août 1997	7,5	8,2	0,008	0,153	8	M0,0002	M0,0003	M0,05	M0,005	M0,005
2 septembre 1997	9,2	8,2	0,006	0,130	12	0,0003	0,0018	M0,05		
7 octobre 1997	11,0	8,1	0,008	0,093	12	M0,0002	0,0011	M0,05	M0,005	M0,005
4 novembre 1997	12,1	8,0	0,006	0,296	8	M0,0002	<b>0,0051</b>	M0,05		
1 <sup>er</sup> décembre 1997	13,3	8,0	0,004	0,054	4	M0,0002	M0,0003	M0,05		
VALEUR RECOMMANDÉE :	5	6,5 – 9,0	0,05	1	400	0,05	0,004	0,1	4	0,01

<sup>1</sup> Les valeurs en caractères gras ne sont pas conformes à la valeur recommandée correspondante

<sup>2</sup> M = moins de

Il y a 2 paramètres non conformes (PT et Pb) à la valeur recommandée correspondante. Le nombre total de paramètres est de 10. Ainsi :

$$F_1 = \left( \frac{2}{10} \right) \times 100 = 20$$

Le nombre de résultats analytiques ne respectant pas les valeurs recommandées est de 4, et le nombre total de résultats analytiques, de 103. Il est à noter que des données manquent dans la colonne du mercure et des pesticides. Dans ce cas :

$$F_2 = \left( \frac{4}{103} \right) \times 100 = 3,9$$

Les coefficients d'écart, leur somme normalisée et  $F_3$  sont calculés comme suit :

$$\text{coefficient d' écart} = \left( \frac{0,058}{0,05} \right) - 1 = 0,16$$

(calculé pour chaque valeur > valeur recommandée correspondante)

$$\text{sncé} = \frac{(0,16 + 1,16 + 1,35 + 0,275)}{103} = 0,029$$

$$F_3 = \left( \frac{0,029}{0,01(0,029) + 0,1} \right) = 2,8$$

Les trois facteurs ayant été établis, on peut maintenant calculer la valeur de l'indice :

$$IQE \text{ du CCME} = 100 - \left( \frac{\sqrt{20^2 + 3,9^2 + 2,8^2}}{1,732} \right) = 88$$

En regard des catégories proposées dans le présent document, la qualité de l'eau dans cette rivière serait « bonne » selon les données de 1997.

Lorsqu'on présente une valeur calculée de l'IQE du CCME, il importe de l'expliquer au moyen d'un énoncé circonstancié. Dans l'exemple ci-dessus, cet énoncé pourrait se lire comme suit : « L'IQE du CCME indique que la qualité de l'eau de la rivière Saskatchewan Nord à Devon était *bonne* en 1997. Les conditions dans ce lieu sont réputées appropriées à la protection de la vie aquatique. Les concentrations de phosphore total et de plomb mesurées ont dépassé, chacune à deux reprises, les valeurs recommandées correspondantes; les coefficients d'écart étaient toutefois relativement faibles et sont probablement attribuables à des circonstances naturelles. »

## Utilisation de l'IQE du CCME

« L'efficacité et la précision de tous les indices établis selon les réseaux de surveillance existants, les méthodes d'analyse physico-chimique courantes et les valeurs recommandées en vigueur révèlent plutôt des contingences de mesure qu'une faiblesse intrinsèque. » [traduction] (Lumb *et coll.*, 2011) En raison de cela, lorsqu'on utilise l'IQE du CCME, il faut toujours avoir à l'esprit que les réseaux de surveillance peuvent être biaisés et que les résultats comportent une certaine

précision et exactitude connexe pour chaque paramètre, lesquelles varient selon l'écart entre la valeur mesurée et le seuil de détection de la méthode ou de l'analyseur utilisé. On sait fort bien qu'une mauvaise utilisation de l'IQE du CCME peut mener à des conclusions erronées. Par conséquent, il faut clairement établir à quoi servira l'IQE avant de le calculer. Veut-on établir la qualité de l'eau :

- en ce qui touche toutes ses utilisations ou une seule utilisation particulière ?
- à toutes les périodes de l'année ou durant certaines périodes particulières, par exemple à l'été, l'été ?
- en rapport avec les effets des stressseurs anthropiques, ou de tous les stressseurs, naturels et anthropiques ?

Les modalités d'utilisation de l'IQE du CCME à respecter sont illustrées à la figure 2 :

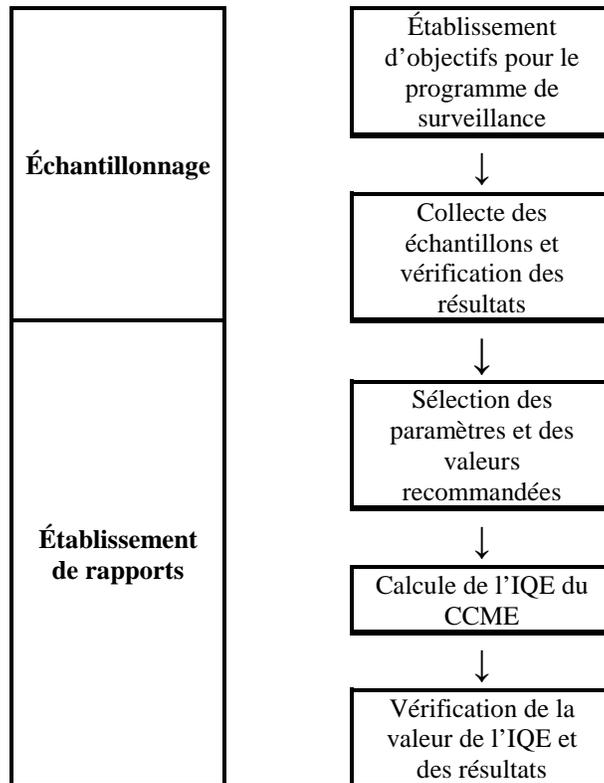


Figure 2. Processus d'utilisation de l'IQE du CCME

a) **Validation des données – préparation, outils et méthodes.** Avant de les utiliser pour calculer l'IQE du CCME, les données doivent être examinées pour s'assurer qu'elles répondent aux objectifs afférents du programme de surveillance de la qualité de l'eau. Si les données ne satisfont pas aux exigences minimales nécessaires pour calculer l'IQE du CCME, il faut tout simplement ne pas entreprendre ce calcul. Le calcul de l'IQE du CCME ne doit être entrepris qu'après s'être assuré de disposer d'un nombre suffisant de données de qualité pour chaque paramètre.

Il faut se poser certaines questions au moment de l'examen des données :

- Les valeurs pour chaque paramètre et les valeurs recommandées connexes sont-elles exprimées selon les mêmes unités et une forme correcte (p. ex.,  $\text{NO}_3$  exprimé comme N mg/L) ?
- Les valeurs élevées ont-elles été entrées correctement dans le tableur ?
- Certaines valeurs très élevées obtenues un jour précis s'expliquent-elles par un événement météorologique particulier, comme une pluie diluvienne ayant causé une très forte concentration de solides en suspension et de nutriments et métaux connexes ? Si tel est le cas, doit-on ne pas tenir compte de ces valeurs en calculant l'IQE ? Kilgour and Associates (2009) a fourni des précisions au CCME au sujet de l'exclusion de données associées aux événements à l'origine de forts débits.

À la page « Données traitées » produite par le calculateur de l'IQE du CCME, on utilise un code de couleurs pour départager les valeurs qui sont supérieures aux valeurs recommandées pertinentes; les couleurs diffèrent selon l'importance de l'écart entre les valeurs obtenues et les valeurs recommandées. Ces points de données mis en évidence permettent de repérer les journées précises à l'origine de valeurs plutôt élevées qu'il faudrait examiner plus à fond. Ce code de couleurs permet également de déceler si les valeurs recommandées qu'on a entrées et les valeurs mesurées sont exprimées selon des unités différentes.

#### Code de couleurs utilisé à la page « Données traitées » du calculateur de l'IQE du CCME

<b>Renseignement à l'appui (vert)</b>
<b>Valeurs non conformes &lt;10 fois la valeur recommandée pertinente (gris)</b>
<b>Valeurs non conformes 10 à 25 fois la valeur recommandée pertinente (jaune)</b>
<b>Valeurs non conformes &gt;25 fois la valeur recommandée pertinente (rouge)</b>

b) **Il faut user de précaution avec les données anciennes.** De nos jours, les méthodes d'analyse sont meilleures et les seuils de détection sont mieux précisés. Les vieux ensembles de données sont d'une époque où la sensibilité des méthodes d'analyse était nettement inférieure à celle des méthodes actuelles. Pour cette raison, il faut se méfier des anciens résultats qui se situent tout juste au-dessus du seuil de détection. Par exemple, dans les années 1970, pour déterminer les concentrations en métaux, on utilisait souvent des méthodes colorimétriques dont les seuils de détection étaient nettement supérieurs aux valeurs recommandées de nos jours en matière de qualité des eaux. En outre, toutes les méthodes d'analyse peuvent donner des résultats « faux positifs » qui, utilisés pour la détermination de l'IQE du CCME, peuvent mener à des conclusions trompeuses. Par exemple, si les anciennes données sur le cadmium ont été obtenues à l'aide d'une méthode dont le seuil de détection était de  $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , certains résultats correspondant au seuil de détection, ou légèrement supérieurs à celui-ci, pourraient ne pas être valides. Si ces résultats sont utilisés dans l'IQE du CCME en rapport avec une valeur recommandée de  $0,0002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , les faux positifs donneront lieu à un très grand coefficient d'écart par rapport à la valeur recommandée, d'où une réduction de la valeur de l'IQE.

c) **L'IQE du CCME doit être établi d'après des ensembles de paramètres pertinents par rapport à la masse d'eau testée.** Plusieurs administrations possèdent des anciens ensembles de données où un large éventail de variables a été testé. Le calcul de l'IQE du CCME ne devrait intégrer que des paramètres pertinents à l'activité humaine dans la région et à l'utilisation de l'eau qui est testée. En effet, si de nombreux paramètres (p. ex., tous les pesticides ou tous les métaux dans un balayage) sont inclus, les valeurs de l'IQE pourraient être anormalement réduites. Il s'agit là d'un aspect à considérer lorsque des comparaisons d'indice sont effectuées dans le temps ou entre des emplacements et que le nombre de paramètres mesurés varie beaucoup.

Les types de paramètres que l'on choisit d'utiliser pour établir l'IQE du CCME doivent être propres aux usages de l'eau et aux stressors anthropiques en cause (annexe 2). En ce qui concerne les usages de l'eau, comme son utilisation comme eau potable (si non traitée) et pour les activités récréatives, il faut inclure des paramètres bactériologiques dans le calcul de l'indice. Ces paramètres n'ont pas à être inclus dans le calcul de l'indice de qualité en vue de la protection de la vie aquatique. Toutefois, si l'objectif est d'établir un indice qui porte sur de multiples usages de l'eau, tels que son utilisation comme eau potable et comme milieu propice à la vie aquatique, alors l'utilisation de ces paramètres est nécessaire et appropriée. Cette inclusion est d'une importance particulière lorsque des stressors anthropiques, comme des installations d'épuration des eaux usées ou des pâturages ou installations d'alimentation du bétail, sont situés à proximité d'un cours d'eau et peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'eau.

Le nombre de paramètres utilisés dans le calcul de l'IQE est aussi lié aux usages de l'eau et aux stressors anthropiques. L'utilisation d'un trop grand nombre de paramètres réduira l'importance de chacun d'entre eux, tandis que l'utilisation d'un nombre insuffisant de paramètres accroîtra l'importance de chacun d'eux. Ce qui importe, c'est d'obtenir un juste équilibre entre ces deux extrêmes. On s'est rendu compte que plus le nombre de paramètres est

grand, plus la proportion d'emplacements classés dans les catégories de qualité extrêmes (« mauvaise » ou « excellente ») est faible par rapport à la proportion d'emplacements classés dans les catégories de qualité « médiocre » et « moyenne ».

À la lumière de toutes ces mises en garde, **on recommande d'utiliser un minimum de huit et un maximum de 20 paramètres** pour calculer l'IQE du CCME. S'il est nécessaire d'utiliser plus de 20 paramètres, il faut subdiviser si possible l'analyse en différents usages de l'eau ou sous-indices, comme ceux liés à l'enrichissement en métaux et en nutriments/substances organiques, de façon à réduire le nombre de stressés. Il faut veiller à choisir des paramètres qui ne sont pas en corrélation étroite (p. ex., le pH et l'alcalinité, ou la turbidité et la concentration de solides en suspension) de façon à ne pas fausser le calcul de l'IQE du CCME en incluant l'incidence d'un même paramètre à deux reprises.

d) **On ne doit pas utiliser des ensembles de données minimaux.** L'IQE du CCME n'a pas été conçu pour remplacer une évaluation complète des éléments chimiques susceptibles d'influer sur la qualité des eaux. **Pour calculer l'IQE du CCME, il faut au moins quatre paramètres et quatre visites d'échantillonnage par année.** Le calendrier d'échantillonnage est tout aussi important que le nombre d'échantillons prélevés. Il faut s'assurer de prélever un nombre d'échantillons suffisant pour prendre en compte des événements importants, comme les pics et les creux saisonniers. Règle générale, il faut pour ce faire effectuer au moins un échantillonnage par mois. En raison des dangers associés à la glace qui persiste sur de nombreux plans d'eau au Canada, le nombre d'échantillonnages mensuels peut être réduit à dix.

Il existe des endroits où il est impossible d'effectuer ce nombre idéal de visites d'échantillonnage, mais où il est possible de vérifier les valeurs de l'IQE du CCME en utilisant un nombre inférieur d'échantillons. Dans certaines situations, il sera possible de n'utiliser qu'un seul échantillon par saison en tenant pour admis que les stressés anthropiques et les conditions hydrologiques à la station sont bien connus et varient relativement peu durant l'année.

e) **La période sur laquelle se fonde le calcul est importante.** La qualité de l'eau d'une masse d'eau fluctue au cours de l'année et d'une année à l'autre en réponse aux événements de précipitation. Cette fluctuation est prononcée pour les eaux courantes, mais elle caractérise également les petits plans d'eau assujettis à des événements hydrologiques. Pour s'affranchir de ce phénomène naturel et pour ne pas induire le public en erreur en traitant de fluctuations d'origine naturelle, on utilise habituellement une période plus longue pour faire rapport sur la qualité de l'eau. Cette façon de faire offre l'avantage d'atténuer les valeurs extrêmes de l'IQE du CCME et du classement en catégories. Comme pour les autres caractéristiques de l'IQE du CCME, la clé est d'utiliser une période qui ne mène pas à une valeur d'IQE absurde.

L'utilisation de périodes plus longues peut poser des problèmes, tels que la modification des méthodes analytiques et des seuils de détection, comme il est indiqué précédemment. Ces modifications peuvent mener à une certaine confusion au sujet de la valeur de l'IQE du CCME. Le juste équilibre entre les deux extrêmes d'une période de trop courte durée et de trop longue durée est d'utiliser une **période de trois ans**. Cette période est suffisamment longue pour aplanir les fluctuations d'origine naturelle et suffisamment courte pour observer certains changements qui surviennent à brève échéance.

Il ne faut pas perdre de vue que la période utilisée pour faire rapport sur la qualité de l'eau traduit l'objet de la présentation du rapport. À l'opposé du scénario de présentation de rapport à long terme ci-dessus, lorsque l'on fait rapport sur les améliorations de la qualité de l'eau dues à des activités de réduction de la pollution, on peut utiliser une période plus courte, comme une période d'une année, par exemple, de façon à pouvoir observer rapidement l'effet de ces activités sur la valeur de l'IQE du CCME. Dans un tel cas, l'utilisation d'une période de trois ans pourrait avoir pour effet de retarder le signalement de la valeur améliorée de l'IQE jusqu'à ce que toutes les données portant sur la période précédant les activités de réduction de la pollution soient exclues du calcul de l'IQE.

En ce qui concerne les communiqués courants sur la qualité de l'eau, il est important de s'assurer que les changements de valeur ou de catégorie de l'IQE qui sont communiqués ne sont pas dus à la variabilité naturelle qui caractérise les paramètres de qualité de l'eau à la suite de fluctuations hydrologiques, mais témoignent bel et bien de changements dans la qualité de l'eau. Il ne faut pas non plus oublier que certaines masses d'eau afficheront des valeurs d'IQE qui les situent à proximité de la ligne de démarcation de catégories différentes. Dans de telles situations, il faut user de son jugement professionnel et déterminer si le classement est le résultat d'une très faible

variation de valeur d'indice qui entraîne un changement de catégorie. La question peut être résolue dans une certaine mesure en déterminant les limites de confiance associées à une valeur d'IQE particulière. On présente à l'annexe 3 une méthode d'estimation des limites de confiance de valeurs d'IQE. Cette méthode est fondée sur la procédure bootstrap pour sous-sélectionner les échantillons, réexécuter des itérations multiples et simuler la distribution de fréquences de la « valeur d'indice ». La fonction est disponible dans la deuxième version du calculateur de l'IQE du CCME.

Lorsque des échantillons sont prélevés durant un événement extrême, comme une pluie abondante, par exemple, il arrive que de nombreux paramètres, comme les concentrations en métaux ou en nutriments associés aux solides en suspension, augmentent de façon substantielle sur une courte période. Cette augmentation peut donner lieu à une augmentation du facteur  $F_1$ . Dans une telle situation, lorsque les pointes de turbidité ou de concentrations de solides en suspension ne présentent pas de problème sur le plan biologique, on peut envisager d'utiliser la marche à suivre exposée par Kilgour *et coll.* (2013) pour éliminer les données extrêmes.

f) **Les comparaisons d'IQE du CCME ne devraient être faites qu'en employant les mêmes ensembles de paramètres.** Si un emplacement où la plupart des paramètres mesurés portent sur des pesticides est comparé avec un emplacement où la plupart de ces paramètres portent sur des métaux, les renseignements obtenus sont plus ou moins utiles. Il est certes possible d'obtenir des valeurs d'IQE du CCME pour ces emplacements, mais la comparaison de ces valeurs pour ceux-ci ne servira qu'à évaluer la situation de chacun par rapport aux valeurs recommandées utilisées. On ne peut substituer d'aucune façon la valeur de l'IQE du CCME aux résultats d'une évaluation détaillée des quantités de polluants différents présents à un emplacement. Dans le même ordre d'idées, si les calculs visent à suivre l'évolution temporelle de l'indice à un emplacement précis et que le nombre et le type de paramètres de qualité de l'eau changent de façon appréciable au cours de la série temporelle, on risque d'obtenir des résultats vides de sens.

g) **Les comparaisons d'IQE du CCME ne sont possibles que si les mêmes ensembles de valeurs recommandées sont appliqués.** L'IQE du CCME permet à l'utilisateur de l'indice de sélectionner les valeurs recommandées sur lesquelles seront fondées les comparaisons entre les qualités des eaux mesurées. L'indice est donc plus polyvalent, mais il ouvre aussi la porte à un usage impropre. Au Canada, les différents gouvernements ont recommandé des valeurs différentes pour la qualité des eaux, ainsi que des valeurs différentes pour les divers usages de l'eau. Les valeurs recommandées pour la protection de l'eau d'irrigation ou de l'eau d'abreuvement du bétail sont différentes de celles visant à assurer la protection d'espèces aquatiques sensibles. Si une valeur d'indice est calculée d'après un ensemble de valeurs recommandées, puis comparée à une valeur d'indice reposant sur un ensemble de valeurs recommandées complètement différent, toute conclusion qui en est tirée sera erronée.

h) **On ne doit utiliser que des valeurs recommandées pertinentes.** Un pays aussi vaste que le Canada compte, bien entendu, des différences énormes sur le plan de la géographie et de la géologie des régions où coulent les rivières. Les eaux du bouclier précambrien sont nettement différentes de celles des Prairies (p. ex., teneur élevée en phosphore), mais peuvent être similaires à celles qui coulent à Terre-Neuve-et-Labrador (p. ex., faibles pH et concentration en nutriments, et forte concentration en aluminium). Ainsi, les concentrations en substances présentes à l'état naturel, tels les métaux, les nutriments et les ions majeurs, varieront beaucoup d'une région à l'autre et pourront être, à l'occasion, supérieures aux valeurs recommandées établies, notamment aux valeurs génériques recommandées à l'échelle nationale, voire à l'échelle provinciale ou territoriale. Dans de tels cas, il est absolument essentiel d'utiliser des valeurs recommandées propres à l'emplacement étudié pour obtenir les valeurs d'IQE du CCME les plus fiables (CCME, 2003). Pour le choix des valeurs recommandées, il est essentiel de faire la distinction entre les valeurs recommandées établies pour la toxicité aiguë et la toxicité chronique. Pour la plupart des mesures fondées sur l'utilisation d'échantillons mensuels durant un certain nombre d'années, il est habituellement préférable d'utiliser les valeurs recommandées plus prudentes établies pour l'exposition chronique, chaque échantillon permettant d'obtenir une mesure à un moment et à un endroit précis, contrairement à un échantillonnage continu ou fréquent (p. ex., un échantillonnage quotidien), qui permet de mieux saisir la durée et l'intensité de l'exposition.

i) **La validation de la valeur de l'IQE du CCME est capitale.** Même si toutes les étapes précédentes ont été suivies, il est possible que la valeur de l'IQE du CCME obtenue ne permette pas d'avoir une juste appréciation de l'état de la qualité de l'eau. Le spécialiste en qualité des eaux doit alors traiter de plusieurs questions. Il doit effectuer les démarches suivantes pour valider la valeur de l'IQE du CCME.

1. Examiner les résultats en fonction des conditions de référence ou des répercussions connues. Se poser la question : « Les tendances sont-elles logiques ? »
2. Examiner les effets de paramètres, de valeurs recommandées ou d'échantillons particuliers sur les valeurs de l'indice et se poser la question : « Un des éléments exerce-t-il des effets indus ? » Pour répondre à cette question, on peut introduire de nouvelles valeurs recommandées propres à l'emplacement, éliminer les résultats associés à un échantillon aberrant ou éliminer certains paramètres du calcul de l'IQE du CCME. On peut également se poser les questions suivantes :
  - a. Les valeurs recommandées utilisées sont-elles les meilleures qu'on puisse utiliser, ou devrait-on les examiner pour s'assurer qu'elles sont à jour et s'appliquent à la situation ?
  - b. Existe-t-il certains échantillons indiquant qu'il faut réexaminer le schéma de surveillance utilisé ?
3. Examiner les évaluations antérieures et se poser les questions suivantes : « Les conclusions sont-elles compatibles ? Les résultats devraient-ils concorder ? »  
Ces considérations se traduisent par les questions suivantes :
  - a. A-t-on utilisé le même nombre d'échantillons dans les deux cas ?
  - b. A-t-on utilisé les mêmes paramètres dans les deux cas ?
  - c. Les méthodes d'analyse (et les seuils de détection connexes) utilisées pour les paramètres étaient-elles les mêmes pour les deux périodes d'essai ?
  - d. Les échantillons ont-ils été prélevés aux mêmes mois ou au même stade de l'hydrogramme ?
  - e. A-t-on utilisé les mêmes valeurs recommandées pour chaque paramètre dans les deux cas ?
4. Évaluer les sources de pollution éventuelles et se poser la question : « Y a-t-il des effets inattendus ? » Les effets inattendus pourraient être dus à des échantillons prélevés trop près d'une source non entièrement diluée dans les eaux ambiantes ou trop loin d'une source au point de ne pouvoir distinguer les effets d'une source précise parmi d'autres. Ces deux situations ont trait à la conception de l'étude, et le programme de surveillance devrait permettre de répondre aux questions qui sont posées.
5. Examiner les données de biosurveillance ou les autres évaluations d'habitats et se poser la question : « Les conclusions concordent-elles ? »  
Il ne faudrait pas s'attendre à un recoupement complet, car l'échantillonnage biologique incorpore souvent les effets sur le biote au fil du temps, tandis que les échantillons individuels d'eau de surface reflètent l'état de la qualité de l'eau à un moment donné. Les échantillons de qualité de l'eau peuvent passer outre des événements ponctuels, comme des déversements ou des écoulements contaminés, qui ont des répercussions sur le biote. De plus, des facteurs autres que la qualité de l'eau, comme la contamination des sédiments, les variations de l'écoulement et la présence d'espèces envahissantes, peuvent aussi avoir une incidence sur le biote.

À la lumière des restrictions et des mises en garde concernant son utilisation, l'IQE du CCME a été utilisé par plusieurs administrations au Canada et a permis d'obtenir des informations utiles sur l'évolution de la qualité des eaux en fonction du temps et la distinction spatiale entre les emplacements dégradés et non dégradés. Il a été montré à l'échelle mondiale que l'indice peut, s'il est appliqué correctement, servir d'outil de gestion et de communication.

## Références

- Ali, Luay A. 2010. « Seasonal variation in physico-chemical properties and zooplankton biomass in Greater Zab River – Iraq », *Jordan Journal of Biological Sciences*, volume 3, numéro 3, juin 2010, p. 115-120.
- Amir Ali Khan, Shaden Abdel-Gawad et Haseen Khan. (2008). "A Real Time Water Quality Monitoring Network and Water Quality Indices for River Nile", *Proceedings of the XIIIth International Water Resources Association (IWRA) World Water Congress, Montpellier, France, September 1- 4, 2008*, 2008. ([www.iwra.org/congress/2008/resource/authors/abs894\\_article.pdf](http://www.iwra.org/congress/2008/resource/authors/abs894_article.pdf))
- Bay.org. The Bay Institute Ecological Scorecard. San Francisco Bay Water Quality Index Indicator analysis and evaluation. 17 octobre 2003. ([http://thebayinstitute.blob.core.windows.net/assets/Scorecard\\_4page.pdf](http://thebayinstitute.blob.core.windows.net/assets/Scorecard_4page.pdf))
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux du Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau*, 2003. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Indice de la qualité des eaux du CCME 1.0, Rapport technique*, 2001. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 1999.
- Darapu, Er. Srikanth Satish Kumar, Er. B. Sudhakar, K. Siva Rama Krishna, P. Vasudeva Rao et M. Chandra Sekhar. "Determining water quality index for the evaluation of water quality of River Godavari », *International Journal of Engineering Research and Applications*, volume 1, numéro 2, juillet-août 2011, p. 174-182.
- Ferreira, N.C., Bonetti, C. et Seiffert, W.Q., "Hydrological and water quality indices as management tools in marine shrimp culture", *Aquaculture*, 318(3), 2001, p. 425-433.
- Glozier, N. et équipe nationale de recherche sur la qualité de l'eau d'Environnement Canada. *Value and challenges of trend analyses with water quality monitoring data: some case studies*, exposé à l'atelier national de 2007 sur l'indice de qualité des eaux, décembre 2007.
- Indiana Department of Natural Resources. [page Web] Hoosier Riverwatch Datawatch, 2011. <http://www.hoosieriverwatch.com> [Consultée le 14 juin 2011]
- Kerala State Council for Science, Technology and Environment. *Environmental monitoring programme on water quality*. Centre for Water Resources Development and Management, 2009. ISBN 81-86366-70-09
- Khan, H. *The CCME Water Quality Index 1.0 – Application to three watersheds in Newfoundland*, novembre 1999.
- Kilgour & Associates Ltd. Reducing the Sensitivity of the Water Quality Index to Episodic Events. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg. 2009 [http://www.ccme.ca/files/Resources/fr\\_water/fr\\_water\\_quality/pn\\_1435\\_wqi\\_sensitivity.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_water_quality/pn_1435_wqi_sensitivity.pdf)
- Kilgour, B.W., A.P. Francis et V. Mercier. "Reducing the sensitivity of the Water Quality Index to episodic events", *Wat. Qual. Res. J. Can.*, 48, 2013, p. 1-14.
- Lumb, Ashok, T.C. Sharma et Jean-Francois Bibeault. "A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions", *Water Qual Expo Health*, 3, 2011, p. 11-24.
- Monitor Auckland. Marine water quality. Dernière mise à jour le 10 mars 2010. (<http://www.aucklandcouncil.govt.nz/EN/planspolicies/projects/reports/technicalpublications/Documents/tr2013030marinewaterqualityannualreport2010.pdf>)
- Panduranga Murthy, G 1 et Hosmani, S.P. *Water Quality Index (WQI) to Evaluate Surface Water Quality for Protection of Aquatic Life: A Case Study: Bherya Lake, Mysore, Karnataka State, India*, non daté.
- Pham Thi Minh Hanh, Suthipong Sthiannopkao, Dang The Ba et Kyoung-Woong Kim. "Development of water quality indexes to identify pollutants in Vietnam's surface water", *J. Environ. Eng.*, 137, 273, 2011, 11 p.; doi :10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000314
- Rocchini, R. et L.G. Swain. *The British Columbia Water Quality Index*, Water Quality Branch, Environmental Protection Department, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, 1995, 13 p.
- Tri-Star Environmental Consulting. *Synthesis of research and application of the CCME water quality index*, mars 2012, 54 p.
- Wright, C.R., K.A. Saffran, A.-M. Anderson, R.D. Neilson, N.D. MacAlpine et S.E. Cooke. *A Water Quality Index for Agricultural Streams in Alberta: The Alberta Agricultural Water Quality Index (AAWQI)*, document préparé pour le compte de l'Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Program (AESAP), publié par Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton, Alberta, 1999, 35 p.

**Comment citer ce document :**

Conseil canadien des ministres de l'environnement. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique : Indice de qualité des eaux du CCME, Manuel de l'utilisateur – Mise à jour de 2016*, 2016. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'Environnement, Winnipeg, 1999.

**Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :**

Environnement et Changement climatique Canada  
Division des recommandations et des normes  
351, boulevard Saint-Joseph  
Gatineau, QC K1A 0H3  
Téléphone : 819-953-1550  
Courriel : [ec.rqe-egg.ec@canada.ca](mailto:ec.rqe-egg.ec@canada.ca)  
Internet : [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca)

© Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2017  
Extrait de publication n° 1300; ISBN : 1-896997-36-8

*Also available in English.*

## Annexe 1 – Mise en application de l'IQE du CCME

L'IQE du CCME décrit précédemment a été appliqué à plusieurs ensembles de données provenant de différentes régions du Canada. Des exemples sont présentés ci-dessous.

### *Terre-Neuve-et-Labrador*

L'IQE du CCME a été appliqué à trois bassins hydrographiques à Terre-Neuve-et-Labrador. Les données recueillies de 1986 à 1994 en vertu de l'Entente fédérale-provinciale sur la qualité des eaux dans 12 stations des bassins hydrographiques de l'Humber, de l'Exploits et de la Quidi Vidi ont servi à établir l'indice (voir la figure 3). Le calcul de l'indice se fondait sur les paramètres suivants : conductivité, turbidité, oxygène dissous, pH, carbone organique dissous, aluminium, arsenic, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, plomb, nickel, phosphore et zinc.

L'évolution de l'IQE du CCME à huit de ces emplacements est illustrée à la figure 4. Dans une évaluation de l'application de l'IQE du CCME à l'étude de ces bassins hydrographiques (Khan, 1999), une différence marquée a été notée entre les zones à l'état naturel (par exemple la rivière Lloyds - YN0001) et celles qui ont subi les répercussions de l'urbanisation ou d'activités minières antérieures (YO0017, YO0001).

Les valeurs d'indice dans le bassin hydrographique de la Quidi Vidi témoignent également d'un degré d'urbanisation nettement plus élevé à St. John's que dans les régions éloignées des bassins de l'Exploits et de l'Humber.

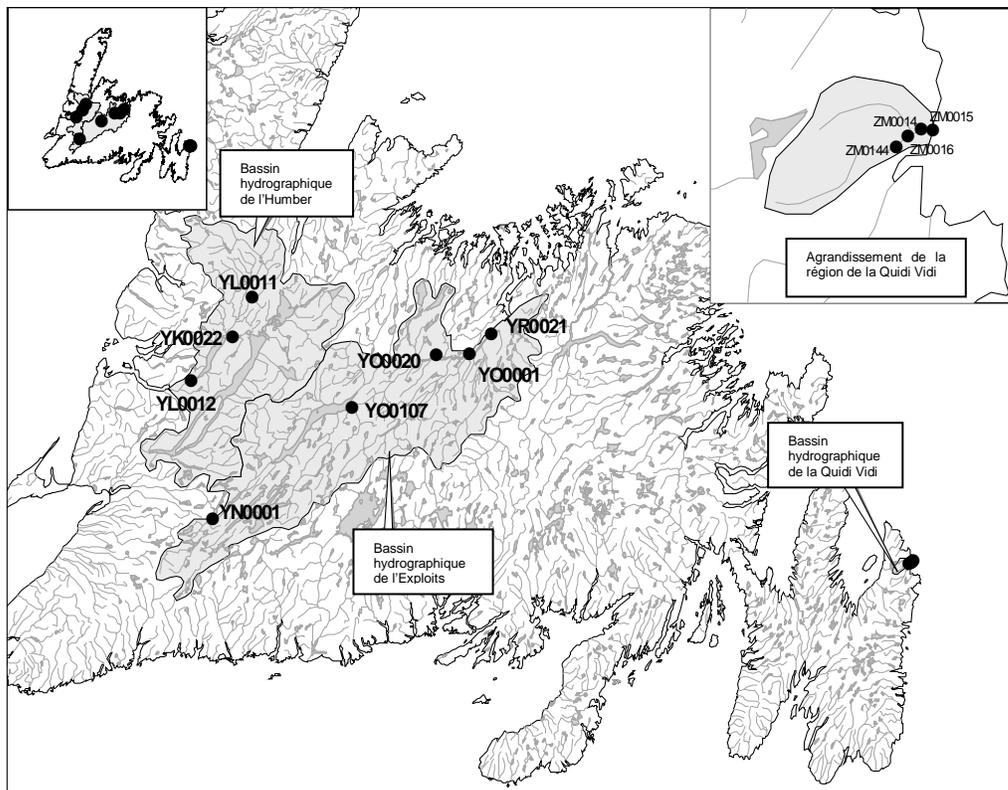


Figure 3. Lieux de prélèvement des indices sur la qualité des eaux de Terre-Neuve-et-Labrador

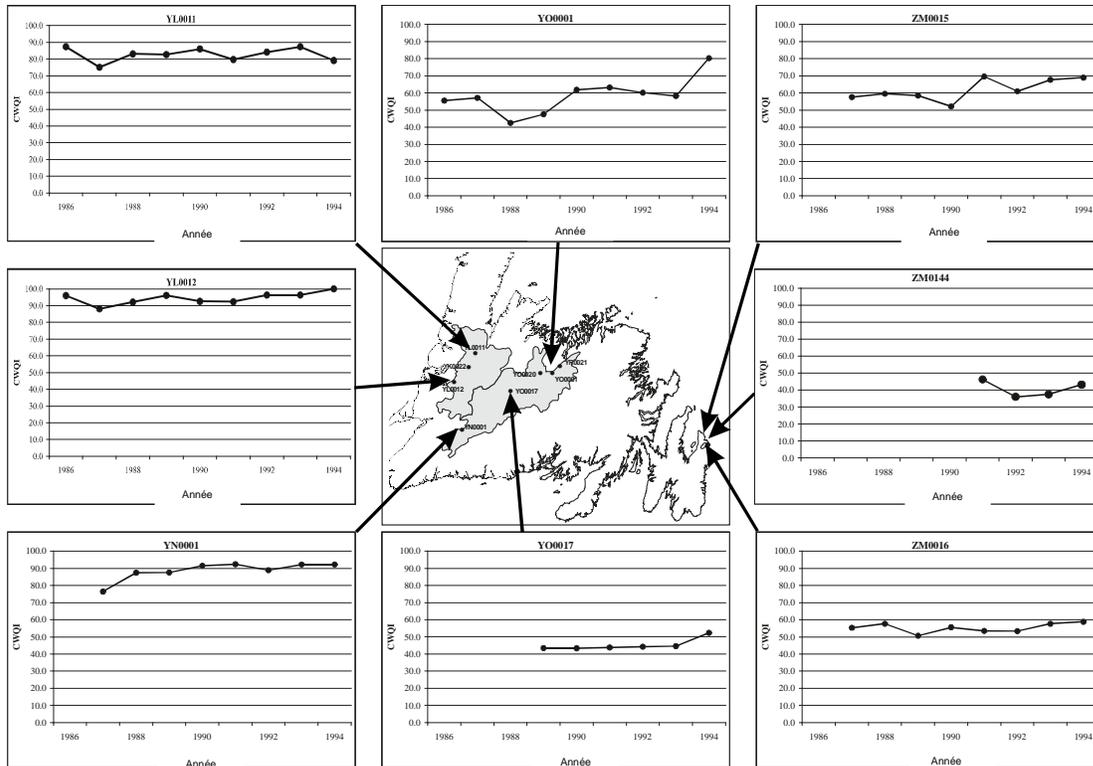


Figure 4. Évolution de l'IQE du CCME à des endroits choisis à Terre-Neuve-et-Labrador

### Saskatchewan

Les données de la Saskatchewan traitées au moyen de l'indice provenaient de la Régie des eaux des provinces des Prairies. Cet organisme a été mis sur pied dans les années 1930 en vertu d'une entente entre les trois provinces des Prairies et le gouvernement fédéral. À l'origine, la Régie ne s'intéressait qu'à la quantité des eaux (et à leurs transferts au-delà des frontières provinciales). Ses activités se sont toutefois diversifiées au fil des ans, aussi a-t-elle mis en œuvre, en 1968, un programme de qualité des eaux. La Régie surveille actuellement la qualité de l'eau à 12 endroits (dont six se situent le long de la frontière Alberta-Saskatchewan et les six autres, le long de la frontière Saskatchewan-Manitoba – voir la figure 5).

La figure 6 montre les résultats de l'application de l'IQE du CCME à huit de ces tronçons. Les calculs se fondaient sur les paramètres suivants : chlorure, cuivre, coliformes fécaux, fer, plomb, manganèse, NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub>, sodium, sulfate, zinc, phosphore, oxygène dissous, matières dissoutes totales et pH. Les données étaient généralement recueillies mensuellement.

Comme l'indique la figure 6, la qualité générale des eaux varie en fonction du tronçon de rivière et de l'année d'échantillonnage, pouvant être tantôt médiocre, tantôt excellente. Comme prévu, c'est la Churchill qui, étant la rivière la moins touchée du réseau d'échantillonnage, présente les valeurs d'IQE du CCME les plus élevées. En revanche, la Carrot, qui subit l'incidence des activités agricoles et forestières, affiche ordinairement une qualité d'eau moyenne, en grande partie à cause des coefficients d'écart par rapport à la valeur recommandée pour le phosphore. Comme le montre une analyse de la Régie, l'IQE du CCME ne révèle aucune évolution appréciable de la qualité des eaux dans ces emplacements.

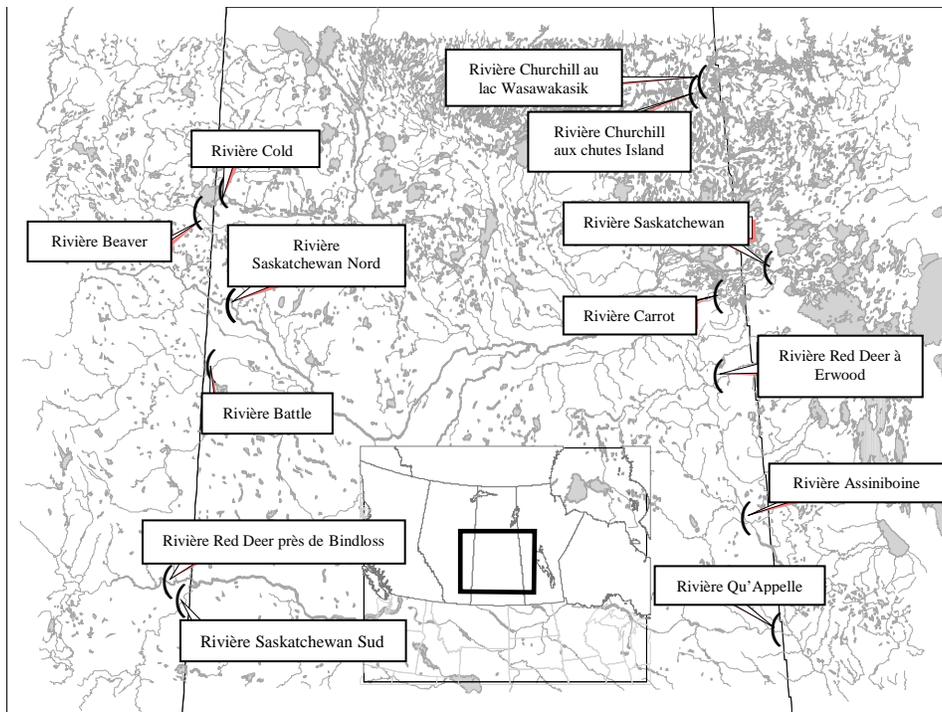


Figure 5. Lieux d'échantillonnage de la Régie des eaux des provinces des Prairies

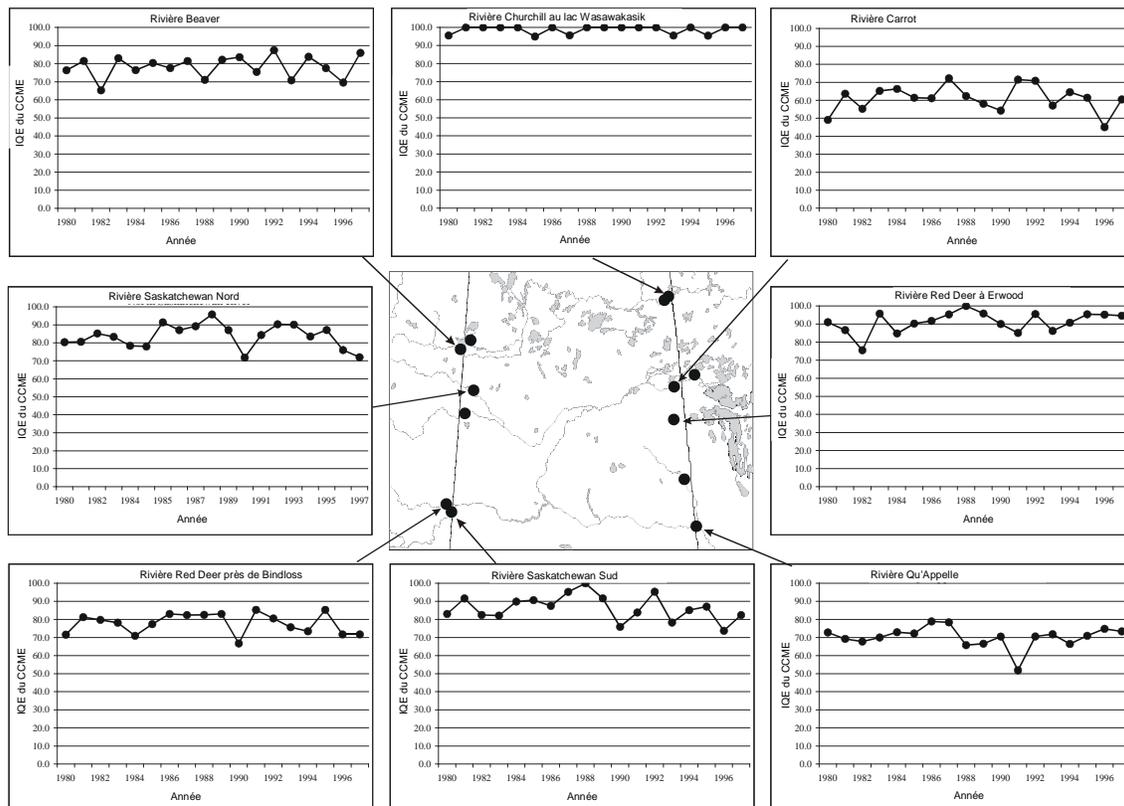
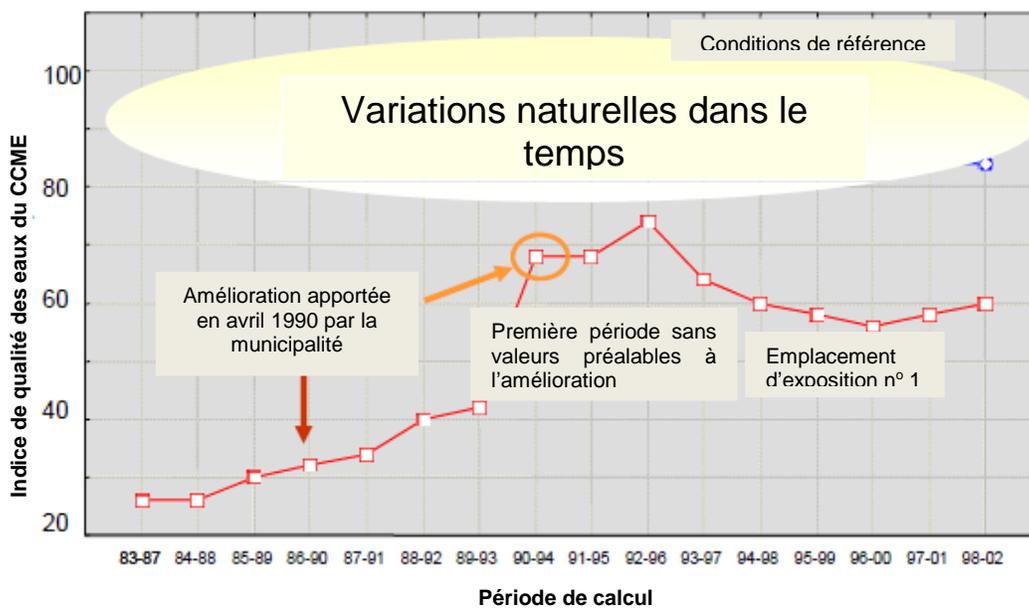


Figure 6. Évolution de l'IQE du CCME aux stations de surveillance de la Régie des eaux des provinces des Prairies

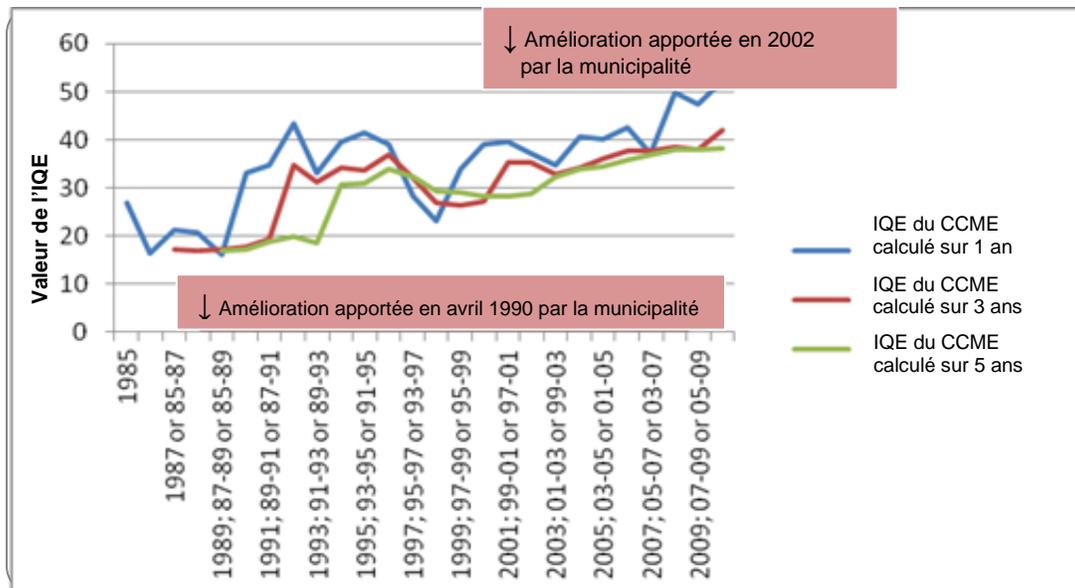
### Application de l'IQE du CCME à l'évaluation des améliorations aux stations d'épuration

Glozier *et coll.* (2007) ont montré comment l'incidence sur la valeur de l'IQE des améliorations apportées à une station d'épuration des eaux usées pouvait être retardée si on utilisait une plus longue période de calcul (figure 7). Dans cet exemple, les améliorations avaient été apportées en avril 1990, mais ce n'est qu'en 1994 que l'IQE du CCME a affiché une meilleure qualité de l'eau. Pour calculer les valeurs d'indice, Glozier *et coll.* (2007) ont utilisé des valeurs recommandées propres à l'emplacement fondées sur les valeurs du 90<sup>e</sup> percentile de 15 paramètres mesurés à une station en amont.



**Figure 7. Retard du signalement de l'augmentation de la qualité des eaux découlant des améliorations apportées à une usine d'épuration des eaux usées lorsqu'une période de calcul de l'IQE de cinq ans est utilisée**  
(source : Glozier *et coll.*, 2007)

Pour illustrer l'écart entre les IQE du CCME établis sur une année et les IQE établis sur trois et cinq ans utilisés par Glozier *et coll.* (2007), on a utilisé les données obtenues de 1985 à la fin de 2010 pour l'emplacement d'exposition par Environnement Canada (données fournies par Nancy Glozier) afin de calculer et de porter sur un graphique les valeurs de l'IQE du CCME (voir la figure 8). La figure 8 indique clairement que l'utilisation d'une période d'un an permet de communiquer les améliorations importantes d'une masse d'eau de manière plus claire et plus rapide que ne le permet la période de cinq ans. La période de calcul de trois ans donne des valeurs qui se situent plus ou moins entre les valeurs extrêmes obtenues pour les deux autres périodes et constitue vraisemblablement un bon compromis entre la réactivité et l'obtention des valeurs en temps utile.



**Figure 8. Signalement de l'augmentation de la qualité des eaux découlant des améliorations apportées à une usine d'épuration des eaux usées en utilisant une période de calcul d'un an comparativement aux périodes de trois ans et de cinq ans (source des données : Nancy Glozier, Environnement et Changement climatique Canada)**

## Annexe 2 – Paramètres à prendre en considération pour les types d’usages et d’évacuations des eaux

N° de colonne	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
	Agriculture – bétail	Agriculture – cultures	Production d’engrais	Foresterie – parcours	Foresterie – construction de routes	Foresterie – sylviculture	Expl. minière – métaux communs	Expl. minière – charbon	Expl. minière – sables bitumineux	Pâtes et papiers	Évacuation des eaux d’égout (et d’orage)	Fonderie	Eaux de ruissellement	Traitement du bois	Aquaculture	Pétrole et gaz	Déchets – déchets ligneux	Déchets municipales	Déchets industrielles <sup>6</sup>
Coliformes fécaux	√	√ <sup>1</sup>		√		√ <sup>3</sup>					√		√					√ <sup>5</sup>	
E. coli	√	√ <sup>1</sup>		√		√ <sup>3</sup>					√		√					√ <sup>5</sup>	
Solides tot. dissous		√	√										√				√	√	√
pH	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
OD	√	√	√	√		√	√	√	√	√	√		√		√	√	√	√	√
COT, COD, DBO	√	√	√	√		√	√	√		√	√	√	√		√	√	√	√	√
Solides en susp.	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√				√	√	√
Turbidité	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√		√				√	√	√
Ammoniac	√	√	√	√		√	√	√	√		√		√		√		√	√	√
Nitrate	√	√	√	√		√	√	√	√		√		√		√		√	√	√
Nitrite	√	√	√	√		√	√	√	√		√		√		√		√	√	√
Phosphore	√	√	√	√		√	√	√	√		√		√		√		√	√	√
SO <sub>4</sub>							√	√		√						√	√	√	√
Al							√ <sup>4</sup>		√			√ <sup>4</sup>	√						
Sb									√										
As							√ <sup>4</sup>		√			√ <sup>4</sup>							
Ba								√											
Be									√										
Cd							√ <sup>4</sup>		√			√ <sup>4</sup>	√						
Cu							√ <sup>4</sup>		√		√	√ <sup>4</sup>	√	√ <sup>4</sup>					
Cr									√										
Fe					√		√ <sup>4</sup>					√ <sup>4</sup>							
Pb							√ <sup>4</sup>		√		√	√ <sup>4</sup>	√						
Hg									√										
Mn								√											
Ni									√										

N° de colonne	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
	Agriculture – bétail	Agriculture – cultures	Production d’engrais	Foresterie – parcours	Foresterie – construction de	Foresterie – sylviculture	Expl. minière – métaux communs	Expl. minière – charbon	Expl. minière – sables bitumineux	Pâtes et papiers	Évacuation des eaux d’égout (et d’orage)	Fonderie	Eaux de ruissellement	Traitement du bois	Aquaculture	Pétrole et gaz	Déchets – déchets ligneux	Déchets municipaux	Déchets industriels
Se							√ <sup>4</sup>	√	√			√ <sup>4</sup>							
Ag									√										
Tl									√										
V								√	√							√			
Zn							√ <sup>4</sup>		√		√	√ <sup>4</sup>	√						
Cyanure							√ <sup>4</sup>					√ <sup>4</sup>							
HAP								√	√		√	√	√			√		√	
Phtalates											√							√	
BTEX																√			
Hydrocarbures																√			
Pesticides		√ <sup>3</sup>				√ <sup>2</sup>								√ <sup>2</sup>	√	√	√	√	√

1 Si on utilise du fumier ou un produit d’origine animale semblable comme engrais.

2 Si on utilise des pesticides et uniquement pour ceux que l’on utilise.

3 Si on utilise des moutons pour contrôler la croissance de la végétation.

4 Métaux appropriés selon les activités – cyanure s’il y a lessivage de l’or.

5 Si les boues d’épuration sont éliminées à l’emplacement.

6 Selon la nature de l’industrie.

(Source : Tri-Star Environmental Consulting, 2012)

### Annexe 3 – Intervalles de confiance

Vu la nature du calcul de l'indice de qualité des eaux, il est impossible de définir une expression analytique pour calculer la variance de l'indice, et donc les intervalles de confiance de ses valeurs. Bien qu'il existe plusieurs façons d'estimer la variance, la façon la plus simple consiste à utiliser une méthode computationnelle, comme les méthodes bootstrap exposées ci-dessous (Efron et Tibshirani, 1993). Celles-ci consistent à estimer la distribution de fréquences des valeurs d'indice en rééchantillonnant les données utilisées pour calculer l'indice et en reproduisant des valeurs d'indice multiples. Les limites de confiance sont ensuite établies à partir de la distribution de fréquences résultante.

La première procédure bootstrap, qui fait appel aux paramètres, est la suivante :

1. pour le  $j^{\text{e}}$  paramètre ( $j^{\text{e}}$  colonne de la matrice de données), on produit avec substitution un échantillon bootstrap de la taille du nombre d'observations disponibles pour le paramètre;
2. on répète l'étape précédente pour chaque paramètre de façon à créer une réplique bootstrap de l'ensemble de données de départ;
3. on utilise les données générées à l'étape précédente pour calculer l'IQE;
4. on reprend les trois étapes précédentes à B reprises (p. ex.,  $B = 10\ 000$ );
5. on détermine l'intervalle de confiance de la valeur de l'indice en choisissant les deux percentiles appropriés parmi les B échantillons. Par exemple, pour obtenir des limites à 95 %, on utilise le percentile de 2,5 % et celui de 97,5 % de la distribution de fréquences pour déterminer les limites de confiance inférieure et supérieure.

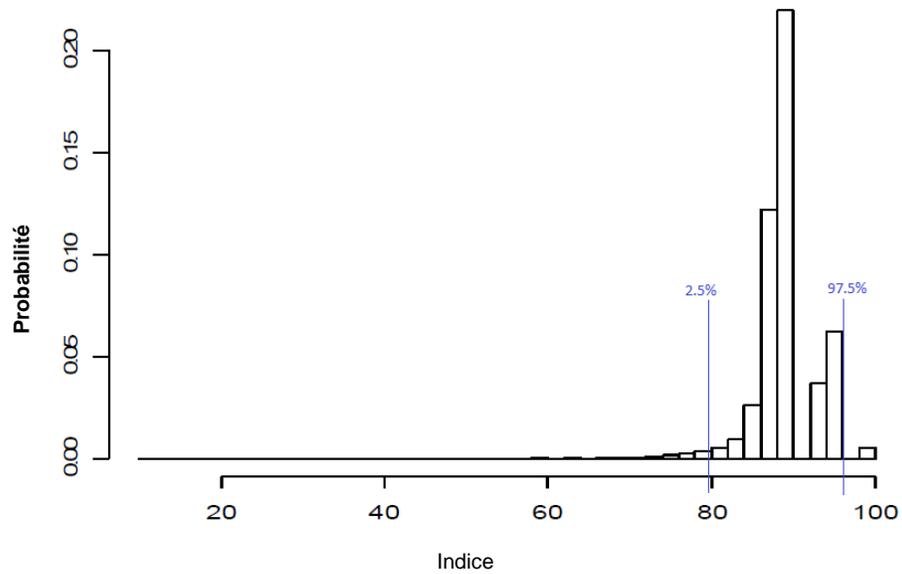
Il convient de remarquer que a) le calcul nécessaire pour obtenir la distribution après bootstrap peut être substantiellement simplifié en limitant le rééchantillonnage aux paramètres supérieurs à la valeur recommandée et que b) cette procédure ne prend pas en compte la corrélation possible entre les paramètres ou suppose qu'une telle corrélation est inexistante.

La deuxième procédure consiste à appliquer les méthodes bootstrap aux échantillons. Elle porte sur les rangées plutôt que sur les colonnes de la matrice de données. Cette procédure, qui ne modifie pas la structure de corrélation des paramètres de qualité de l'eau, est la suivante :

1. pour le  $i^{\text{e}}$  échantillon ( $i^{\text{e}}$  rangée de la matrice de données), on produit avec substitution un échantillon bootstrap de la taille du nombre d'échantillons de l'ensemble de données pour créer une réplique bootstrap de l'ensemble de données de départ;
2. on calcule l'indice pour chaque ensemble de données obtenu après l'application du bootstrap;
3. on reprend les deux étapes précédentes à B reprises (p. ex.,  $B = 10\ 000$ );
4. on détermine l'intervalle de confiance de la valeur de l'indice en choisissant les deux percentiles appropriés parmi les B échantillons. Par exemple, pour obtenir des limites à 95 %, on utilise le percentile de 2,5 % et celui de 97,5 % de la distribution de fréquences pour déterminer les limites de confiance inférieure et supérieure.

#### Exemple 1 :

En utilisant les données qui s'appliquent à la rivière Saskatchewan à Devon (tableau 1 du présent manuel) et en suivant la procédure 2 exposée ci-dessus, on a calculé l'intervalle de confiance pour l'IQE. Avec cet ensemble de données, on obtient une valeur d'indice de 88. Pour calculer un intervalle de confiance associé à cette valeur, on a appliqué le bootstrap et obtenu 10 000 échantillons à partir des données observées en échantillonnant les valeurs de chaque échantillon séparément. La valeur médiane obtenue après le bootstrap est de 88,22. En raison d'une distribution après bootstrap désaxée vers la gauche (voir la figure ci-dessous), cette valeur est légèrement supérieure à la valeur de 88. Les limites de confiance sont les suivantes : l'IC à 95 % s'étend de 79,58 à 94,20.



On recommande pour le moment d'utiliser la procédure 2 (échantillonnage des rangées ou des échantillons) pour déterminer les intervalles de confiance, car celle-ci permet de conserver la structure de corrélation de l'ensemble de données de départ. Cette procédure a été incorporée dans la plus récente version du calculateur de l'IQE du CCME au : [www.ccme.ca/fr/resources/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/calculators.html](http://www.ccme.ca/fr/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html).