

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE

présenté

à

L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

comme exigence partielle

de la

maîtrise ès Sciences (Eau)

par

François Fréchette

B.Sp. Géographie

COMPARAISON DES INDICES DE

QUALITE DE L'EAU

1978

REMERCIEMENTS

Nous remercions les personnes et organismes suivants qui ont facilité la réalisation de ce travail: Monsieur Daniel Cluis, directeur de mémoire qui a fourni une part importante de la documentation et des renseignements essentiels à cette étude et a su nous encourager tout au long de la rédaction; monsieur Michel Provencher du Ministère de l'Environnement qui a également mis à notre disposition une documentation abondante, Messieurs Paul Potvin et Michel Goulet du même ministère, qui nous ont donné des informations détaillées sur les travaux d'analyses qui s'effectuent dans leur service, mademoiselle Lise Raymond qui a assumé la dactylographie.

Pour terminer, nous exprimons notre appréciation vis-à-vis du Ministère de l'Education du Québec pour son support financier.

Table des matières

	<u>Page</u>
Remerciements	i
Table des matières	ii
Liste des tableaux	iv
Résumé	v
Introduction	2
Chapitre 1	7
1. Les indices, notions générales	8
1.1 Indices, indicateurs et paramètres	8
1.2 Mécanisme interne de l'indice	9
Chapitre 2	13
2. La sélection d'un indice	14
2.1 Critères de sélection	14
2.2 Classification des indices	18
2.2.1 Les vingt-cinq (25) indices classifiés	18
2.2.2 La grille de classification des indices par critère de sélection	21
Chapitre 3	23
3. Possibilités d'application	24
3.1 La facture de l'indice	24
3.1.1 Pertinence des paramètres	25
3.1.2 Convenance des fonctions de transformation	35
3.1.3 Formules de compilation	37

3.2	Disponibilité des données	43
3.3	Facilité d'application	48
3.3.1	Mesure des paramètres	48
3.3.2	Compilation	51
3.3.3	Délais d'utilisation	52
3.4	Applications antérieures	54
Chapitre 4		56
4.	Utilisation de l'information	57
4.1	Les usagers spécialisés	57
4.2	Les experts en environnement	58
4.3	Les gestionnaires	60
4.4	L'Etat face au public	62
4.4.1	Qualité générale	63
4.4.2	Causes de dégradation	64
4.4.3	Diffusion de l'information	65
4.5	L'Etat face au pollueur	66
Conclusion		72
Appendice		a-i
Références bibliographiques		a-150

Liste des tableaux

1.	Classification des indices par critère de sélection	22
2.	Paramètres physico-chimiques utilisés par les indices	27
3.	Paramètres biologiques utilisés par les indices	28
4.	Paramètres économiques utilisés par les indices	29
5.	Poids accordés par les indices à chacun des groupes de paramètres	33
6.	Paramètres pouvant conduire à de mauvaises évaluations et indices les utilisant	38
7.	Type de formule de compilation des indices	41
8.	Liste des paramètres du réseau de qualité des eaux (limnologie)	45
9.	Liste des paramètres du réseau de qualité des eaux (potamologie)	46
10.	Disponibilité des paramètres dans les réseaux de mesure du Ministère de l'Environnement	47
11.	Difficulté d'application des indices relative au paramètres	50
12.	Contraintes temporelles des indices	53
13.	Applications antérieures des indices	55

Résumé

Le présent travail vise à fournir aux intervenants du domaine de l'eau, une méthode de sélection d'indices de la qualité de l'eau. Il préconise également leur utilisation en donnant plusieurs applications possibles.

Différentes définitions sont données et les mécanismes de fonctionnement des indices sont expliqués.

Par la suite, six (6) critères de sélection sont présentés et appliqués aux vingt-cinq indices étudiés au moyen d'une grille d'analyse. Les six (6) critères sont: l'objectif de l'indice, la nature de l'information qu'il emploie, le milieu de mesure, la relativité de la valeur résultante, l'échelle d'utilisation et la facilité de vulgarisation.

Les possibilités d'application des indices sont aussi étudiées en général. Lorsque cela est pertinent, cette étude est conduite en fonction de leur application au Québec.

Enfin, le travail traite des besoins et de l'utilisation de l'information que procurent les indices, par différents intervenants: les usagers spécialisés, les experts de question environnementales, les gestionnaires et l'état.

Mots-clé: Indices de qualité de l'eau / Indicateurs de qualité de l'eau / méthode de sélection / critères de sélection / grille d'analyse / matrice d'analyse / province de Québec

Abstract

The purpose of this work is to provide the different implicated groups in the water sector with a method of selection for water quality indices; their application is proposed with the description of actual examples of their uses. At the beginning, definitions are given and the working mechanisms of indices are explained. Following this, six different criteria of selection are presented and applied via a grid system. These 6 criteria are: the purpose of the index, the nature of the information used, the measured medium, the relativity of the computed value, the scale of utilisation and the ease of use for the public.

DIFFERENT POSSIBLE APPLICATIONS

The possibilities of application for the indices are also studied in general. When feasible, this study is carried out for an application in the province of Quebec.

Finally, this research presents the needs and uses of the information provided from the indices, by people working in this field such as specialized users, environmental experts, managers and the state.

Keywords: Water quality indices / Water quality indicators / Method of selection / selection criteria / grid system / matrix system / province of Quebec

INTRODUCTION

Introduction

Ces dernières décennies, la qualité générale de l'environnement s'est détériorée de façon notable. En même temps, nous avons assisté à l'émergence d'une conscience populaire inquiétée par les problèmes environnementaux. En effet, les gens se sont aperçus par des signes tangibles, de la dégradation de la nature; les principaux problèmes à se manifester ont été ceux de l'air des grandes métropoles et des centres industrialisés et ceux de l'eau des lacs et rivières à proximité ou en aval des zones densément peuplées.

Face à ces inquiétudes, les gouvernements responsables doivent se concerter et agir. Pour ce faire, des instruments de mesures sont nécessaires. En effet, les signes tangibles de dégradation qui vont, dans le cas de l'eau, des odeurs et des goûts douteux jusqu'aux "blooms" et aux poissons morts flottants en grand nombre, ne sont pas suffisamment précis pour évaluer les fluctuations de la qualité de l'eau. Ainsi, la disparition occasionnelle de ces signes, d'une saison à l'autre, ne signifie aucunement qu'on se retrouve dorénavant face à une eau de meilleure qualité.

Les méthodes de mesure doivent donc être capables d'évaluer la qualité de l'environnement, être suffisamment sensibles pour percevoir des variations relativement ténues de cette qualité, dans le temps et dans l'espace. Elles doivent entre autres, pouvoir donner le

reflet de la qualité aux différents niveaux d'espace (local, régional et national) et une image nette de leur progression temporelle.

Les formes que prennent ces méthodes doivent être aussi suffisamment simples, pour que leur usage soit répandu et surtout pour qu'elles puissent servir de véhicule à la connaissance de la qualité du milieu entre les scientifiques, les gestionnaires et le grand public. Au mieux, cette qualité pourrait être résumée en un chiffre dans un système de référence stable et standardisé, c'est-à-dire, un indice.

Mais entre cet idéal et l'étude complète et onéreuse d'un milieu, au sens biophysique et économique, il existe une infinité de solutions intermédiaires propres à satisfaire des besoins spécifiques. Dans le cas de l'eau qui nous préoccupe particulièrement, des indices doivent permettre, par exemple, de juger des pertes économiques ou globales encourues à la suite de la dégradation de l'eau, des améliorations de la qualité consécutives à des investissements en traitement ou en aménagement et ainsi, faciliter la gestion des eaux. D'autres doivent permettre dans ce même sens de gestion, de comparer différents sites pour leur convenance à une utilisation, et même d'évaluer les dommages à être défrayés par les pollueurs, suite à des pertes économiques dues à la diminution de certains usages causée par leurs pollutions. D'autres encore doivent mesurer les dommages causés à l'environnement dans le but d'internaliser les coûts du traitement des pollutions aux coûts de production des pollueurs.

Aujourd'hui, plusieurs de ces indices ont déjà été développés par différents groupes de recherches et leurs objectifs sont souvent fort différents. Le présent mémoire a précisément pour but de fournir un outil de sélection aux différents intervenants potentiels du domaine de l'eau, afin de leur faciliter le choix de l'indice le plus approprié à leur champ d'observation ou d'intervention. Il se veut en quelque sorte un manuel pratique pour guider un utilisateur éventuel vers l'indice convenant le mieux à ses besoins. L'Etat étant un intervenant majeur dans le domaine de l'eau et l'un de ses rôles étant justement de préserver la ressource pour la population actuelle et future, nous nous arrêterons donc également aux indices les plus susceptibles de l'informer ainsi que la population, de l'état de la qualité de l'eau et des points nécessitant des actions plus urgentes.

Dans l'étape initiale de cette recherche, nous avons effectué un recensement de la littérature pertinente à ce sujet et notre appendice constitue un résumé standardisé et commenté de cette documentation portant sur vingt-cinq (25) indices.

Nous présentons en première partie de ce mémoire la définition et la structure d'un indice.

Par la suite, dans le second chapitre, nous tentons de classer ces indices selon les principaux critères de sélection utilisés pour juger de la qualité et selon leur échelle d'application.

Dans un troisième chapitre, nous tentons d'apprécier les possibilités d'application de ces indices en regard des paramètres

utilisés, de la disponibilité des données et de la facilité d'application.

Enfin, le quatrième chapitre traite de toute la dimension de la communication de l'information entre les différents intéressés et plus spécifiquement entre l'Etat et le public.

Cependant, il ne faut pas s'attendre à trouver regroupés dans cette étude, tous les indices qui ont été construits; nous nous limitons volontairement à ceux que l'on voit le plus souvent mentionnés dans la littérature et encore, en cas de grande similarité entre deux indices, nous n'en étudions qu'un seul.

Nous avons également évité de considérer les indices basés sur la présence ou l'absence de taxons indicateurs (sauf les coliformes). Ces indices nous ont semblé trop spécialisés et il peut être délicat de se fier sur la présence de l'une ou l'autre espèce qui peut n'être présente qu'à cause des aléas de l'échantillonnage.

Quant aux indices biologiques de type statistique, leur étude n'est pas exhaustive; nous nous sommes restreints à présenter quelques indices de chaque type.

Il faut encore dire que les considérations sur lesquelles nous nous penchons dans l'étude sont surtout reliées aux circonstances d'utilisation et que les critiques des formules de compilation et des fonctions d'appréciation entre autres, ne sont pas effectuées en dé-

tail. D'ailleurs, ces critiques n'ont pas davantage été faites dans la littérature.

Malgré les essais de classification et de discussion, il ne faudrait pas tenter de voir dans ce document une étude critique classique des indices de la qualité de l'eau; une telle étude nous semble particulièrement difficile à exécuter compte tenu de la grande diversité des indices étudiés et de la masse de la documentation disponible. Enfin, ajoutons que l'étude est effectuée avec les paramètres suggérés par les auteurs. Il demeure cependant loisible aux usagers de travailler avec des indices qu'ils auront eux-mêmes modifiés.

Chapitre 1

1. LES INDICES, NOTIONS GENERALES

Avant d'entreprendre l'étude détaillée des vingt-cinq indices retenus, il importe de bien comprendre ce qu'est un indice et même, le fonctionnement de sa mécanique interne; c'est ce que nous allons étudier dans le présent chapitre.

1.1 Indices, indicateurs et paramètres

Il faut d'abord être en mesure de différencier les indices des indicateurs et même des paramètres. Truett (1975) nous fournit les définitions de ces termes (Traduit de l'anglais).

"Un index ou indice est un nombre souvent sans unité dont la valeur exprime la mesure ou l'estimé du niveau d'une condition... Un tel indice est une expression synthétisée pour la combinaison complexe de plusieurs facteurs".

Ces facteurs pourraient eux-mêmes être des paramètres ou des indicateurs.

"Un paramètre est simplement une caractéristique mesurable du système sous étude. La température, la concentration sont des paramètres".

Truett, dans la même référence défini aussi l'indicateur:

C'est un paramètre qui offre un degré de corrélation raisonnablement élevé à une condition qui peut-être moins facilement mesurée".

A titre d'exemple, disons que les indicateurs sont souvent des genres dont la présence "indique" une condition spécifique pour un plan d'eau; un indicateur pourrait même être un paramètre à l'intérieur d'un indice.

Il va sans dire que vue l'extrême étendue des sujets, nous nous limiterons le plus possible dans ce travail à l'étude des indices tels que définis par Truett (1975).

1.2 Mécanisme interne de l'indice

Le mécanisme interne des indices est généralement simple; il synthétise l'information provenant de plusieurs paramètres. Pour ce faire, la majorité des indices utilise des paramètres, des pondérations, des fonctions d'appréciation et des formules de compilation (formulations).

L'indice type que nous serions tentés de citer est celui de Brown, R.M. et al. (1973a); il utilise tous ces éléments de façon simple.

Lamontagne M.P. et Provencher M. (1977) dans leur rapport intitulé indices d'appréciation de la qualité de l'eau font une analyse

conceptuelle de leur indice inspiré lui-même fortement de celui de Brown (1973a). Ils expliquent chacun des éléments d'un indice. Nous ne reviendrons pas ici sur la définition de paramètre, mais nous définirons chacun des autres termes pour expliciter davantage le fonctionnement des indices.

La pondération consiste à donner une importance relative différente à chacun des paramètres sélectionnés précédemment pour leur représentativité de la qualité de l'eau en fonction d'un usage choisi ou de la qualité générale de l'eau. Lamontagne et Provencher (1977) donnent en exemple le cas d'une industrie de production de pâte à papier blanchie; on affirme alors qu'il est certain que l'influence de la couleur de l'eau sera plus grande que celle de la température dans le procédé de fabrication. L'importance relative d'un paramètre sera habituellement donnée par un coefficient appelé facteur de pondération qui ne tiendra compte que de l'importance du paramètre par rapport aux autres paramètres utilisés. Souvent, la somme des facteurs de pondération sera de un (1) et plus le paramètre sera important, plus son facteur s'approchera de un (1).

La fonction d'appréciation de la qualité est un graphe ou une équation mathématique donnant pour chaque valeur d'un paramètre, une valeur estimée de la qualité de l'eau pour un usage spécifique ou la qualité générale de l'eau. On appelle cette valeur estimée: valeur transformée. Habituellement, les bornes inférieure et supérieure sont identiques pour chacune des fonctions d'appréciation de la qualité d'un même indice.

La formulation de l'indice de la qualité de l'eau (pour la qualité générale ou pour un usage spécifique) donne une cote calculée à partir des valeurs des paramètres transformées par la fonction d'appréciation et de la pondération s'il y a lieu. Cette formule de compilation peut-être plus ou moins complexe.

Bon nombre d'indices utilise une formule additive. Ce type de formule équivaut à faire la moyenne arithmétique des paramètres, ceux-ci ayant tous un poids égal. Elle est généralement de forme:

$$I = \sum_{i=1}^n q_i$$

où q_i est la valeur transformée par la fonction d'appréciation du paramètre i ; I la valeur de l'indice et n le nombre de paramètres. La sommation peut aussi être divisée par n .

La formule additive pondérée ressemble beaucoup à la formule additive simple. Cette formule est généralement de forme:

$$I = \sum_{i=1}^n q_i w_i$$

où I est la valeur de l'indice, q_i la valeur transformée du paramètre i , w_i le poids du paramètre i et n le nombre de paramètres. La sommation peut aussi être divisée par la sommation des poids. Dans le cas de certains indices, les usages peuvent également être pondérés.

La formule multiplicative pondérée est une des plus sophistiquée. Une pondération est effectuée sur les valeurs transformées, comme dans le cas de la formule additive pondérée. La formule pondérée prend habituellement la forme suivante:

$$I = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} .$$

Dans cette équation, I est la valeur de l'indice, n le nombre de paramètres, q_i la valeur transformée pour le paramètre i et w_i le poids du paramètre i. La sommation des w_i peut être de 1.0 ou encore, on peut effectuer l'extraction de la racine d'ordre égal à la sommation des w_i .

D'autres formules de compilation sont plus spécifiques. Certaines s'appuient sur des considérations statistiques complexes, certaines autres emploient une combinaison de formule additive et de paramètres simples. D'autres indices n'emploient qu'un seul paramètre ou même des formules multiplicatives complexes dont la portée est indéfinie. Certaines classes d'indices utilisent des formes additives pondérées sans toutefois que la pondération n'entraîne des bornes supérieures fixes à l'indice; c'est entre autres le cas des unités de dommage qui visent à évaluer non pas la qualité d'un cours d'eau, mais les dommages potentiels d'un rejet en termes unitaires.

Chapitre 2

2. LA SELECTION D'UN INDICE

Comme nous l'avons dit dans l'introduction, le présent mémoire se veut un outil destiné à faciliter la sélection d'indices pour d'éventuels utilisateurs. Ces utilisateurs peuvent tout aussi bien être des biologistes, des économistes comme des spécialistes chargés de l'information populaire.

Nous verrons dans le présent chapitre les critères de sélection des indices. Après avoir présenté les vingt-cinq indices étudiés, nous les classifierons à l'aide d'une grille utilisant les critères de sélection que nous aurons présentés.

2.1 Critères de sélection

Les critères les plus importants pour guider les utilisateurs dans le choix d'un indice sont certes les objectifs de l'indice et la nature de l'information utilisée.

En effet, un écologiste préoccupé par la préservation de la ressource choisit d'abord des indices à consonance physico-chimique ou biologique mesurant la qualité générale de l'eau tandis qu'un gestionnaire ayant à distribuer des fonds limités à des fins d'épuration s'attache davantage au rendement qu'il peut atteindre avec ses investissements et de là, marque un intérêt plus prononcé pour des indices mesurant l'optimisation des opérations basée sur des analyses économiques. Nous ne signifions pas par là que l'administrateur se désintéresse de

la qualité des eaux, mais bien qu'il est plus important pour lui d'optimiser ses dépenses que d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau. Par ailleurs, le communicateur sélectionnera au premier rang un indice que sa simplicité rendra aisé à diffuser et qui reflétera la qualité générale de l'eau ou ses possibilités récréatives.

L'objectif de l'indice est le premier critère étudié. Nous avons identifié six (6) conditions d'utilisation; l'indice peut viser:

- a) à donner une idée de la qualité générale de l'eau;
- b) à donner une évaluation de la convenance de l'eau pour un usage déterminé;
- c) à évaluer la convenance de l'eau à plusieurs usages et à combiner ces évaluations en une appréciation globale;
- d) à qualifier un rejet;
- e) à faciliter un choix économique, ou à définir une priorité d'intervention (pas nécessairement économique);
- f) à différencier deux observations l'une de l'autre, c'est-à-dire à prouver leur différence d'origine.

La nature de l'information utilisée est le critère II. Les indices peuvent utiliser des paramètres de type physico-chimique¹ de type économique et de type biologique (le nombre d'espèces par exemple).

¹ Afin de faciliter la compilation, quelques mesures biologiques simples sont considérées ici comme des mesures physico-chimiques. Ce sont: la DBO₅ et les tests de coliformes totaux et fécaux.

Plusieurs autres critères revêtent également une certaine importance et peuvent influencer le choix d'un indice par l'utilisateur.

Le milieu de mesure est le critère III. En effet, certains indices jugent de la qualité des rivières, d'autres de la qualité des lacs; certains sont indifférents quant à leur milieu de mesure, mais néanmoins, leur interprétation exige que les comparaisons s'effectuent de préférence entre des lieux semblables, sinon avec d'importantes précautions et pondérations, entre des lieux différents. Ainsi, dans le cas du potentiel de fertilité, il sera normal de trouver des valeurs plus élevées en rivière qu'en lac; de plus, à valeur égale, le milieu lacustre sera davantage détérioré ou vieilli à cause de l'absence de courant entre autres, qui facilite la croissance des plantes de plusieurs façons (turbidité moindre, enracinement plus aisé, captage d'éléments nutritifs).

Enfin, d'autres indices s'appliquent sur des rejets ou des prélèvements et des indices combinés peuvent absorber des informations provenant de plusieurs milieux à la fois.

La relativité de la valeur donnée calculées de l'indice importe également. C'est le critère IV. Plusieurs indices donnent des valeurs absolues qui, de cette façon, peuvent être comparées immédiatement avec des valeurs du même indice calculées pour d'autres lieux ou d'autres moments, tandis que d'autres ont été fabriqués pour n'être utilisés qu'à l'intérieur d'un groupe restreint de données ayant servi

au calcul de l'indice et nécessitent la reprise de calculs élaborés pour ajouter de nouveaux relevés dans le groupe initial.

L'échelle d'utilisation peut aussi s'avérer un critère non négligeable (critère V). Quelques indices peuvent servir à des comparaisons d'échantillon à échantillon uniquement sur une base locale, alors que d'autres sont utilisables non seulement au niveau local, mais encore au niveau régional ou national. Notons cependant que tous les indices absolus peuvent être utilisés à des niveaux supérieurs (à des échelles plus petites), car on peut construire des moyennes régionales ou nationales à partir de plusieurs échantillons locaux; cependant, la détermination de l'échelle d'utilisation est toujours axée sur le but premier de l'indice, celui pour lequel il a été créé et pour lequel encore, le résultat de sa formule de compilation et non une moyenne de ces résultats est utilisée. Dans le cas de l'indice d'Inhaber (PC 6), le milieu de mesure est multiple, car l'indice final est une combinaison de sous-indices locaux et régionaux réunis pour former un indice national; nous n'avons retenu que l'indice global (national) pour la classification, les sous-indices étant trop partiels.

L'aptitude à la vulgarisation est le dernier critère (VI) que nous considérerons dans la grille de sélection. Il s'appuie sur la facilité de diffusion de l'information au public. Plusieurs indices sont aptes à la vulgarisation d'information au public non spécialisé, tandis que d'autres, de par leur composition, ne sont finalement utilisables que par des experts dans le domaine de l'évaluation des conditions aquatiques.

Pour permettre une bonne vulgarisation, l'indice doit donner une valeur absolue comprise si possible entre des bornes fixes, délimitant autant que possible une échelle familière (0-10, 0-100, etc.). De plus, l'indice devra mesurer des paramètres d'intérêt direct pour le public, et non des termes ne reflétant rien à ses yeux. Cependant, si un indice est classé comme adapté à la vulgarisation, cela n'empêche pas les experts de l'employer pour ses autres qualités.

2.2 Classification des indices

Afin de faciliter la sélection, nous avons voulu que l'éventuel utilisateur puisse aisément comparer chacun des indices avec les autres, en fonction des critères énoncés. C'est pourquoi nous présentons sous forme de grille, la caractérisation de chacun des indices selon chacun des six critères énoncés. Cela permet une consultation plus rapide.

2.2.1 Les vingt-cinq indices classifiés

Avant de présenter la grille, nous donnons ici, la liste des vingt-cinq (25) indices accompagnés chacun du symbole qui le représentera dans toutes l'étude. La partie alphabétique du symbole représente un genre d'indice déterminé selon l'objectif de l'indice, la nature des paramètres utilisés et la formule de compilation. Ces six paramètres sont:

- PC: indices utilisant des paramètres de type physico-chimique
- PCE: indices utilisant des paramètres de type physico-chimique et économique
- ST: indices utilisant une formule de compilation basée sur une donnée statistique tel le rang d'un échantillon dans un groupe, ou l'écart-type d'un échantillon
- UD: indices évaluant les dommages causés par un rejet en unités équivalentes de pollution pour plusieurs paramètres
- BS: indices utilisant comme paramètre un nombre d'espèces ou d'ordres en le transformant dans une formule de compilation basée sur les lois de la probabilité
- MB: indices évaluant la qualité de l'eau par des mesures de la productivité du milieu biologique

La partie numérique du symbole sert à différencier les indices d'un même genre sans aucune autre signification que l'ordre dans lequel ils ont été étudiés.

Les vingt-cinq (25) indices sont:

Indice de Horton	PC1
Indice d'Ibbotson	PC2
Indice de Walski	PC3
(Consumers Water Quality Index)	
Indice de Prati	PC4
Indice de Brown	PC5
(Water Quality Index)	
Indice de Inhaber	PC6
(National Water Quality Index)	
Indice de Ross	PC7

Indice de l'EPA	PC8
(Prevalence Duration Intensity Index)	
Indice de Zoeteman	PCE1
(Potentiel Pollution Index)	
Indice de Keilani	PCE2
(Water Quality Economic Index)	
Indice de Yu et Fogel	PCE3
(Multi Criterial Water Quality Index)	
Indice de Padgett	ST1
Indice de Harkins	ST2
Redevances au Royaume-Uni	UD1
Redevances en Allemagne-Fédérale	UD2
Redevances en Hollande	UD3
Redevances en France	UD4
Redevances en Tchécoslovaquie	UD5
Indices de Similarité	BS1
(PSC, Pinkhan et Pearson, BI, Bray et Curtis, K)	
Indices de diversité	BS2
(H, H', SCI)	
Indices d'équitabilité	BS3
(R, E, e, SW, J')	
Indices de richesse en espèces	BS4
(Sr, d)	
Dosage de la chlorophylle	MB1
Potentiel de fertilité	MB2
Cote trophique	MB3

2.2.2 La grille de classification des indices par critère de sélection

Le tableau 1 synthétise les caractéristiques des vingt-cinq indices à l'étude.

Dans ce tableau, la pertinence des indices est examinée selon chacun des critères. Différents symboles y sont utilisés. Nous en dressons ici la liste et donnons leur signification:

- : pertinent
ce point indique que l'indice satisfait à la condition indiquée;
- : pertinents
ce symbole signifie que l'indice nécessite toutes les conditions indiquées;
- △ : universel
ce signe indique que l'indice peut être utilisé aux différents milieux de mesure indiqués. Il importe toutefois de remarquer que les comparaisons avec d'autres valeurs de l'indice et les interprétations devront tenir compte des lieux et des conditions spécifiques (substrat, saison, etc.) de chaque observation;
- ▲ : combiné
ce signe indique que l'application de l'indice peut demander des informations provenant de différents milieux de mesure et qu'elles sont combinées dans la valeur finale;

TABLEAU 1: CLASSIFICATION DES INDICES PAR CRITERE DE SELECTION

critères de sélection INDICES		I					II		III		IV		V		VI		
		QUALITE GENERALE USAGE SIMPLE	USAGES MULTIPLES ET QUALITE GENERALE	QUALIFICATION DU REJET DEFINITION DE PRIORITE	DIFFERENTIATION DE MILIEUX	PHYSICO-CHIMIQUE	ECONOMIQUE	BIOLOGIQUE	LAC	RIVIERE	REJET OU PRELEVEMENT	ABSOLU	RELATIF	LOCAL	REGIONAL	NATIONAL	POUR LE PUBLIC
Indice de Horton	PC 1	●				●			●		●			●	●	●	
Indice d'Ibbotson	PC 2		●			●		△	△		●		●	●	●	●	
Indice de Walski	PC 3		●			●		△	△		●			●	●	●	
Indice de Prati	PC 4		●			●			●		●			●	●	●	●
Indice de Brown	PC 5	●				●			●		●			●	●	●	
Indice de Inhaber	PC 6	●				●		▲	▲	▲	●			●	●	●	
Indice de Ross	PC 7	●				●			●		●			●	●	●	
Indice de l'EPA	PC 8			●		●			●		●			●	●	●	●
Indice de Zoetaman	PCE 1	●				○	○		●		●				●	●	●
Indice de Kellani	PCE 2		●	●		○	○	▲	▲		●			●	●	●	●
Indice de Yu et Fogel	PCE 3			●		○	○			●	●			●	●	●	●
Indice de Padgett	ST 1			●		●	●	●		●		●		●	●	●	●
Indice de Harkins	ST 2	●	●	●		●	●	●	△	△	△		●	●	●	●	●
Redevances au Royaume-Uni	UD 1			●		○	○			●	●			●	●	●	●
Redevances en Allemagne Federale	UD 2			●		○		○		●	●			●	●	●	●
Redevances en Hollande	UD 3			●			●			●	●			●	●	●	●
Redevances en France	UD 4			●		○		○		●	●			●	●	●	●
Redevances en Tchécoslovaquie	UD 5			●		○	○			●	●			●	●	●	●
Indices de similarité	BS 1				●			●	△	△		●		●	●	●	●
Indices de diversité	BS 2	●						●	△	△		●		●	●	●	●
Indices d'équitabilité	BS 3	●						●	△	△		●		●	●	●	●
Indices de richesse en espèces	BS 4	●						●	△	△		●		●	●	●	●
Dosage de la chlorophylle	MB 1	●						●	△	△		●		●	●	●	●
Potentiel de fertilité	MB 2	●						●	△	△		●		●	●	●	●
Cote trophique	MB 3	●				○	○	●			●			●	●	●	●

● Pertinent △ Universel
○ Pertinents ▲ Combiné

Chapitre 3

3. POSSIBILITES D'APPLICATION

Au chapitre précédent, nous avons pu constater que les indices sont habituellement construits par leurs auteurs pour atteindre des objectifs précis. Déjà, un éventuel utilisateur d'indice aura pu faire un début de sélection parmi les indices étudiés ou du moins, si aucun des indices ne l'intéresse, aura-t-il une idée plus précise de ce qu'il recherche.

Dans le présent chapitre, les indices seront étudiés sous l'angle de leurs possibilités d'application en général et au Québec en particulier, au cas où des facteurs géographiques ou administratifs le requerraient. Une sélection plus précise pourra alors être effectuée car on aura une idée plus nette encore des limites de chaque indice.

Les points considérés seront la facture même de l'indice, c'est-à-dire ses paramètres, ses fonctions d'appréciation de la qualité et sa compilation, la disponibilité des données, la facilité d'utilisation (mesure des paramètres, formule de compilation, délais d'utilisation) et les expériences d'utilisations antérieures.

3.1 La facture de l'indice

Sous ce titre sont regroupées les études de possibilité d'application compte tenu de la sélection des paramètres, de leurs fonc-

tions d'appréciation de la qualité et de leurs formules de transformation.

3.1.1 Pertinence des paramètres

Outre certains indices très spécialisés, la plupart d'entre eux vise habituellement à mettre en évidence une situation dégradée générale en axant les observations sur un groupe de paramètres représentatifs d'un type déterminé de pollution. Nous avons relevé trois groupes principaux de paramètres; ce sont ceux basés sur la matière carbonée disponible à l'oxydation, ceux qui tiennent compte surtout de l'enrichissement des eaux en nutriments (phosphore et azote) et finalement, ceux qui sont reliés aux rejets industriels et aux matières minérales en général. Plusieurs paramètres se retrouvent dans plus d'un groupe, tandis que d'autres, à cause de leur spécificité, ne peuvent être classés dans aucun de ces groupes et sont trop diversifiés pour en former d'autres.

Dans le groupe basé sur la mesure de la matière carbonée, on retrouve: l'oxygène dissous, la DBO_5 , la DCO, la transparence, la turbidité, le carbone extrait au chloroforme (Federal Drinking Water Standard), le carbone extrait selon la méthode de Kubel, le poids sec de seston, les algues, les plantes aquatiques, l'odeur, la couleur, les solides en suspension, les solides dissous, les solides totaux, la pollution flagrante et les détergents.

Dans le groupe tenant compte des nutriments, on compte: tous les composés azotés ou phosphatés, la transparence, la turbidité, les

algues, l'odeur, la couleur, les solides en suspension, les solides dissous, les solides totaux et la pollution flagrante.

Enfin pour le groupe de paramètres mesurant la pollution industrielle et les matières minérales, on note: la transparence, la turbidité, l'odeur, la couleur, les solides en suspension, les solides dissous, les solides totaux, le pH, la température, la toxicité, l'alcalinité, la dureté (CaCO_3 et MgCO_3), la conductivité, et un grand nombre d'éléments et de composés métalliques ou organiques.

Les tableaux 2, 3 et 4 donnent les paramètres utilisés par chacun des indices.

Au Québec, la grande majorité de la population habite une mince bande de territoire située au sud, de part et d'autre du fleuve St-Laurent. Il serait donc normal de tenir compte de cette situation dans l'évaluation de la pertinence des paramètres.

D'abord, il ne semble pas très indiqué d'utiliser des paramètres basés sur la quantité de matière carbonée à décomposer, parce que dans un premier temps, les eaux du Québec sont généralement froides ou fraîches et que cela retarde la décomposition de la matière au point que souvent, en rivière principalement, elle ne s'oxyde qu'une fois parvenue à la mer. En effet, la population étant située en aval sur les tributaires et sur le fleuve lui-même, le temps d'évacuation des matières carbonnées est relativement bref, surtout dans le cas de la matière provenant des émissaires d'égouts.

PARAMETRES	INDICES																	
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PCE1	PCE2	PCE3	ST1	UD1	UD2	UD3	UD4	UD5	MB3
- Alcalinité (ALC)	v																	
- Algues										v								
- Azote ammoniacal				v		v	v											
- Azote total		v																
- Cadmium (Cd)						v								v				
- Carbone extrait au chloroforme (CCE)	v			v														
- Carbone (Kubel) (permanganate)				v														
- Chlorures (Cl)	v			v					v									
- Chrome (Cr)						v												
- Conductivité (Cond)	v										v							
- Couleur (Col)			v															
- Cuivre (Cu)						v			v									
- Cyanures						v												
- DCO				v														
- Débit (Q)									v					v	v	v	v	
- Débit (rejet prélèvement)													v					v
- Détergent (ABS) alkyl benzène sulfonate				v									v					
- Durée de l'effet								v										
- Dureté						v			v									
- Fer (Fe)				v					v									
- Fluorures (F)									v	v								
- Huile			v															
- Huile (jugement subjectif)											v							
- Intensité de l'effet								v										
- Lithium (Li)						v												
- Manganèse			v						v									
- Mercure Hg						v									v			
- Mercure dans le poisson						v												
- Métaux trace		v																
- Nitrates (NO ₃)			v	v	v							v						
- Nombre de milles de rivière où la norme n'est pas respectée								v										
- Odeur (ODE)				v						v								
- Ortho-phosphates (PO ₄)				v					v		v							
- Oxygène dissous (OD)	v	v	v	v	v	v	v			v								v
- pH	v	v	v	v	v	v	v			v								
- Phénols						v												
- Phosphates totaux (phosphore inorganique)						v												
- Phosphore total mesuré en mg de PO ₄			v				v											
- Plantes aquatiques										v								
- Plomb										v								
- Pollution flagrante	v																	
- Pourcentage de population dont les rejets sont traités	v																	
- Profondeur moyenne du lac																		v
- Solides dissous totaux (SDT)			v															
- Solides flottants										v								
- Solides en suspension (SS)				v	v	v	v			v	v		v	v		v		
- Solide totaux (Stot)						v												
- Substances insolubles																		v
- Surface de bassin drainée									v									
- Température (T ₀)	v	v	C ₁															
- Température (T ₀) écart du naturel			C ₁		v													
- Transparence (Secchi)			C ₂							v								v
- Turbidité (Turb) Jackson	v		C ₂		v	v				v								
- Zinc (Zn)						v			v									

La lettre C indique que l'utilisateur effectue sa sélection entre les paramètres de cette notation

TABLEAU 4: PARAMETRES ECONOMIQUES UTILISES PAR LES INDICES

PARAMETRES	INDICES				
	PCE1	PCE2	PCE3	UD1	UD5
Courbe d'optimisation des paramètres			v		
Coût du captage et de transport des effluents par mètre cube				v	
Coût du traitement biologique par mètre cube				v	
Coût du traitement de la DBO ₅ et des matières insolubles					v
Coût du traitement des boues primaires par mètre cube				v	
Coût du traitement primaire				v	
Estimé des pertes dues à la pollution par usage		v			
PNB per capita en amont	v				
Population en amont	v				

Ensuite, la température froide élève les quantités d'oxygène présentes dans l'eau à saturation, éloignant davantage le danger d'anoxie. En ce sens, il vaudrait mieux éviter les indices qui s'appuient surtout sur ce type de paramètre et ceci même dans la partie sud du Québec. Ces paramètres sont davantage représentatifs des régions plus tempérées d'Europe et d'Amérique.

D'autre part, l'industrialisation du Québec est importante certes, mais la taille des zones industrielles et surtout leur localisation près des cours d'eau de débit généralement très important (St-Laurent), font que l'on considère les paramètres basés sur la pollution industrielle comme non négligeables, mais d'importance moindre que ceux du groupe des nutriments. En fait, les rejets industriels sont rapidement dilués et emportés vers la mer puisqu'ils sont situés, tout comme l'écoumène, dans les zones aval des affluents et le long du St-Laurent, et sont acheminés vers les cours d'eau par des émissaires.

La faible importance de la minéralisation est aussi accentuée par une faible tendance à la dissolution de la plupart des formations géologiques du Québec. En effet, la roche cristalline du Bouclier ne s'érode guère et se dissout encore moins. Ces formations regroupent la majeure partie du territoire québécois et des bassins versants en amont des zones densément peuplées.

Les schistes métamorphiques et les grès des Appalaches laissent quelques prises à l'érosion, mais peu à la dissolution. Ces formations appalachiennes sont les secondes en importance et sont également situées en amont des zones occupées.

La population se localise surtout sur des formations de type sédimentaire (Basses Terres du St-Laurent). Ces formations occupent une très faible partie du territoire et bien qu'elles soient plus friables que les formations métamorphiques, elles ne laissent pas une très grande prise à l'érosion puisque les dénivellations ne sont pas particulièrement marquées dans ce secteur. Quant à leur dissolution, seules quelques formations calcaires y donnent vraiment prise, mais la brièveté des temps de contact rend le phénomène négligeable.

Les dépôts meubles contribuent eux aussi à la minéralisation. Les argiles et silts des Basses-Terres surtout, ainsi que les tills sont les substrats les plus importants à cet égard de même qu'en ce qui a trait au transport des solides. Toutefois on ne peut affirmer qu'il s'agit là d'un problème grave.

En somme la contamination minérale des eaux du Québec par la pollution industrielle et l'apport du substrat géologique revêt une certaine importance, mais pas au point de faire de ce groupe de paramètres, le plus important.

Il demeure donc que le groupe de paramètres des nutriments est capital. En effet, l'agriculture pratiquée de façon extensive et les épandages d'engrais qui y sont associés, de même que l'élevage intensif de volailles et de porcs font de la mesure des éléments nutritifs, une pratique essentielle à l'évaluation de la dégradation des eaux du Québec. De plus, contrairement aux groupes de paramètres étudiés antérieurement, les nutriments sont déversés en grande partie non seulement dans les zones habitées, mais surtout en amont de celles-ci,

ce qui ajoute à leur importance en accroissant leur temps d'action sur l'eau en région habitée. Les quantités de nutriments sont aussi très considérables si on les compare à celles de la matière carbonée, et leur action risque d'être plus importante puisque leur déversement s'effectue non pas de façon ponctuelle, mais bien de façon diffuse, partout sur le territoire agricole. Ajoutons que ces matières peuvent avoir des effets quasi-immédiats (engrais) ou massifs (déversements).

Donc, règle générale, le groupe de paramètres des nutriments est plus approprié pour juger de la qualité générale de l'eau dans les zones habitées. Le second groupe en importance est celui des matières minérales qui comprend les pollutions dites industrielles. Habituellement, la matière carbonée n'est pas un problème dans le contexte québécois à cause de la bonne oxygénation des eaux.

Le tableau 5 donne approximativement le poids relatif donné par les indices à chacun des groupes de paramètres. Ces poids sont calculés d'après les listes des paramètres employés par les auteurs (tableaux 2, 3, 4) et le regroupement des paramètres effectué plus haut. La sommation des poids pour chaque indice est de un (1) et chacun des paramètres d'un indice à un poids égal aux autres à moins que l'auteur n'ait lui-même imposé une pondération.

Le groupe de paramètres des nutriments a été scindé en vue d'indiquer ceux des indices qui ne tenaient compte que de la fraction azotée des nutriments. Au Québec, il appert que le phosphore (P) est généralement le facteur limitant à la production primaire; les indices

TABLEAU 5: POIDS ACCORDES PAR LES INDICES A CHACUN DES GROUPES DE PARAMETRES

INDICES GROUPE DE PARAMETRES	PC								PCE			ST		UD					BS				MB			
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PCE1	PCE2	PCE3	ST1	ST2	UD1	UD2	UD3	UD4	UD5	BS1	BS2	BS3	BS4	MB1	MB2	MB3	
Nutriments pour N et P		.33	.32		.31	.21			.11	.30	.43															v
Nutriments N				.19			.36								.50											
Matière carbonnée	.39	.25	.26	.43	.38	.16	.55		.11	.40	.28			1.0	.33	.50	.50	.67								v
Matières minérales et pollutions industrielles	.61	.42	.42	.38	.31	.63	.09		.78	.30	.28			.67	.50	.33										
Ensemble								*				*	*					*	*	*	*	*	*	*		

N: nutriments azotés

P: nutriments phosphatés

v: signifie que le rapport d'importance entre les groupes de paramètres varie selon l'équation employée (cf description de l'indice en appendice).

*: indice tenant compte ou pouvant tenir compte (dans le cas des indices à paramètres au choix) des 3 groupes de paramètres sans nécessairement désigner le groupe responsable de la dégradation. Dans le cas de BS et de MB, il s'agit de mesures indirectes portant sur les 3 groupes de paramètres.

n'utilisant que l'azote sont donc beaucoup moins pertinents que ceux qui utilisent à la fois l'azote et le phosphore, ou même uniquement le phosphore.

On constate que les indices PC2, PC3, PC5, PCE2 et PCE3 sont ceux dont la pertinence des paramètres (sélection et pondération) s'approche le plus de la réalité québécoise que nous avons décrite. Néanmoins, l'importance donnée à la matière carbonée est un peu trop forte.

Il faut également remarquer que les unités de dommages étudiées semblent ne pas correspondre à la réalité québécoise. Toutefois, prenant en considération qu'elles s'appliquent sur des rejets (généralement de types industriels), on comprend qu'elles accordent davantage d'importance au groupe des matières minérales. Cependant, elles ne donnent que très peu de poids aux nutriments.

Signalons qu'aucun des indices généraux et seulement deux unités de dommages (UD2 et UD4) incluent dans leurs paramètres (groupe Pollution industrielle) une mesure directe de la toxicité des eaux. Plusieurs indices (PC2, PC6, PCE1) suggèrent la mesure de substances toxiques déterminées, tandis que d'autres (PC8, ST1, ST2) laissent la possibilité à l'utilisateur d'introduire une telle mesure. Deux d'entre eux (PC4 et PC1) ne s'appliquent qu'aux eaux que l'on présume libres de telles substances. L'indice MB2 permet, quant à lui, de découvrir la présence de substances toxiques.

Il nous semble qu'un bio-essai de toxicité serait de mise pour bien juger de la qualité des eaux. Il s'avèrerait cependant impossible d'introduire un paramètre pour chacune des substances présentes dans les eaux; cela nous ramènerait à faire une étude détaillée et le bénéfice découlant de la simplicité d'utilisation des indices, serait perdu. Il importe cependant de noter que la toxicité de l'eau fausse certainement d'autres mesures de paramètres telles la DBO_5 et les coliformes en inhibant les processus naturels de dégradation de la matière carbonée par les microorganismes et les processus de reproduction, processus fondamentaux pour ces mesures.

3.1.2 Convenance des fonctions de transformation

La plupart des indices étudiés ont été construits par des chercheurs étrangers. Ils ont naturellement conçu leurs fonctions d'appréciation de la qualité pour les régions auxquelles ces indices étaient destinés. Ces régions ont toutes un climat plus tempéré que celui du Québec. Pour la plupart des paramètres, ceci ne prête pas à conséquences; donnons en exemple les paramètres mesurant la pollution industrielle ou les minéraux en général.

Cependant, dans le cas d'indices construits en tout ou en partie en fonction des usages de vie aquatique, de récréation ou de qualité générale de l'eau, le problème existe. En effet, ces indices utilisent des paramètres faisant partie du groupe mesurant la matière carbonée et aussi la température; les fonctions d'appréciation de la qualité d'une partie de leurs paramètres doivent donc être modifiées en fonction du climat québécois. C'est le cas des paramètres de la

DBO₅, de la DCO, du carbone extrait au chloroforme (CCE), du carbone extrait selon la méthode de Kubel, de l'oxygène dissous et de la température.

En effet, la charge tolérée en matière carbonée pourrait être supérieure à celle des cours d'eau de pays plus chauds pour des raisons dont nous avons déjà discuté lors de l'étude de la pertinence des paramètres. Le niveau d'oxygène dissous devrait être relevé en fonction des conditions naturelles du milieu. Au contraire, la fonction de transformation de la température devrait être ajustée pour abaisser les normes, en fonction de la vie aquatique principalement (poisson d'eau froide).

Les fonctions d'appréciation des autres paramètres de groupe de la matière carbonée n'auraient pas à être modifiées car, même si ces paramètres dépendent en grande partie de la matière carbonée, leurs mesures et les normes qui ont servi à établir les fonctions d'appréciation réfèrent davantage à des problèmes mécaniques indépendants au climat. Ainsi, les normes acceptables en solides en suspension ou en solides totaux ne risquent pas de varier en fonction de la température de l'eau, l'évaluation de leur nocivité s'effectuant plutôt en raison de la colmatation ou de l'ensevelissement que ces solides peuvent produire.

Des raisonnements similaires pourraient être faits dans le cas de la turbidité, de la transparence, de la couleur et de l'odeur. Le poids sec de seston aurait normalement dû être inclus parmi les paramè-

tres dont la fonction d'appréciation doit être corrigée, mais elle a été produite en fonction des eaux du Québec.

Dans le tableau 6 nous regroupons les indices utilisant un ou plusieurs des paramètres pouvant conduire à de mauvaises évaluations; nous signalons ensuite les paramètres utilisés et le pays de calibrage de l'indice. Les utilisateurs devront donc comparer les normes et fonctions d'appréciation des différents paramètres de ces indices, aux normes qu'ils choisiront eux-mêmes pour leurs besoins. On retrouve en Appendice, les normes et fonctions d'appréciation des indices.

Les indices PC2, PC6, PCE2 et MB3 utilisent quelques-uns des paramètres cités, mais ils ont été développés au Canada et on considère que leur calibration est adéquate.

3.1.3 Formules de compilation

Les valeurs transformées sont agrégées en un indice par une formule de compilation. Cette formule diffère d'un indice à l'autre comme nous l'avons vu au premier chapitre. Dans un premier temps, nous étudierons les propriétés de ces formules, puis, dans un second temps, nous donnerons, sous forme de tableau la formule utilisée par chacun des indices.

Une bonne partie des indices utilise une formule additive. Ce type de formule équivaut à faire la moyenne arithmétique des paramètres. Une telle agrégation résulte cependant en une faible sensibilité de l'indice à de mauvaises valeurs pour un petit nombre de paramètres,

TABLEAU 6: PARAMETRES POUVANT CONDUIRE A DE MAUVAISES EVALUATIONS ET INDICES LES UTILISANTS

INDICES PARAMETRES	PC1	PC3	PC4	PC5	PC7	PCE1	UD1	UD2	UD3	UD4	UD5
DBO ₅			v	v	v	v				v	v
DCO			v				v	v	v	v	
CCE	v		v								
KUBEL			v								
OD	v	v	v	v	v						
T ^o	v	a		*							
Pays utilisés pour la cali- bration	E.U.A.	E.U.A.	E.U.A. et autres	E.U.A.	R.U.	E.U.A. et EUROPE DE L'OUEST	R.U.	A.F.	PAYS-BAS	FRANCE	TCK.

v: paramètre utilisé par l'indice

*: mesure de l'écart avec la température normale; pas de correction nécessaire

a: regroupe v et *, la méthode traditionnelle et l'écart de la température naturelle étant utilisés par l'indice pointé

E.U.A.: Etats-Unis d'Amérique

R.-U. : Royaume-Uni

A.F. : Allemagne Fédérale

TCK. : Tchécoslovaquie

malgré que ces valeurs puissent affecter considérablement la qualité de l'eau ou même amener l'interdiction de certains usages. De plus, elle n'établit pas de hiérarchie entre les paramètres, leur accordant tous la même importance.

La formule additive pondérée, nous l'avons vu, ressemble beaucoup à la formule additive simple. Elle en a le défaut principal, soit l'insensibilité à un petit nombre de faibles valeurs en autant toutefois, que la sommation de la pondération pour ces paramètres ne soit pas trop importante. Cependant elle corrige partiellement ce défaut (en regard de la formule additive simple) en donnant des importances différentes à chacun des paramètres. Elle peut être considérée comme très pertinente pour le calcul d'unités de dommages, ceux-ci étant la somme de différentes matières comprises dans un rejet. Une formule multiplicative dans un pareil cas serait inappropriée, la somme des matières nocives représentant réellement l'information recherchée.

La formule multiplicative pondérée tend à faire des évaluations généralement plus sévère que la formule additive pondérée, ce qui la rend plus conforme aux avis des experts. Elle offre également une bien meilleure sensibilité aux mauvaises valeurs obtenues des formules d'appréciation pour un petit nombre de paramètres, allant même jusqu'à attribuer des cotes très mauvaises et à entraîner des interdictions pour certains usages, dans les cas où les normes minimales d'un paramètre essentiel ne seraient pas respectées. Cependant il demeure possible d'établir des valeurs-seuils pour les valeurs transformées pour les paramètres d'importance secondaire, ce qui est une forme de pondération qui empêche des cotes trop mauvaises compte-tenu de la faible importan-

ce du paramètre. Une pondération réelle est aussi effectuée sur les valeurs de transformation, comme dans le cas de la formule additive pondérée.

Les formules de types statistiques (outre les indices biologiques statistiques) ne donnent que des cotes relatives à un groupe de calcul restreint en rapport au rang occupé par une observation dans ce groupe. Elles sont donc inappropriées pour donner une appréciation d'une observation en rapport à des normes. Cependant, leur utilité peut être grande lorsqu'il s'agit de faire une discrimination à l'intérieur d'un groupe d'observations. Toutefois, la plupart des indices du groupe BS (voir tableau 7) donnent une valeur que l'on peut qualifier d'absolue sans que les bornes inférieures et supérieures ne soient fixes. Ce type de formule de compilation comporte le désavantage de faire appel à des notions complexes pour l'interprétation des résultats, un même résultat pouvant refléter des conditions détériorées dans un milieu et acceptables dans un autre.

L'emploi d'un seul paramètre évite de recourir à une formule de compilation et permet de conserver intacte toute l'information contenue dans l'observation; une partie de l'information se perd nécessairement lorsque l'on combine plusieurs paramètres dans une formule de compilation, mais il faut également ajouter qu'au départ, il y a moins d'information dans un seul paramètre que dans plusieurs.

L'indice PC8 utilise une formule multiplicative unique à portée indéfinie. La cote résultante est absolue, mais ne donne que peu d'information sur la qualité réelle de l'eau puisque celle-ci n'en-

TABLEAU 7: TYPE DE FORMULE DE COMPILATION DES INDICES

INDICES FORMULE DE COMPILATION	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PCE1	PCE2	PCE3	ST1	ST2	UD (tous)	BS (tous)	MB1	MB2	MB3
	Formule additive		a		v		v											
Formule additive pondérée	v						v			v				v				v
Formule multiplicative pondérée			v		v													
Formules statistiques												v	v		v			
Amalgame formule multiplicative pondérée et paramètre simple											v							
Paramètre simple									E							v	v	
Formule multiplicative spéciale								v										

v: formule utilisée par l'indice

E: seule la partie essentielle de l'indice se compile de la façon indiquée

a: les paramètres sont compilés de la façon indiquée; une pondération s'ajoute pour les usages

Voir l'appendice pour une description détaillée des formules

tre dans la formule de compilation que comme l'un des trois facteurs de la multiplication non-pondérée.

Notons qu'aucune des formules n'est conçue pour tenir compte des effets synergétiques des différents paramètres et que seuls les indices de types BS et MB (à l'exception de MB3) peuvent les ressentir parce qu'ils sont axés sur des conséquences plutôt que sur des causes. En effet, ces indices utilisent en quelque sorte la production du milieu comme observation et cette production peut être inhibée par des facteurs mesurables par des paramètres simples ou encore par une combinaison de facteurs dont la mesure simple ne permet pas de détecter une inhibition.

On trouve au tableau 7, les types de formules de compilation utilisées par chacun des indices. A chaque type d'information demandée correspond une formule de compilation. Ainsi, la formule multiplicative pondérée serait préférée pour juger de la qualité (qualité générale ou pour un ou plusieurs usages) d'un milieu si la dimension de communication d'information au public était importante. Pour la qualité générale du milieu, les formules de type statistiques ou les mesures biologiques (MB) seraient tout aussi indiquées si l'aspect de communication était négligeable.

Dans le cas de la mesure de la qualité d'un rejet, la formule additive pondérée serait la plus appropriée autant pour la communication au public qu'aux experts puisqu'il s'agit de la sommation pondérée de rejets.

Enfin, la différenciation des milieux n'intéresse que les experts et les formules statistiques sont les plus appropriées à ce travail.

3.2 Disponibilité des données

Il peut s'avérer avantageux de choisir un indice dont les paramètres sont fréquemment mesurés par les organismes chargés de la surveillance des eaux. Ceci permet d'appliquer l'indice rétroactivement à partir des banques de données de ces organismes et donc, d'éviter de commencer les évaluations à partir de rien, en utilisant les années accumulées dans les banques. Un autre avantage est d'amoinrir les coûts d'application de l'indice dans le futur en dispensant l'utilisateur d'effectuer les mesures sur le terrain.

Au Québec, le ministère de l'Environnement effectue des relevés de façon régulière sur les eaux naturelles. Il regroupe depuis peu le ministère des Richesses naturelles (direction générale des eaux) et les Services de Protection de l'Environnement.

On trouvera aux tableaux 8 et 9 la liste des paramètres mesurés sur une base régulière par le ministère, et ceci, en lac (8) et en rivière (9). On donne également sur ces tableaux pour chaque paramètre, l'année où les mesures ont débuté sur une base régulière. Ces données pourront être utiles à l'utilisateur qui décidera lui-même du choix de ses paramètres.

Nous donnons dans le tableau 10 un estimé de la disponibilité des paramètres pour les indices de type PC, PCE et MB. Les indices de type ST ne font pas appel à des paramètres attribués tandis que ceux de type BS demandent des échantillonnages spécifiques; ils ne sont donc pas considérés. Les unités de dommages (UD) et l'indice PCE3 se mesurent sur des prélèvements de rejets, et non pas sur les eaux de surface naturelles; par conséquent, ils n'entrent pas dans le tableau. Pour les utiliser, les analystes pourront cependant recourir aux mesures sur les rejets effectuées régulièrement par le Ministère de l'Environnement.

Dans le cas des indices de type PCE, la disponibilité ne tient pas compte des paramètres économiques.

La disponibilité des données est un facteur à retenir lors de la sélection ou de la confection d'un indice. Toutefois dans le cas d'organismes disposant de moyens financiers importants, il se peut qu'il s'agisse là de considérations d'ordre mineur. Même dans ces cas, il pourrait être avantageux de remplacer, si cela est possible, un paramètre non mesuré, par un paramètre mesuré qui lui est relié avec un bon niveau de corrélation.

Pour ce qui est de l'applicabilité au Québec, l'indice PC2 est applicable en lac avec les banques de données et il ne manque qu'un seul paramètre pour qu'il le soit également en rivière. Les indices du groupe MB sont également utilisables immédiatement en rivière pour

TABLEAU 8: LISTE DES PARAMETRES DU RESEAU DE QUALITE DES EAUX (1) (LIMNOLOGIE)

PARAMETRES	début des mesures	PARAMETRES	début des mesures
oxygène dissous	72	carbone totale	72
pH	72	carbone inorganique	72
température	72	mercure	78
conductivité	72	cuivre	78
transparence	72	zinc	78
calcium	72	plomb	78
magnésium	72	cadmium	78
sodium	72	nickel	78
chlorures	72	aluminium	80
potassium	72	argent	78
sulfates	72	baryum	78
fer	72	chrome	78
manganèse	72	arsenic	78
alcalinité totale	72	cyanures	78
conductivité (laboratoire)	80	tanins	80
solides totaux	80	lignine	80
solides dissous	80	chlorophylle "a" active	80
turbidité (N.T.U.)	72	chlorophylle "a" totale	80
couleur (Hazen)	80	poids sec de seston	80
coliformes totaux	80	potentiel de fertilité	80
silice (SiO ₂)	72	coefficient de stimulation (N)	80
fluorures	80	coefficient de stimulation (P)	80
azote Kjeldahl	72	coefficient de stimulation (NP)	80
azote ammoniacal	72	mesure de toxicité	80
nitrites	72	profondeur moyenne du lac	71
phosphore total	72	sélénium	78
phosphore inorganique	72	mercure dans le poisson	78

Note: plusieurs paramètres ont aussi été mesurés lors de programmes d'inventaire temporels (mesures ponctuelles ou à interval irrégulier)

(1): exception faite des mesures effectuées dans les tissus de vivants aquatiques

TABLEAU 9: LISTE DES PARAMETRES DU RESEAU DE QUALITE DES EAUX (1)
(POTAMOLOGIE)

PARAMETRES	début des mesures	PARAMETRES	début des mesures
débits	67	phosphore total	78
température	73	phosphore inorganique	71
turbidité	78	carbone total	78
conductivité	67	carbone inorganique	78
couleur	78	mercure	78
oxygène dissous	78	cuivre	78
pH	78	zinc	78
dureté	67	plomb	78
calcium	67	cadmium	78
magnésium	67	nickel	78
sodium	67	argent	78
potassium	67	baryum	78
sulfates	67	chrome	78
fer	78	arsenic	78
manganèse	78	sélénium	78
chlorures	67	cyanures	78
alcalinité totale	78	tannin	78
silice (SiO ₂)	70	lignine	78
fluorures	78	huile et graisse	78
azote total	78	chlorophylle totale	78
azote (NH ₃)	78	mercure dans le poisson	78
nitrites	78	solides totaux	67
nitrates	67	solides dissous	67

Note: plusieurs paramètres ont aussi été mesurés lors de programmes d'inventaire temporels (mesures ponctuelles ou à interval régulier)

(1): exception faite des mesures effectuées dans les tissus vivants aquatiques

TABLEAU 10: DISPONIBILITE DES PARAMETRES DANS LES RESEAUX DE MESURE
DU MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT

milieu de mesure indices	lac	rivière
PC1	non applicable	6 / 10
PC2	9 / 9	8 / 9
PC3	8 / 11	8 / 11
PC4	non applicable	8 / 13
PC5	non applicable	6 / 9
PC6	12 / 16	13 / 16
PC7	non applicable	3 / 4
PC8	non applicable	0 / 3
PCE1	non applicable	9 / 12
PCE2	9 / 16	8 / 16
MB1	0 / 1	1 / 1
MB2	1 / 1	0 / 1
MB3	4 / 4	non applicable

Note: le chiffre du coin supérieur gauche indique le nombre de paramètres disponibles et celui du coin inférieur droit, le nombre total de paramètres utilisés par l'indice

l'indice MB1 et en lac pour les indices MB2 et MB3. Il ne manque qu'un paramètre aux banques pour l'application de l'indice PC3. Dans le cas des autres indices il faudrait mesurer trois paramètres ou plus.

3.3 Facilité d'application

Sous ce titre sont regroupées les études de possibilité d'application compte-tenu de la difficulté de mesure de certains paramètres, de la complexité des formules de compilation et des délais d'utilisation qu'entraîne le choix de quelques paramètres.

3.3.3 Mesure des paramètres

Certains indices sont d'application plus ardue à cause des difficultés que rencontrent les utilisateurs à la mesure ou à l'évaluation des paramètres. En effet, certains paramètres sont carrément difficiles à évaluer tandis que d'autres réclament des soins spéciaux de prélèvement, de conservation et d'analyse des échantillons. Entre autres, une bonne partie des paramètres économiques s'avère malaisée à évaluer. C'est le cas des estimés des pertes (par paramètre physico-chimique) dues à la pollution, du produit national brut per capita en amont du point de mesure, des courbes d'optimisation des paramètres en fonction des coûts de traitement et des bénéfices qu'il est possible de retirer du traitement.

Quelques paramètres physico-chimiques peuvent également causer des problèmes: les évaluations d'odeur, la présence d'algues, de plantes aquatiques ou d'huile dont les valeurs transformées sont déterminées par l'observateur, l'écart avec une température "naturelle", la concentration d'huile dans l'eau et du mercure dans le poisson.

D'autres paramètres, s'ils demeurent relativement faciles à mesurer, exigent néanmoins de sérieuses précautions lors de l'échantillonnage, du transport et des manipulations; c'est le cas des matières nutritives (azote et phosphore), des métaux traces en général, de la DBO_5 , des comptes de coliformes, de la chlorophylle, du potentiel de fertilité et des tests de toxicité.

Plusieurs de ces paramètres demandent une analyse rapide des échantillons après le prélèvement et des conditions de transport spéciales (réfrigération) puisque les mesures ne peuvent être effectuées sur place. Des précautions sont à prendre également quant aux risques de contamination des échantillons.

A lumière de ces considérations, nous évaluons dans le tableau 11 la difficulté d'application des indices, relative aux paramètres. Seuls entrent dans ce tableau, les indices utilisant au moins un des paramètres cités plus haut.

TABLEAU 11: DIFFICULTE D'APPLICATION DES INDICES RELATIVES AU PARAMETRES

PARAMETRES	INDICES																
	P	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PCE1	PCE2	PCE3	UD2	UD3	UD4	UD5	MB1	MB2
Estimé des pertes/par usage dues à la pollution	3									3							
Produit national brut per capita en amont sur le bassin	2								2								
Courbe d'optimisation des paramètres	3										3						
Température(écart du naturel)	2					2											
Odeur	2			2						2							
Test de toxicité	2											2					
Huile	1			1						1							
Mercure dans le poisson	1						1										
Nutriments	1		1	1	1	1	1	1	1		1		1				
DBO ₅	1				1	1	1	1	1					1	1		
Coliformes	1	1	1	1		1			1	1	1						
Steptocoques	1									1							
Chlorophylle	1															1	
Potentiel de fertilité	1																1
Solides flottants	2									2							
Algues	2									2							
Plantes aquatiques	2									2							
Coefficient de		1	2	5	2	5	3	2	5	14	5	2	1	1	1	1	1

P: pondération retenue pour l'évaluation de la difficulté d'appréciation du paramètre

Le coefficient de difficulté ne sert qu'à ordonner les indices face aux problèmes rencontrés lors de l'utilisation de leurs paramètres; il n'a aucune autre valeur. Les indices qui ont le coefficient le plus élevé sont ceux qui sont les plus susceptibles d'être d'application ardue.

On note que les indices de groupe PCE semblent les plus difficiles à utiliser selon cette compilation. Les unités de dommages (UD) et les mesures biologiques (MB) sont d'application facile tandis que les indices PC1, PC2, PC4, PC6 et PC7 présentent des difficultés d'ordre moyen.

3.3.2 Compilation

La difficulté d'utilisation d'un indice peut aussi provenir de sa formule de compilation. Nous avons étudié précédemment les différents types de formules générales, mais certaines formules recèlent des particularités qui les rendent de compréhension et d'usage plus compliqués. Les formules des indices PC2 et PCE2, à cause de leurs considérations d'usages multiples sont forcément un peu complexes. A cause de leurs pondérations économiques, les indices PCE1, PCE2 et PCE3 ajoutent beaucoup à leurs difficultés de compilation. L'indice PC6 quoique strictement additif, demeure difficile d'application à cause de l'enchevêtrement des nombreux sous-indices. Les autres indices ne présentent pas de difficulté spéciale à la compilation.

3.3.3 Délais d'utilisation

Certains utilisateurs demandent une interprétation rapide de la qualité de l'eau pour répondre à un problème urgent. Il importe pour ce type de besoin que tous les paramètres soient disponibles sans de trop grands délais de mesures. Le choix de l'indice doit tenir compte de cette restriction.

Pour évaluer le temps nécessaire au calcul de l'indice, nous avons estimé les délais de mesure requis pour chacun des paramètres. Le temps requis à la mesure peut être négligeable comme dans le cas de la température ou de l'oxygène dissous qui sont des mesures effectuées rapidement "in situ". Il peut aussi être relativement long comme dans le cas des analyses en général, et en particulier, celles des substances nutritives qui exigent quelques heures. Les essais biologiques sont carrément restreignants quant aux délais qu'ils imposent; on n'a qu'à penser aux vingt et un jours requis pour la mesure du potentiel de fertilité. Dans le tableau 12 nous avons classé les indices en fonction de ces trois catégories de contraintes temporelles. Naturellement, le paramètre exigeant le plus long délai dans chaque indice, a été retenu comme facteur déterminant.

Notons qu'en aucun cas (à moins que l'utilisateur n'effectue lui-même la sélection des paramètres) le résultat des observations ne sera connu avant quelques heures, et ce, dans le cas des indices du groupe BS et de la plupart des indices du groupe MB. Quelques indices des groupes PC, PCE et UD peuvent également donner des résultats en quelques heures.

TABLEAU 12: CONTRAINTES TEMPORELLES DES INDICES

indices	DELAIS			indices	DELAIS		
	I	H	J		I	H	J
PC1		v		UD1		D ₂	D ₁
PC2		v		UD2			v
PC3		v		UD3		v	
PC4			v	UD4			v
PC5			v	UD5			v
PC6			v	BS1		v	
PC7			v	BS2		v	
PC8			v	BS3		v	
PCE1			v	BS4		v	
PCE2		D ₂	D ₁	MB1		v	
PCE3			v	MB2			v
ST1	C	C	C	MB3		v	
ST2	C	C	C				

I: délais négligeable; résultats souvent instantanés

H: délais évalués en heures selon les analyses ou les manipulations

J: délais évalués en jours; dépendant de bio-essais

C: délais dépendant du choix de paramètres effectué par l'analyste

D: délais évalués à partir des paramètres suggérés par l'auteur pour tous les usages.

En utilisation normale, les paramètres sont choisis par les utilisateurs en fonction des usages retenus pour la région. D₁ est le délai de la première application et D₂ celui des applications subséquentes

V: délais requis pour l'utilisation de l'indice

3.4 Applications antérieures

Il peut être intéressant pour un utilisateur de savoir si l'indice qu'il projette d'utiliser a déjà été employé; à cette fin, nous donnons dans le tableau 13 une appréciation de la fréquence des utilisations.

TABLEAU 13: APPLICATION ANTERIEURES DES INDICES

PC1	:	essai sérieux
PC2	:	aucune utilisation complète
PC3	:	essai sérieux
PC4	:	essai sérieux
PC5	:	plusieurs applications
PC6	:	utilisation régulière
PC7	:	essai sérieux
PC8	:	utilisation régulière
PCE1	:	aucune utilisation complète
PCE2	:	aucune utilisation complète
PCE3	:	aucune utilisation complète
ST1	:	essai sérieux
ST2	:	essai sérieux
UD1	:	utilisation régulière
UD2	:	utilisation régulière
UD3	:	utilisation régulière
UD4	:	utilisation régulière
UD5	:	utilisation régulière
BS1	:	plusieurs applications
BS2	:	utilisation régulière
BS3	:	utilisation régulière
BS4	:	plusieurs applications
MB1	:	utilisation régulière
MB2	:	utilisation régulière
MB3	:	utilisation régulière

Chapitre 4

4. UTILISATION DE L'INFORMATION

Les indices sont, en définitive, des véhicules d'information. Ils synthétisent un certain nombre de données d'un milieu et transmettent une image à des usagers qui ne connaissent pas nécessairement les éléments constitutifs de cette synthèse. Dans ce chapitre, à la lumière des chapitres deux et trois, nous évaluerons, pour plusieurs types d'usagers, en fonction de leurs champs d'action ou d'observation, le genre d'indice qui est le plus susceptible d'apporter satisfaction.

Pour certains usages bien définis, nous pourrions porter la sélection à un niveau plus précis, mais nous tenons à rappeler que ce n'est qu'à titre suggestif que ces sélections seront effectuées; les usagers peuvent même s'inspirer des indices sélectionnés, pour en fabriquer qui soient mieux adaptés à leurs besoins.

4.1 Les usagers spécialisés

Ces usagers sont caractérisés par un intérêt très spécialisé de la ressource. Un exemple que l'on peut donner est celui d'une firme en voie d'implantation, nécessitant une source d'approvisionnement en eau rencontrant des critères spécifiques. Cet approvisionnement peut-être un facteur de localisation pour une nouvelle usine. Un tel usage nécessite un indice des groupes PC ou PCE dont l'objectif est soit de mesurer la convenance à un usage spécifique soit la convenance à plusieurs usages, mais de façon différenciée. En effet un indice jugeant d'usages multiples est généralement construit de façon à pouvoir donner

un sous-indice pour chacun des usages simples qu'il considère. Les indices du groupe ST sont aussi indiqués pour effectuer un tel travail de sélection, car ils visent justement à départager la qualité d'observations comportant plusieurs paramètres chacune.

Pour une sélection plus précise, les usagers devront évaluer eux-même leur besoins et utiliser les grilles des chapitres deux et trois, puisque leurs conditions sont trop spécifiques pour être étudiées ici.

4.2 Les experts en environnement

Ces usagers s'intéressent surtout à la qualité générale de l'eau. Ils peuvent diriger leur attention dans deux directions: l'appréciation de l'activité biologique, ou encore, l'interprétation de différents paramètres physico-chimiques.

L'activité biologique se mesure bien avec des indices des groupes BS et MB. Les premiers basent leurs évaluations sur le dénombrement du nombre d'espèces et du nombre d'individus par espèce, les seconds sur une mesure de la production primaire et sur quelques facteurs physico-chimiques (dans le cas de MB3)(tableau 1). L'indice MB2 est cependant le seul qui permette d'identifier de façon certaine des effets toxiques et auxiniques. Les indices BS2 et BS3 peuvent permettre à un observateur expérimenté de soupçonner de tels effets. Tous les indices des groupes BS et MB tiennent compte des effets synergétiques.

Ces indices sont très spécialisés et donnent des résultats bruts; les usagers n'ont donc pas à trop se soucier de critères dont il faudrait s'occuper dans le cas d'autres indices. Ils n'auront pas à tenir compte de la facilité de vulgarisation de leurs résultats puisqu'ils les interprètent eux-mêmes. Pour les mêmes raisons, ils n'auront pas non plus à s'inquiéter des fonctions d'appréciation, des formules de compilation, ni de la pertinence des paramètres. Ils devront quand même agir avec précaution lorsqu'ils tenteront de comparer deux milieux de mesures différents ou encore des milieux similaires situés dans des régions différentes.

L'évaluation du milieu par la mesure de paramètres physico-chimiques s'effectue ordinairement à l'aide d'indices du groupe PC axés sur la qualité générale du milieu (tableau 1). Cependant, même si les usagers sont des experts des conditions du milieu, ils devront sélectionner leur indice en utilisant davantage de critères (tableau 1 et ch. 3) puisque ce groupe d'indices donne des résultats suggérant déjà une interprétation. Ainsi, ces indices sont souvent construits de façon à n'être utilisés que dans un type de milieu, pour un lac, une rivière ou un rejet. Ils peuvent aussi être conçus pour ne permettre des comparaisons qu'à une échelle locale, régionale ou nationale; pour le type d'utilisateur considéré, il semble que les échelles régionales et nationales soient les plus appropriées. Les utilisateurs devront également tenir compte de la pertinence des paramètres et de leurs fonctions d'appréciation. Compte-tenu de ces facteurs, les indices PC2 et PC5 semblent les plus indiqués quoique, en ce qui a trait aux deux derniers facteurs, l'indice PC2 soit le meilleur choix. Cependant, la formule de compilation de l'indice PC5 paraît mieux adaptée et cet

indice offre de meilleures garanties quant à ses utilisations antérieures. Enfin, on pourrait également considérer la disponibilité des données, la facilité de mesures des paramètres et les délais d'utilisation; selon ces trois critères, l'indice PC2 serait le plus satisfaisant. La solution idéale serait probablement d'améliorer la formule de compilation de l'indice PC2.

Les indices du groupe ST pourraient aussi être utilisés. Ils sont soumis aux contraintes que nous avons mentionnées lors de l'étude de leur formule de compilation et ne pourraient pour ces raisons être utilisées sur une base régulière. La sélection des paramètres utilisés par ces indices doit s'inspirer des considérations du chapitre trois en regard de leur pertinence. Dans ce cas cependant, il semble que la disponibilité des données, la facilité des mesures et les délais qu'elles imposent ne soient pas des facteurs critiques.

4.3 Les gestionnaires

Le rôle des gestionnaires est d'effectuer les choix les plus judicieux possibles pour la conservation ou l'exploitation de la ressource. Une telle fonction exige une bonne connaissance du milieu et des conséquences de telles décisions sur ce milieu. Il est possible pour ces administrateurs, d'utiliser des indices pour accroître leur connaissance d'abord, faciliter les prises de décisions et mesurer les effets ensuite.

En ce qui a trait à la connaissance du milieu, nous appliquons ici les mêmes considérations qui ont prévalu dans le cas des

experts en environnement, en insistant fortement sur l'évaluation par la mesure des différents paramètres physico-chimiques. En effet, il est plus facile de simuler les effets des exploitations envisagées avec les indices du groupe PC, qu'avec ceux des groupes BS et MB. Pour les effets très ponctuels (rejets), les bio-essais doivent également être considérés. Ces groupes d'indices peuvent également éclairer les décisions.

Pour faciliter ces décisions, l'emploi d'indices du groupe ST est aussi particulièrement approprié. Ces indices permettent en effet de différencier des observations comportant plusieurs paramètres. Leurs conditions d'utilisation sont très souples puisque l'utilisateur sélectionne lui-même les paramètres qu'il désire et que l'indice ne procède qu'à une ordination, sans faire d'évaluation. L'utilisateur peut s'inspirer des considérations effectuées dans le chapitre trois si les conditions d'utilisations le nécessitent.

Les indices du groupe PCE peuvent aussi être très utiles aux gestionnaires en raison de leurs objectifs. Leurs conceptions en font de bons outils pour la détermination de priorités. Un indice (PCE2) peut donner une idée de la qualité générale de l'eau, pondérée par le poids économique de chacune des activités considérées, et un autre (PCE3), définir des priorités d'épuration en fonction des bénéfices économiques escomptés d'usages que le traitement rendra possibles (Tableau 1).

Leur groupe est cependant restreint et la sélection d'un indice de ce groupe ne nécessite pas, pour ces raisons, l'utilisation

des critères des chapitres 2 et 3. Il demeure qu'un éventuel usager devrait y confronter son choix pour mieux connaître les lacunes de son instrument et le cas échéant, mieux les corriger.

4.4 L'Etat face au public

Le rôle de l'Etat est de gérer les affaires publiques en fonction du bien-être de la population, en accord avec les volontés qu'elle exprime. Ce rôle est donc double, car, pour faire des choix, la population doit posséder une certaine information; il faut donc que l'Etat l'informe, qu'il recueille ses opinions et qu'il les transforme en politiques de gestion.

Dans le cas de la gestion des eaux, l'Etat doit donc informer la population de la qualité générale de l'eau, de ce qui cause sa dégradation, le cas échéant, et effectuer les choix d'aménagement en étudiant les avantages et inconvénients de chacune des possibilités. Dans le cas des choix d'aménagement, nous nous reportons au rôle du gestionnaire tel que vu en 4.3.

En ce qui touche la fonction d'information de l'Etat, on peut croire qu'il y a deux objectifs fondamentaux: informer de la qualité générale du milieu et des origines des dégradations.

En effet, s'il est important de communiquer au public l'information relative à la qualité générale de l'eau, il importe tout autant de lui faire prendre conscience des causes de détérioration, de

façon à générer des pressions s'exerçant à la fois sur le gouvernement, et sur les agents responsables de la pollution.

4.4.1 Qualité générale

Il semble évident que, pour diffuser l'information sur la qualité générale du milieu, les indices du groupe PC sont les plus satisfaisants. En effet, la nature de l'information utilisée par les indices du groupe PCE (paramètres économiques) fausse l'intention originelle tandis que les indices des groupes BS, ST et MB n'ont pas été conçus pour une diffusion facile (tableau 1). Des différents indices du groupe PC traitant de la qualité générale de l'eau, nous avons retenu les indices PC2 et PC5 en 4.2. Nous pourrions leur ajouter l'indice PC3 puisque l'usage simple dont il traite est précisément l'aspect récréatif de l'eau (voir l'étude de cet indice en appendice), celui qui marque le plus l'esprit de la population selon Walski et al. (1974); cet indice se classe aussi bien que les deux premiers en regard de la pertinence des paramètres et des fonctions d'appréciation, de la formule de compilation, de la disponibilité des données et des expériences d'applications antérieures (voir le chapitre trois).

Aux critères étudiés en 4.2, il convient d'ajouter celui-ci: la facilité de vulgarisation. Au tableau 1, on peut constater que les trois indices remplissent les exigences de ce critère. On pourrait répéter ici que la formule idéale serait d'adopter l'indice PC2 avec une formule de compilation améliorée. On pourrait également modifier les indices PC3 et PC5 quant aux paramètres et aux fonctions d'appréciation qu'ils emploient.

4.4.2 Causes des dégradations

Malgré le fait que les unités de dommages ne soient pas conçues pour la diffusion d'information au public, il apparaît qu'elles constituent avec les indices du groupe ST, le seul groupe d'indice apte à qualifier des rejets. Puisqu'elles produisent des valeurs absolues, elles sont donc préférables aux indices du groupe ST. Elles pointent directement les responsables des rejets et donnent la gravité relative de leur agression contre l'environnement: c'est un très bon moyen de sensibilisation de l'opinion publique, et de mobilisation des groupes de pression, qui focalise les énergies sur des objectifs précis, évitant les diversions propres aux causes plus générales. Ces unités de dommages ont donc, par le biais des remous qu'elles génèrent, une action de levier très puissante sur les agents politiques et les pollueurs.

Malheureusement, comme nous l'avons spécifié en 3.1.1, aucune des unités de dommages étudiées ne convient d'emblée aux besoins du Québec à cause de l'emphase trop grande mise sur la matière carbonée et le faible poids des nutriments (phosphore particulièrement). Il faudrait également reviser leurs fonctions d'appréciation en fonction des conditions québécoises (tableau 6).

Les unités de dommages conçues pour nos conditions devraient tenir compte de cinq classes de pollution. Elles sont, en ordre d'importance décroissante:

les nutriments
la toxicité
l'insalubrité
la matière carbonée
l'esthétique

Un ou des paramètres évaluerait les dommages causés dans chaque classe de pollution. Il faudrait voir à ce que les paramètres sélectionnés soient de mesure facile et rapide pour éviter les délais dans la compilation.

La mesure de la toxicité devrait comporter au minimum un bio-essai, qu'il soit fait à partir d'algues, de crustacés ou de poissons indigènes. A cet essai devrait s'ajouter une mesure routinière des substances toxiques lorsque cela s'avère pertinent. Les formules de compilation seraient du type additif pondéré; ce sont les formules les plus adaptées à ces indices puisqu'il s'agit d'effectuer la sommation de matières rejetées et que toutes n'ont pas des effets d'égale importance.

4.4.3 Diffusion de l'information

Il importe que l'information soit diffusée de façon à ce que les gens puissent relier la qualité générale de l'eau de leur environnement immédiat, aux activités humaines qui s'y déroulent. Il faudrait donc diffuser simultanément l'indice général de la qualité de l'eau, par bassin-versant ou par sous-bassin et les unités de dommages (par classe de pollution) déversées par chacun des pollueurs différents des

bassins. La pression populaire serait plus ou moins accentuée selon le nombre d'unités de dommages causées par les pollueurs et il s'établirait un genre de pondération d'un bassin à l'autre, puisque les pressions s'effectueraient surtout là où existent des dommages réels, soit là où les indices de la qualité générale seraient les plus bas à cause de grandes quantités de rejets, de l'intensité de leur effet néfaste ou du faible débit.

Autant que possible, toutes les sources de pollution devraient être couvertes, qu'elles soient municipales ou provinciales, diffuses ou ponctuelles. L'agriculture ne devrait certes pas être exclue de cet inventaire.

En principe, l'unité de dommages est basée sur les analyses de rejets. En fait, rien n'empêche que ces unités soient déterminées de façon approximative, par type d'utilisateur et par taille de la production, si elles ne servent pas au calcul de redevances; cela aurait pour effet d'abaisser fortement les coûts d'administration du programme.

4.5 L'Etat face au pollueur

Le rôle de l'Etat, nous l'avons vu, est de gérer les affaires publiques en fonction du bien-être de la population en accord avec les volontés qu'elle exprime. Celà s'est traduit jusqu'ici, au Québec, par l'imposition d'amendes aux pollueurs qui dépassaient certaines normes. Ces condamnations étaient prononcées en vertu de la loi de protection de l'environnement qui interdit tout déversement "polluant" sans

autorisation préalable des autorités du Ministère de l'Environnement. Les condamnations sont rares et le montant des amendes n'est nullement en relation avec la pollution créée.

Dans plusieurs pays, la population en est venue à accepter le principe de la responsabilité de la pollution engendrée (pollueur-payeur) et il se peut que les pressions deviennent suffisamment fortes pour que le Québec emboîte le pas dans cette direction.

L'application de ce principe est habituellement envisagée de deux façons: l'émission de droits de rejets et la perception de redevances.

L'émission de droits de rejets est une méthode qui n'a encore jamais été appliquée; elle a été mise au point aux Etats-Unis (Hass, J.E., 1972) et on a tenté d'évaluer son fonctionnement à partir de données recueillies sur la rivière Miami en Ohio. Des droits de rejets seraient émis au départ par l'autorité du bassin versant et par la suite, deviendraient négociables entre les utilisateurs sur un marché libre. Ce système a l'avantage d'établir un prix réel à la pollution, à cause du système de libre entreprise. De plus, les pollueurs peuvent optimiser leur production et leur traitement en internalisant les coûts des rejets. Cependant, beaucoup craignent une collusion des pollueurs visant à fausser les règles du marché. Pour des raisons pratiques, on ne peut encourager l'adoption de cette méthode au Québec.

La perception de redevances est conditionnelle au calcul des unités de dommages car elle consiste à appliquer un taux de redevances

aux unités de dommages calculées. Il faut que le taux de redevances soit relié aux coûts de traitement ou aux coûts des dommages sociaux et économiques causés par les rejets.

De nombreux spécialistes optent pour relier les redevances aux coûts socio-économiques des rejets. Malheureusement, l'évaluation de ces coûts est elle-même très difficile à effectuer, car il faut coter des valeurs sociales et d'autres items intangibles; une analyse bénéfice-coût classique n'y réussit absolument pas. De plus, ces analyses s'arrêtent aux évaluations d'impact direct, alors qu'il faudrait en toute honnêteté, tenir compte d'un enchaînement de répercussions environnementales. Quoique quelques équipes de recherche travaillent actuellement à l'élaboration de méthodologie d'évaluation des répercussions, l'état d'avancement de leurs travaux ne procure pas encore une assise suffisamment solide pour asseoir le calcul des taux de redevances.

Donc il vaut mieux que les redevances soient reliées aux coûts de traitement. Dans ce cas, le principal problème est de définir le niveau de traitement souhaitable permettant de fixer le taux de redevances. On s'accorde habituellement pour dire que le pollueur sera intéressé à traiter davantage son rejet jusqu'au point où il lui coûtera moins cher de payer les redevances.

Cependant, tous les rejets ne se traitent pas de la même façon ni avec la même facilité; il en résulte donc que certains des pollueurs seront désavantagés face aux autres. Il est possible de rétablir quelque peu l'égalité lors du calcul des unités de dommages.

En effet, si les unités de dommages sont destinées à servir de base à la tarification, leur définition nécessite un peu plus de rigueur; sans pour autant mesurer chaque rejet, il est possible d'estimer par type et par taille de production les unités de dommages rejetées par les pollueurs, mais il faut prévoir une pondération qui tiendra compte du climat (zone climatique) de l'âge de l'entreprise, de la technologie d'épuration applicable (reliée à la taille de l'entreprise) et d'autres facteurs pour rétablir l'égalité. Il faut encore laisser un droit de recours aux utilisateurs qui se sentent lésés par l'estimation des dommages qu'ils causent et permettre des mesures in situ pour de tels cas. De telles mesures devraient cependant être facturées aux pollueurs, comme c'est le cas en France.

Le système de redevances comporte de nombreux avantages. En plus d'établir une incitation à l'épuration et donc à l'amélioration de la qualité des eaux, il est de nature à générer de l'argent pouvant servir à des dépenses d'épuration sur le bassin versant. Il crée des emplois au niveau du contrôle de la pollution et de l'inspection des rejets, mais aussi dans le domaine de l'épuration lui-même, par la fabrication de matériel nouveau et l'établissement de postes d'épuration.

Mais les inconvénients existent également; d'abord le système de taxation risque d'être très complexe et l'application juste du principe que chacun est responsable de sa pollution demeure difficile. Les standards définis pour chaque bassin versant le sont de façon arbitraire, compte tenu du niveau des connaissances actuelles et des fluc-

tuations des rejets. Ils devront en plus être pondérés en fonction du choix des rivières et de leurs caractéristiques physico-chimiques.

Le système peut aussi être très onéreux à opérer, si l'on considère la lourdeur habituelle de toute bureaucratie, le personnel nombreux et compétent exigé. En effet, l'application de redevances demande des preuves plaidables et donc, des mesures et des analyses nombreuses pour prévenir les litiges ou les régler. Il faut aussi compter que plusieurs tests ou essais sont difficilement répétables et donc entachés d'erreurs pouvant être élevées; ceci exige donc l'assermentation d'inspecteurs et la création de laboratoires accrédités reconnus légalement. Le nombre de conflits légaux risque tout de même d'être élevé.

Il est possible que les dépenses soient si considérables, que l'argent que l'on réservait à l'épuration soit en grande partie absorbé par la gestion du système.

Enfin, malgré toutes les pondérations administratives et surtout dans le contexte économique québécois actuel, alors que les Ministères, de l'Industrie et du Commerce tant fédéral que provincial sont obligés de favoriser par voie de subventions l'implantation d'industries nouvelles, il peut être particulièrement malvenu d'annihiler au moins en partie, les efforts faits pour développer l'industrie en imposant des redevances sur les rejets. Cela équivaut à rendre non-concurrentielle la position québécoise sur les marchés extérieurs et même intérieurs, face aux produits d'importation non soumis à de telles contraintes.

En définitive, il vaut mieux appliquer dès maintenant un système sérieux d'unités de dommages de façon à créer les pressions qui pourront mieux faire accepter éventuellement, un système de redevances. Cependant, lorsque le moment d'appliquer les redevances sera venu, une période transitoire sera encore bénéfique au passage de l'industrie vers le nouveau système. Les taux seront alors annoncés, et l'industrie aura un certain délai pour effectuer des recherches en traitement et en rentabilisation d'équipement.

Conclusion

Les indices de la qualité de l'eau sont des outils destinés à la synthèse et la communication des connaissances relatives à la qualité du milieu aquatique. Ils permettent d'évaluer la qualité en fonction d'une vaste gamme d'objectifs qui les rendent disponibles pour tous les intervenants. Ils sont très souples et adaptables à presque tous les besoins imaginables. La synthèse qu'ils effectuent peut être d'une grande utilité quand se présentent des choix qui nécessitent la considération de plusieurs facteurs.

Pour l'utilisateur, il s'agit donc de définir le plus soigneusement possible les objectifs visés et d'effectuer la sélection en fonction de cette définition. La sélection doit aussi tenir compte de certains facteurs objectifs reliés à la conception des différents indices (pensons ici aux facteurs climatiques ou géologiques ou à la mécanique interne des indices).

Il est possible qu'en suivant le processus de sélection, on ne trouve aucun indice correspondant exactement aux besoins définis; toutefois, l'utilisation du processus de sélection aura toujours comme avantage de renseigner l'utilisateur sur les conditions que devra remplir son indice pour être pleinement satisfaisant. Il possédera donc les critères nécessaires et pourra y confronter un indice qu'il aura lui-même modifié ou construit.

Actuellement, on peut croire que les indices sont des outils sous-utilisés, du moins quant à l'utilisation qu'on peut en faire pour conscientiser le public de l'importance de la qualité de l'eau. En effet, le ministère de l'Environnement n'utilise aucunement cet outil pour effectuer des pressions sur les pollueurs et il se prive d'appuis importants de la population, en ne la renseignant pas mieux sur l'évolution et les causes de la situation actuelle. La publication régulière d'un indice de qualité générale divisé en plusieurs sous-indices par bassins-versants ou par sous-bassin, accompagné de la liste des unités de dommages rejetées par classe de pollution et par bassins-versants, serait de nature à combler au moins partiellement cette lacune.

APPENDICE

Description détaillée des indices

Table des matières de l'appendice

Table des matières de l'appendice	a-i
Liste des tableaux de l'appendice	a-iii
Liste des figures de l'appendice	a-v
Schémas d'études des indices	A-1
Indice de Horton (PC1)	A-4
Indice d'Ibbotson (PC2)	A-19
Indice de Walski (PC3)	A-24
Indice de Prati (PC4)	A-30
Indice de Brown et McClelland (PC5)	A-35
Indice d'Environnement Canada (PC6)	A-51
Indice de Ross (PC7)	A-66
Indice du Mitre (PC8)	A-70
Indice de Zoeteman (PCE1)	A-75
Indice de Keilani (PCE2)	A-79
Indice de Fogel (PCE3)	A-87
Indice de Padgett et Stanford (ST1)	A-90
Indice de Harkins (ST2)	A-93
Redevances au Royaume-Uni (UD1)	A-97
Redevances en Allemagne Fédérale (UD2)	A-100
Redevances en Hollande (UD3)	A-103
Redevances en France (UD4)	A-105
Redevances en Tchécoslovaquie (UD5)	A-108

Indices de similarité (BS1)	A-111
Indices de diversité (BS2)	A-117
Indices d'équitabilité (BS3)	A-124
Indices de richesse en espèces (BS4)	A-134
Dosage de la chlorophylle (MB1)	A-139
Potentiel de fertilité (MB2)	A-142
Cote trophique (MB3)	A-145

Liste des tableaux de l'appendice

A-1	Valeurs transformées pour l'indice PC1	A-6
A-2	Poids des huit premiers paramètres de l'indice PC1	A-8
A-3	Valeurs transformées pour les coliformes, indice PC2	A-9
A-4	Valeurs transformées pour l'oxygène dissous, indice PC2	A-10
A-5	Valeurs transformées pour l'azote total, indice PC2	A-11
A-6	Valeurs transformées pour le phosphore total, indice PC2	A-12
A-7	Valeurs transformées pour le pH, indice PC2	A-13
A-8	Valeurs transformées pour la température, indice PC2	A-14
A-9	Valeurs transformées pour les solides dissous totaux, indice PC2	A-15
A-10	Valeurs transformées pour les métaux traces, indice PC2	A-16
A-11	Valeurs transformées pour la turbidité, indice PC2	A-17
A-12	Valeurs transformées pour l'indice PC3	A-27
A-13	Valeurs transformées pour l'indice PC4	A-34
A-14	Valeurs transformées pour l'indice PC5	A-38
A-15	Poids des paramètres de l'indice PC5	A-48
A-16	Valeur de I_{tox} , coefficient pour le chrome et le cadmium, indice PC6	A-55
A-17	Valeur de I_{1ZC} , coefficient pour le lithium, le cuivre et le zinc, indice PC6	A-56
A-18	Valeur de I_h , coefficient pour la dureté, indice PC6	A-57
A-19	Valeur de I_d et I_{cr} , coefficients pour la turbidité dans l'eau de distribution et pour la récréation, indice PC6	A-58

A-20	Normes limites d'utilisation de l'eau pour la récréation, l'esthétique ou la distribution publique d'eau potable, indice PC6	A-61
A-21	Valeurs transformées pour l'indice PC7	A-68
A-22	Poids des paramètres de l'indice PC7	A-72
A-23	Valeur de D, indice PC8	A-81
A-24	Usages, paramètres et pondérations utilisés par l'indice PCE2	A-83
A-25	Correspondance de la cote trophique à l'état de vieillissement pour l'indice MB3	A-147

Liste des figures de l'appendice

A-1	Graphe de la fonction de transformation de l'oxygène dissous, indice PC5	39
A-2	Graphe de la fonction de transformation des coliformes fécaux, indice PC5	40
A-3	Graphe de la fonction de transformation du pH, indice PC5	41
A-4	Graphe de la fonction de transformation de la DBO_5 , indice PC5	42
A-5	Graphe de la fonction de transformation des nitrates, indice PC5	43
A-6	Graphe de la fonction de transformation des phosphates totaux, indice PC5	44
A-7	Graphe de la fonction de transformation de la température, indi- ce PC5	45
A-8	Graphe de la fonction de transformation de la turbidité, indice PC5	46
A-9	Graphe de la fonction de transformation des solides totaux, in- dice PC5	47

Schéma d'étude des indices

Nous retrouvons en Appendice un résumé standardisé et commenté pour chacun des vingt-cinq (25) indices étudiés.

Les indices des groupes PC, PCE et ST sont étudiés de la façon suivante:

- 1- Références: documentation pertinente à l'indice
- 2- But de l'indice et utilisation: explication des objectifs de l'indice, mention du milieu de mesure et de l'échelle d'utilisation, de la relativité de la valeur calculée
- 3- Choix des paramètres et des usages: explication de la sélection des paramètres et des usages
- 4- Sélection des fonctions d'appréciation: explication des modes de sélection des fonctions d'appréciation
- 5- Choix de la pondération des paramètres: explication de la sélection des poids des paramètres
- 6- Choix de la pondération des usages: explication de la sélection des poids des usages
- 7- Formule de compilation et sensibilité: explication du mécanisme de calcul de l'indice et évaluation de sa sensibilité
- 8- Avis des experts et consultations diverses: revue des critiques et consultations publiées au sujet de l'indice.

Les indices du groupe UD sont étudiés comme suit:

- 1- Références: documentation pertinente à l'indice
- 2- Paramètres utilisés: la liste des paramètres utilisés
- 3- Formule de compilation: explication du mécanisme de calcul de l'indice
- 4- Critiques: explication des principes ayant régi la sélection des paramètres et l'implantation de l'indice en général.

Les indices du groupe BS sont étudiés comme suit:

- 1- Références: documentation pertinente aux indices
- 2- Utilisation: explication des objectifs de l'indice, mention du milieu de mesure, de l'échelle d'utilisation et de la relativité de la valeur calculée
- 3- Formules de compilation: explication des mécanismes de calculs des différents indices étudiés et interprétation de leurs résultats
- 4- Critiques: avantages et inconvénients de l'utilisation de chacun des indices

Les indices du groupe MB sont étudiés ainsi:

- 1- Références: documentation pertinente à l'indice

- 2- Utilisation: explication des objectifs de l'indice et des phénomènes mesurés, mention du milieu de mesure, de l'échelle d'utilisation et de la relativité de la valeur calculée
- 3- Formule de compilation: explication de la méthode de calcul et interprétation des résultats
- 4- Critiques: avantages et inconvénients de l'utilisation de chacun des indices

INDICE DE HORTON (PC1)

1- REFERENCE

HORTON, R.K. (1965).

"An index number system for rating water quality". Water Pollution Control Federation, 37(3): 300-306.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice de Horton est construit pour faciliter les prises de décision. Il s'agit d'un outil destiné à évaluer la qualité des eaux, selon une méthode comparative; il n'a pas la prétention de donner une valeur absolue de la qualité de l'eau, mais bien de classer un échantillon parmi d'autres. Il donne néanmoins une valeur numérique intrinsèque immédiatement comparable. C'est un indice qui classe les échantillons en rapport de la qualité générale de l'eau. Il s'agit ici d'une version préliminaire. Le milieu de mesure est local (rivière), et l'échelle d'utilisation serait régionale ou d'échelle plus petite.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Les paramètres sélectionnés l'ont été à partir d'études d'un organisme: "L'Ohio River Valley Water Sanitation Commission" (ORSANCO). Ces paramètres sont considérés comme étant suffisants par Horton (1975), mais cer-

tains changements pourraient survenir dans l'avenir. Notons que les substances toxiques sont exclues de cet indice et qu'il n'est pas envisagé de les y ajouter. Les dix (10) paramètres retenus sont: le pourcentage de la population dont les rejets sont traités (% Ret. T), le pH, la conductivité (COND), l'oxygène dissous (OD), le nombre de bactéries coliformes totales (COLI), le carbone extrait par le procédé employant le chloroforme (CCE), l'alcalinité (ALC), les chlorures (Cl), la température de l'eau (T⁰) et la pollution flagrante (PF). L'indice n'est pas calculé en fonction de différents usages.

Le pourcentage de population dont les rejets sont traités ne fait pas référence au degré de traitement. L'indice suppose que les degrés de traitement sont imposés par l'Etat et que seule la proportion des rejets traités importe. La pollution flagrante fait référence à l'aspect visuel et à l'odeur (boues, débris, mousses, etc).

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les paramètres sont cotés de 0 à 100, 100 étant le maximum. Les valeurs transformées (VT) par les fonctions d'appréciation sont données dans le tableau A-1 en relation avec les valeurs des différents paramètres.

La pollution flagrante et la température sont notées autrement: la pollution est flagrante ou elle ne l'est pas; de la même façon, selon l'ORSANCO, aucune espèce de poisson importante ne survivrait à des températures supérieures à 93⁰ F (34⁰ C). La valeur de l'indice est réduite de moitié à chaque fois qu'une de ces deux conditions n'est pas respectée.

TABLEAU A-1: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'INDICE PC1

VT Param.	100	80	60	40	30	20	0
% Rej.T.	95 à 100	80 à 95	70 à 80	60 à 70		50 à 60	< 50
pH	6 à 8	5 à 6 ou 8 à 9		4 à 5 ou 9 à 10			< 4 ou > 10
COND (μ mhos/ cm)	0 à 750	750 à 1500		1500 à 2500			> 2500
OD (%)	> 70	50 à 70	30 à 50		10 à 30		< 10
COLI/ 100 ml	<1000	1000 à 5000	5000 à 10,000		10,000 à 20,000		>20,000
CCE ($\times 10^{-3}$ mg/l)	0 à 100	100 à 200	200 à 300		300 à 400		> 400
ALC (mg/l)	20 à 100	5 à 20 ou 100 à 200		0 à 5 ou >200			acide
Cl (mg/l)	0 à 100	100 à 175		175 à 250			> 250

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Pour les huit premiers paramètres, la pondération est effectuée de façon relative; le traitement de l'eau, l'oxygène dissous et le pH sont considérés d'égale importance entre eux, mais d'importance supérieure aux autres. Le compte des coliformes suit dans la pondération; puis viennent sur un même pied: la conductivité, le carbone extrait au chloroforme, l'alcalinité et les chlorures. Arbitrairement les facteurs sont attribués (4, 2, 1) pour chacun des groupes de paramètres mentionnés (voir le tableau A-2).

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération pour usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Cet indice s'écrit:

$$PC1 = M_1 M_2 \frac{\sum_{i=1}^8 VT_i W_i}{\sum_{i=1}^8 W_i}$$

TABLEAU A-2: POIDS DES HUIT PREMIERS PARAMETRES DE L'INDICE PC1

PARAMETRES	W	POIDS
% Ret. T.	W_1	4
pH	W_2	4
COND	W_3	1
OD	W_4	4
COLI	W_5	2
CCE	W_6	1
ALC	W_7	1
C1	W_8	1

TABLEAU A-3: VALEURS TRANSFORMEES POUR LES COLIFORMES, INDICE PC2

VT usages	Coliformes totaux			Coliformes fécaux		
	10	4	1	10	4	1
Distribution publique	10	5000	30,000	10	500	10,000
Récréation (contact)	50	1000	5,000	10	500	2,000
Vie aquatique	200	5000	30,000	50	500	2,500
Agriculture (2 usages)	1	500	5,000	1	100	1,000
Industrie 1,3,A,B,C	1,000	10,000	50,000	500	2,500	10,000
Industrie 2	1	100	500	1	50	100

Données en nombre le plus probable / 100 ml.

TABLEAU A-4: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'OXYGENE DISSOUS, INDICE PC2

VT USAGES	10	8	6	4	1
Distribution publique	8<OD<12		15	3	2
Récréation (contact)	7			4	2
Vie aquatique	6.5<OD<12	15		4	3
Agriculture (2 usages)	6			4	2
Industrie 1-2-3	8<OD<10		15	3	1
Industrie A	0			2.5	5
Industrie B,C	0			0.007	0.05
Esthétique	5			3	2

Données en mg/l.

TABLEAU A-5: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'AZOTE TOTAL, INDICE PC2

VT \ USAGES	10	4	1
Distribution publique	0.1	10	20
Récréation (contact)	0.25	20	50
Vie aquatique	0.1	1.0	5
Agriculture (bétail)	1.0	10	20
Agriculture (irrigation)	0.25 à 1.0	0.1 et 20	0 et 50
Industrie 1,2,3	1	10	50
Industrie A,B,C	0.25 à 0.5	0 et 2	10
Esthétique	0.5	5	30

Données en mg/l de N.

TABLEAU A-6: VALEURS TRANSFORMEES POUR LE PHOSPHORE TOTAL, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	0.05	0.3	2.0
Récréation (contact)	0.01	0.15	2.0
Vie aquatique	0.01	0.25	2.0
Agriculture (bétail)	0.05	0.5	2.0
Agriculture (irrigation)	5.0 à 75	0.05 et 150	200 et 0.01
Industrie 1,2,3	0.05	0.25	2.0
Industrie A	1.0 à 20	80	100
Industrie B	1.0 à 20	50	100
Industrie C	1.0 à 20	40	100
Esthétique	0.03	2.0	10

Données en mg/l de PO₄.

TABLEAU A-7: VALEURS TRANSFORMEES POUR LE pH, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	6.5 à 7.5	5.0 et 9.0	3.5 et 10.5
Récréation (contact)	7.2 à 7.6	6.0 et 8.5	4.0 et 10.0
Vie aquatique	7.0 à 8.0	5.5 et 9.5	4.5 et 10.5
Agriculture (bétail)	6.5 à 8.0	9.5 et 5.0	3.5 et 10.5
Agriculture (irrigation)	6.0 à 8.0	4.5 et 9.0	3.0 et 10.5
Industrie 1	6.5 à 8.0	5.5 et 9.0	4.0 et 10.5
Industrie 2,3	7.0 à 7.5	6.0 et 8.0	4.5 et 10.0
Industrie A	7.5 à 8.5	7.0 et 9.0	5.0 et 10.5
Industrie B,C	8.5 à 9.5	7.5 et 10	5.5 et 12.0
Esthétique	6.5 à 8.0	5.0 et 9.5	4.0 et 10.0

Données en unités de pH.

TABLEAU A-8: VALEURS TRANSFORMEES POUR LA TEMPERATURE, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	8 à 12	30 et 1	0 et 40
Récréation (contact)	25 à 30	20 et 35	5 et 45
Vie aquatique	13 à 20	25 et 10	5 et 35
Agriculture (2 usages)	8 à 15	30 et 4	45 et 3
Industrie 1,2,A,B,C	10 à 30	5 et 45	0 et 60
Industrie 3	10 à 20	35 et 5	0 et 45

Données en degrés Celsius (C°).

TABLEAU A-9: VALEURS TRANSFORMEES POUR LES SOLIDES DISSOUS TOTAUX, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	100	500	4,000
Récréation (contact)	250	1,000	5,000
Vie aquatique	250	2,500	10,000
Agriculture (bétail)	250	2,500	5,000
Agriculture (irrigation)	150	700	1,500
Industrie 1	200	1,000	4,000
Industrie 2 et A	100	600	2,000
Industrie 3 et C	50	150	400
Industrie B	100	500	1,000
Esthétique	250	2,500	5,000

Données en mg/l.

TABLEAU A-10: VALEURS TRANSFORMEES POUR LES METAUX TRACES, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	2	5	15
Récréation (contact)	5	10	20
Vie aquatique	0.1	2	15
Agriculture (2 usages)	2	10	20
Industrie 1,3	2	5	15
Industrie 2	0.005	0.01	1
Industrie A,B,C	0.5	2	10
Esthétique	1	5	20

Données en mg/l.

TABLEAU A-11: VALEURS TRANSFORMEES POUR LA TURBIDITE, INDICE PC2

USAGES \ VT	10	4	1
Distribution publique	5	100	500
Récréation (contact)	20	200	750
Vie aquatique	20	250	1000
Agriculture (2 usages)	10	75	500
Industrie 1	10	100	250
Industrie 2,3	1	25	100
Industrie A,B,C	1	25	100

Données en unités Jackson.

- où VT: la valeur accordée au paramètre de 0 à 100
W : le poids du paramètre, 1,2 ou 4
M : 1 ou 0.5 dépendant des valeurs de température et de la flagrance
de la pollution
i : varie de 1 à 8

La valeur de l'indice PCI varie de 0 à 100.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

L'indice a été construit avec l'aide d'un comité de l'Ohio (Ohio River Valley Water Sanitation Commission) en ce qui a trait au choix des paramètres et à leurs fonctions d'appréciation. L'indice n'a pas été expertisé une fois terminé. Sa prétention n'est pas de porter un jugement de valeur sur un échantillon, mais de classer les échantillons les uns par rapport aux autres.

INDICE D'IBBOTSON (PC2)

1- REFERENCES

IBBOTSON, B.G. et B.J. ADAMS. (1976).

"Formulating and testing of a new water quality index". Water pollution Research in Canada 1977 Proceedings, p. 102-120. (Publication 77-03, University of Toronto).

IBBOTSON, B.G. (1977).

"Formulation of a new water quality index mechanism". M.Sc. Thesis of the Department of Civil Engineering, University of Toronto, 131 p.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice d'Ibbotson a été composé en vue de chiffrer la qualité générale de l'eau à partir de certains paramètres; ce chiffre quoiqu'une valeur absolue, est davantage destiné à être comparé à d'autres valeurs qu'à évoquer un niveau de qualité par lui-même. L'indice se divise en plusieurs sous-indices reflétant chacun la conformité de la qualité de l'eau aux normes des différents usages. L'échelle d'utilisation est surtout locale ou régionale, en vue de déterminer l'usage le plus souhaitable ou de comparer dans le temps ou l'espace, la qualité de l'eau. Elle peut être aussi plus lar-

ge, pour mesurer la qualité générale des eaux. Le milieu de mesure est local (lac ou rivière).

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix final des paramètres est laissé aux utilisateurs; cependant, les auteurs recommandent l'utilisation du décompte de coliformes (COLI), de l'oxygène dissous (OD), de l'azote total (N TOT), du phosphore total mesuré en PO_4 (P), du pH, de la température (T^0), des solides dissous totaux (SDT), des niveaux de métaux traces (MT) et de la turbidité (TURB) comme étant les plus pertinents. Ces neufs (9) paramètres seront étudiés en fonction des usages suivants: la distribution publique d'eau potable, les activités récréatives de contact, la vie aquatique (poisson d'eau froide), l'agriculture (bétail et irrigation pour l'Ontario), l'appréciation esthétique et les usages industriels divisés selon les six (6) classes suivantes:

- classe 1: industrie chimique et du pétrole;
- classe 2: alimentation;
- classe 3: textile, cuir et papier
- classe A: chaudière à moins de 150 lb/po² de pression;
- classe B: chaudière à plus de 150 et moins de 700 lb/po² de pression;
- classe C: chaudière à plus de 700 lb/po² de pression.

Ces usages ont été sélectionnés par Ibbotson. Le choix de ces paramètres peut être refait par l'utilisateur qui le désire.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les observations des différents paramètres sont transformées en valeurs (VT) de 1 à 10; les valeurs pour chaque paramètre, varient avec l'usage étudié; 10 est une qualité idéale pour l'usage, 4 une qualité acceptable (médiocre) et 1, une qualité empêchant le déroulement de l'activité pour des raisons de santé, d'esthétique ou autres. Pour la distribution d'eau potable et l'usage industriel, les valeurs transformées reflètent surtout l'effort à accomplir en traitement avant utilisation. Des droites relient ces points, pour définir les graphes des valeurs de transformation en fonction des paramètres.

Pour les usages non affectés par un paramètre, la cote 10 est accordée. Ces valeurs ont été déterminées par l'auteur en regard des normes et des critères recueillis auprès de nombreux organismes ou agences.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Tous les paramètres sont de poids égaux dans la formation des sous-indices d'usage et de l'indice total; la pondération est incluse dans les fonctions d'appréciation.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Les poids des usages dans l'indice global sont laissés à la discrétion des usagers; ceux-ci devront les choisir en fonction des vocations des régions où il faut appliquer l'indice. Ces poids sont compris entre 0 et 1.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Cet indice s'écrit:

$$PC2 = \frac{\sum_{i=1}^m (RS_i W_i)}{\sum_{i=1}^m W_i}$$

$$\text{où } RS_i = \frac{\left(\sum_{j=1}^p VT_{ij} \right) - 10 n}{10 p} : \text{ un sous-indice d'usage } i$$

P: le nombre de paramètres utilisés

VT: la valeur transformée par la fonction d'appréciation

n: le nombre de VT inférieures à 4

m: le nombre d'usages étudiés

w_i : le poids de l'usage i

Les valeurs de RS_i et de PC2 sont comprises entre 1.0 et -1.0.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Les fonctions d'appréciation des paramètres en fonction des différents usages ont été établies à partir des normes de nombreux organismes; cependant, tout utilisateur peut changer à sa guise les graphes de transformation et les poids des usages. Quant à l'indice global tel que calculé dans ce texte, il a été confronté aux opinions de plusieurs experts (100), par la comparaison aux Etats-Unis, de plusieurs indices de la qualité de l'eau. Ceci s'est fait après certaines corrections, car quelques paramètres étaient absents ou mesurés différemment dans l'un ou l'autre des indices (OD, DBO_5 , N TOT, T^0).

Après ajustement des échelles (l'indice PC2 donnant une valeur plus basse que la moyenne des experts), les valeurs de l'indice PC2 et les opinions des experts semblaient bien corrélées et, de plus, l'indice PC2 donnait un résultat aussi bon que le WQI multiplicatif, considéré le meilleur de ceux qui étaient comparés dans l'article (voir l'étude de l'indice PC5).

Le Ministère de l'Environnement du Québec (M. Provencher et M. Lamontagne) s'est inspiré de cet indice pour créer sa propre méthode d'évaluation de la qualité de l'eau. Nous n'avons pas étudié cet autre indice à cause de sa date de parution trop tardive.

INDICE DE WALSKI (PC3)

1- REFERENCE

WALSKI, T.M. and F.L. PARKER. (1974).

"Consumers water quality index". Journal of the Environmental Engineering Division, p. 593-611.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice de Walski vise à rendre disponible au public (l'ultime décideur) l'information relative à la qualité des eaux; cette information est agencée de façon à mettre l'emphase sur les usages qui affectent davantage la population (la récréation); il demeure quand même un indice de qualité générale et donne une valeur absolue. Il peut servir de comparaison dans le temps et l'espace si l'on prend les précautions nécessaires avec la température et l'oxygène dissous. Il est valable surtout localement; le milieu de mesure est d'échelle locale (lac ou rivière) et l'échelle d'utilisation peut varier de locale à un peu plus large que régionale.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Les douze (12) paramètres ont été choisis par Walski en fonction du but de l'indice et de la facilité d'utilisation. Ce sont: les soli-

des en suspension (SS), la transparence (SEC) ou la turbidité (TURB) ou les deux, les nitrates (NO_3), les ortho-phosphates (PO_4), la graisse (GR), la couleur (COL), l'odeur (ODE), le pH, la température (T^0), l'oxygène dissous (OD) et les comptes de coliformes totaux (COLI). On a songé à introduire la toxicité, mais cela s'est avéré difficile en pratique et l'idée a été abandonnée. Il semble cependant que chacun puisse employer les paramètres qu'il désire. On note aussi que cet indice n'est pas conçu en fonction d'usages multiples.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les valeurs transformées (VT) des paramètres sont obtenues par des équations exponentielles décroissantes, de façon à ce qu'une même diminution de la qualité ait un plus gros impact sur les bonnes valeurs que sur les mauvaises. Les valeurs transformées varient de 1.0 à 0.01 en passant par 0.9 et 0.1; cela correspond aux descriptions suivantes: 1.0 parfaite, 0.9 bonne, 0.1 pauvre, 0.01 intolérable. Voici les équations retenues pour la construction des graphes (VT). Selon Walski, elles sont issues de normes tirées de nombreuses études:

$$VT [T^0] = [400 - (T^0 - 20)^2] / 400 \quad \text{pour } 0 < T^0 < 40.$$

On aurait pu également prendre:

$$VT [T^0] = (100 - \Delta T^{0^2}) / 100 \quad \text{pour } -10^0 \leq \Delta T^0 \leq 10^0$$

et

$$VT [T^0] = 0 \quad \text{pour } \Delta T^0 < -10^0 \text{ et } \Delta T^0 > 10^0.$$

ΔT est ici la différence de T^0 du milieu naturel.

$$VT [NO_3] = \exp (-0.16 NO_3).$$

$$VT [PO_4] = \exp (-2.5 PO_4).$$

$$VT [SS] = \exp (-0.02 SS).$$

$$VT [TURB] = \exp (-0.001 TURB).$$

$$VT [COLI] = \exp (-0.0002 COLI).$$

$$VT [OD] = \exp [-0.3 (OD-8)] \text{ pour } OD \leq 8.$$

et

$$VT [OD] = 1 \text{ pour } OD > 8.$$

$$VT [COL] = \exp (-0.002 COL).$$

$$VT [pH] = [25 - (pH-7)^2] / 25 \text{ pour } 2 \leq pH \leq 12$$

et

$$VT [pH] = 0 \text{ pour } pH < 2 \text{ et } pH > 12.$$

$$VT [GR_1] = \exp (-0.35 GR) \text{ où } GR \text{ est en microns.}$$

$$VT [GR_2] = \exp (-0.016 GR) \text{ où } GR \text{ est en mg/l.}$$

$$VT [ODE] = \exp (-0.1 ODE).$$

$$VT [SEC] = \log (SEC + 1) \text{ pour } SEC \leq 9$$

et

TABLEAU A-12: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'INDICE PC3

PARAMETRES \ VT	0.9	0.5	0.1
T ⁰ (C ⁰)	13.6 et 26.3	5.8 et 34.1	1.02 et 38.9
NO ₃ (mg/l)	0.65	4.3	13.8
PO ₄ (mg/l)	0.042	0.27	0.92
GR (μm d'épaisseur) (mg/l)	0.3 0.75	1.9 4.9	6.5 16.4
COL (unités de couleur)	52	345	1150
ODE (Threshold odor number)	1	6.9	23
pH	5.4 et 8.6	3.5 et 10.5	2.3 et 11.7
SS (mg/l)	5.2	34.5	115
TURB (unités jackson)	105	690	2300
SEC (m)	6.9	2.2	0.63
COLI (nombre le plus probable/100 ml)	525	3450	11500
OD (mg/l)	7.65	5.7	0.33

VT [SEC] = 1 pour SEC > 9.

Walski a tenté de combiner les nitrates et les phosphates dans une équation unique

$$VT [NUTR] = \exp [-0.05 (NO_3 + 15 PO_4) (Np)]$$

où Np est un indicateur relié au rapport N:P idéal pour l'apparition d'un bloom d'algues; cet indicateur n'a pu être évalué précisément.

En ce qui concerne les graisses, Walski propose deux (2) équations selon qu'on dispose de données en épaisseur à la surface ou en concentration moyenne.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Les paramètres sont pondérés par l'utilisateur de l'indice; l'auteur ne précise pas sa pondération.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Cet indice s'écrit:

$$PC3 = \left[\prod_{i=1}^n VT_i a_i \right] \frac{1}{\sum_{i=1}^n a_i}$$

- où VT_i : la valeur transformée du paramètre i
 a_i : le poids du paramètre i
 m : le nombre total de paramètres utilisés.

L'indice PC3 varie de 0 à 100.

8- AVIS D'EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Il n'y a pas eu de comparaison aux opinions d'experts, ni à d'autres indices.

INDICE DE PRATI (PC4)

1- REFERENCE

PRATI, L. PAVANELLO, R. and F. PESARIN. (1971).

"Assessment of surface water quality by a single index of pollution".
Water Research, 5: 741-751.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Cet indice décrit la qualité de l'eau en fonction des normes d'eau potable. Le milieu de mesure est local (rivière) et l'échelle d'utilisation peut être régionale ou nationale. Il donne une valeur absolue.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix des treize (13) paramètres a été effectué par Prati et al. à partir des normes de différents pays sur la qualité des eaux de surface dans l'optique de la distribution publique d'eau potable uniquement. Ces paramètres peuvent être changés par les utilisateurs. Les substances toxiques n'ont pas été incluses, car Prati et al. excluaient à priori de leur classification, toutes les eaux en contenant. Les paramètres retenus sont: le pH, l'oxygène dissous (OD), en pourcentage de saturation, la DBO_5 , la DCO, le test de Kubel (carbo

ne), les solides en suspension (SS), l'azote ammoniacal (NH_3), les nitrates (NO_3), le chlore (Cl), le fer (Fe), le manganèse (Mn), les détergents (ABS) et le carbone extrait par la méthode du chloroforme (CCE).

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les valeurs de transformations (VT) ont été établies à partir des normes tirées des organismes de différents pays. Ces valeurs ont été fixées pour un paramètre (DBO_5) et les autres paramètres ont reçu les mêmes valeurs pour des niveaux de pollution équivalents. Les utilisateurs pourront, si le besoin s'en fait sentir ou à la lumière de nouvelles connaissances, modifier les fonctions d'appréciation.

Voici les équations retenues pour la transformation des données. Dans ces équations, Y représente les valeurs mesurées des paramètres. L'oxygène dissous (OD) est exprimé en pourcentage de la saturation, tandis que la DBO_5 , la DCO, le carbone extrait selon la méthode de Kubel, les solides en suspension (SS) l'azote ammoniacal (NH_3), les nitrates (NO_3), le chlore (Cl), le fer (Fe), le manganèse (Mn), les détergents (ABS) et le carbone extrait au chloroforme le sont en mg/l.

$$\text{VT} [\text{pH}] = -5.6 + 5.6 (7-Y) - 0.4 (7-Y)^2 \text{ pour } 0 < \text{pH} < 5$$

$$\text{VT} [\text{pH}] = 2(7-Y) \text{ pour } 5 < \text{pH} < 7$$

$$VT [pH] = (Y-7)^2 \text{ pour } 7 < pH < 9$$

$$VT [pH] = 5.6 + 5.6 (Y-7) - 0.4 (Y-7)^2 \text{ pour } 9 < pH < 14$$

$$VT [OD] = 4.2 - 0.437 \frac{(100-Y)}{5} + 0.042 \frac{(100-Y)^2}{5} \text{ pour } OD < 50$$

$$VT [OD] = 0.08 (100-Y) \text{ pour } 50 < OD < 100$$

$$VT [OD] = 0.08 (Y-100) \text{ pour } OD < 100$$

$$VT [DBO_5] = Y/1.5$$

$$VT [DCO] = 0.1 Y$$

$$VT [Kube1] = 0.4 Y$$

$$VT [SS] = 2 \cdot 2.1 \log \left(\frac{Y-10}{10} \right)$$

$$VT [NH_3] = 2 \cdot 2.1 \log (10 Y)$$

$$VT [NO_3] = 2 \cdot 2.1 \log \left(\frac{Y}{4} \right)$$

$$VT [Cl] = 1.57 \left(\frac{Y}{50} \right) + 0.57 \left(\frac{Y^2}{50} \right) \text{ pour } Cl < 50$$

$$VT [Cl] = 0.6 + 0.37 \left(\frac{Y}{50} \right) + 0.33 \left(\frac{Y^2}{50} \right) \text{ pour } 50 < Cl < 300$$

$$VT [Cl] = 3.75 \sqrt{\frac{Y}{50}} - 5.2 \text{ pour } Cl > 300$$

$$VT [Fe] = 2 \cdot 2.1 \log (10 Y)$$

$$VT [Mn] = 2.5 Y + 3.9 \sqrt{y} \text{ pour } 0 < Mn < 0.5$$

$$VT [ABS] = 3.2 \sqrt{Y} - 1.2 Y \text{ pour } 0 < ABS < 1.0$$

$$= 1.2 + 0.8 Y \text{ pour } ABS > 1.0$$

$$VT [CCE] = Y$$

Prati, Pavanello et Pesarin distribuent leurs valeurs transformées en cinq classes: 1: excellente, 2: acceptable, 4: légèrement polluée, 8: polluée, plus grand que 8, gravement polluée.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Il n'y a pas de poids pour les paramètres.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a qu'un seul usage considéré.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

La moyenne arithmétique a été retenue pour la compilation. La portée varie donc de 0 à 10.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Il n'y a pas d'avis d'experts exprimés, ni de comparaison avec d'autres indices.

TABLEAU A-13: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'INDICE PC4

VT PARAMETRES		1	2	4	8	>8
		pH	6.5 et 8.0	6.0 et 8.4	5.0 et 9.0	3.9 et 10.1
OD	%	88 et 112	75 et 125	50 et 150	20 et 200	<20 et <200
DBO ₅	mg/l	1.5	3.0	6.0	12.0	<12.0
DCO	mg/l	10	20	40	80	>80
Kube1 (permanganate)	mg/l	2.5	5.0	10.0	20.0	>20.0
SS	mg/l	20	40	100	278	>278
NH ₃	mg/l	0.1	0.3	0.9	2.7	>2.7
NO ₃	mg/l	4	12	36	108	>108
Cl	mg/l	50	150	300	620	>620
Fe	mg/l	0.1	0.3	0.9	2.7	>2.7
Mn	mg/l	0.05	0.17	0.5	1.0	>1.0
ABS	mg/l	0.09	1.0	3.5	8.5	>8.5
CCE	mg/l	1.0	2.0	4.0	8.0	>8.0

INDICE DE BROWN ET MC CLELLAND (PC5)

1- REFERENCES

BROWN, R.M. et al. (1970).

"A water quality index, do we dare". National Sanitation Foundation, Ann Arbor Michigan, 5 p.

BROWN, R.M. et al. (1971).

"A water quality index crashing the psychological Barrier". National Sanitation Foundation, Ann. Arbor, Michigan, 5 p.

BROWN, R.M. et al. (1974a).

"Validating the WQI". National Sanitation Foundation, Ann. Arbor, Michigan, 41 p.

BROWN, R.M. et al. (1973b).

"A water quality index for water quality management". National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 15 p.

BROWN, R.M. and N.I. McCLELLAND. (1974).

"Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management". National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 27 p.

McCLELLAND, N.I. et al. (1973).

"Water quality index application in the Kansas River basin". National Sanitation Foundation Ann Arbor, Michigan, 22 p.

McCLELLAND, N.I. (1974).

"Water quality index application in the Kansas River Basin". U.S. Environmental Protection Agency. EPA - 907/9-74-001, Kansas City, 227 p.

McCLELLAND, N.I., BROWN, R.M. et R.A. DEININGER. (1976).

"WQI enhancing appreciation of quality improvement". American Chemical Society, New York, 29 p.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Cet indice vise à produire un nombre donnant une appréciation générale de la qualité de l'eau. Il veut donner une valeur absolue qui soit applicable partout: le milieu de mesure est local (rivière) et l'échelle d'utilisation régionale ou nationale; il donne également les variations spatiales et temporelles.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix des paramètres s'est effectué par une enquête regroupant de nombreux chercheurs dans le domaine de l'eau. Les neuf (9) paramètres

retenus sont: l'oxygène dissous (OD) en pourcentage de saturation, la DBO_5 , les coliformes fécaux (COLI), le pH, les nitrates (NO_3), les orthophosphates et polyphosphates (PO_4), les solides totaux (ST), la turbidité (TURB) et la température (T^0). L'indice n'est pas calculé en fonction de différents usages.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les valeurs transformées (VT) ont été obtenues de la même façon qu'a été effectué le choix des paramètres soit par une enquête auprès d'experts. Elles varient de 0 à 100.

Au lieu d'équations ou de normes, les enquêteurs ont demandé aux répondants une représentation graphique des valeurs accordées pour différentes mesures des paramètres. De ces représentations, les auteurs ont tiré un graphe moyen pour chacun des paramètres. Nous présentons donc ces graphes tirés de McClelland (1974).

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Les poids des paramètres ont également été définis par enquête. Leur somme est de 1.0.

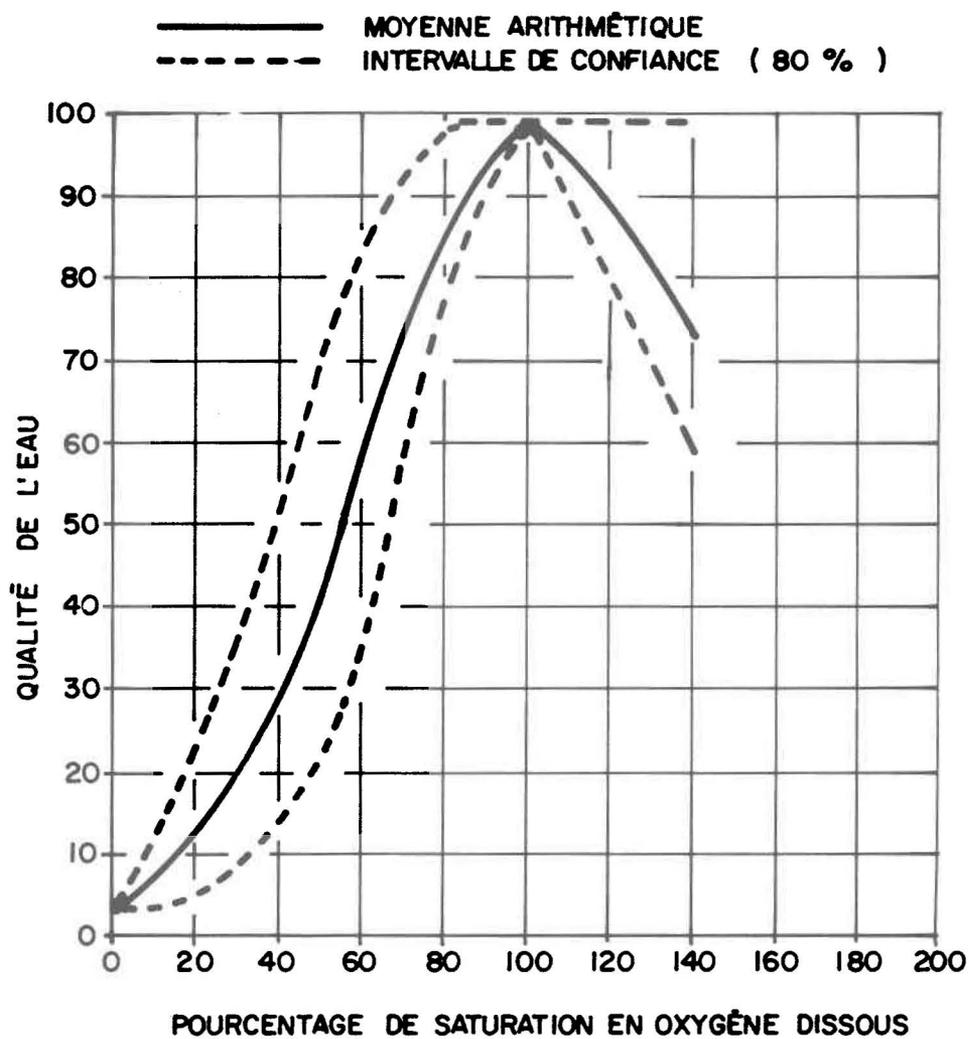
6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas d'usages considérés.

TABLEAU A-14: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'INDICE PC5

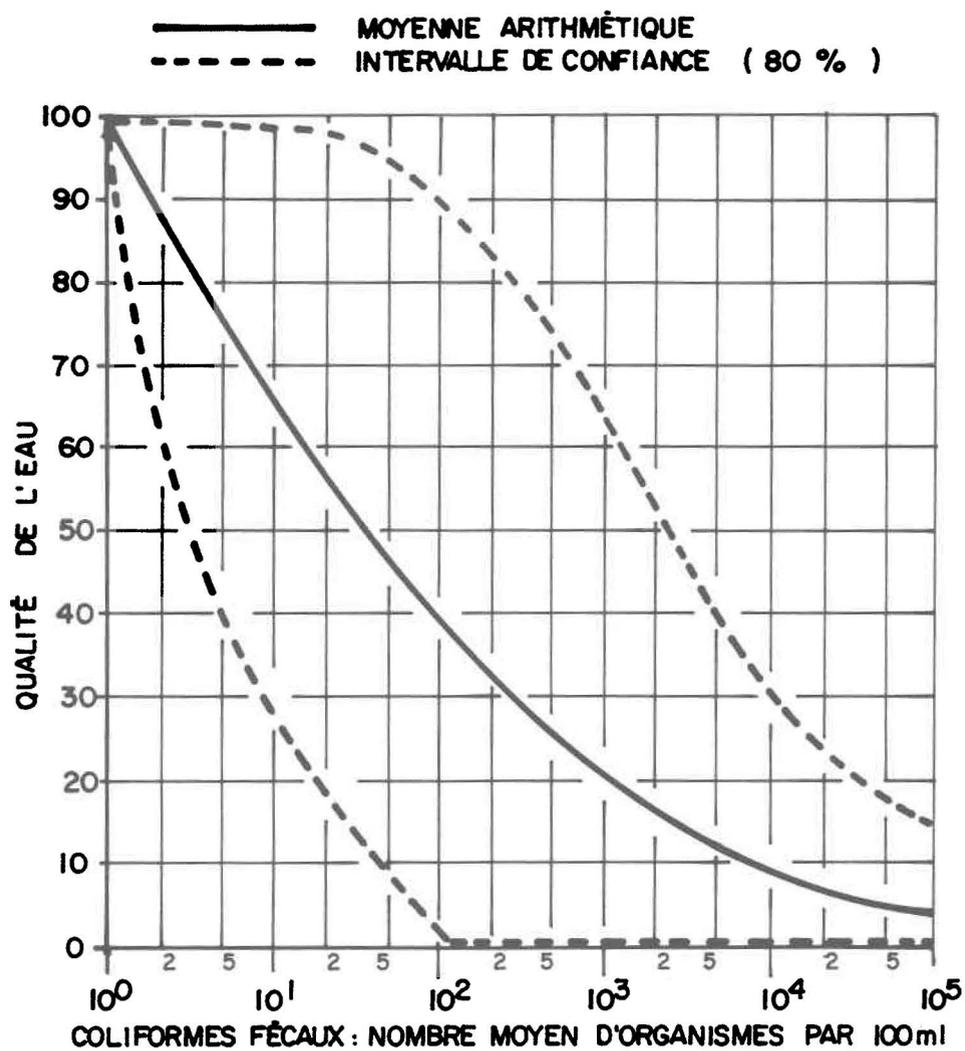
PARAMETRES \ VT		VT max.		VT min.
OD (% de sat.)	100	99.7	0	1.3
COLI (nombre le plus probable/100 ml)	0	100	5	3.15
pH	7.0	92	2.0 et 12.0	1.33
DBO ₅ (mg/l)	0	99.8	30	4.0
NO ₃ (mg/l)	0	100	100	0.7
PO ₄ (mg/l)	0	98.9	10	5.5
T ⁰ (C ⁰)	0	94.9	15	9.1
TURB (unités Jakson)	0	97.7	100	16.6
SDT (mg/l)	25	86.9	500	32.4

La température T⁰ est exprimée en degrés Celsius (C⁰) d'écart avec le milieu naturel.



N.B. Notons que si le pourcentage de saturation est plus grand que 140, la valeur de transformation est 50.

Figure A - 1 . Graphe de la fonction d'appréciation de l'oxygène dissous, indice PC5 (Mc Clelland, 1974) .



N.B. S'il y a plus de 10^5 coliformes fécaux par 100ml, la valeur de transformation est 2 .

Figure A -2 . Graphe de la fonction d'appréciation des coliformes fécaux ,
indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .

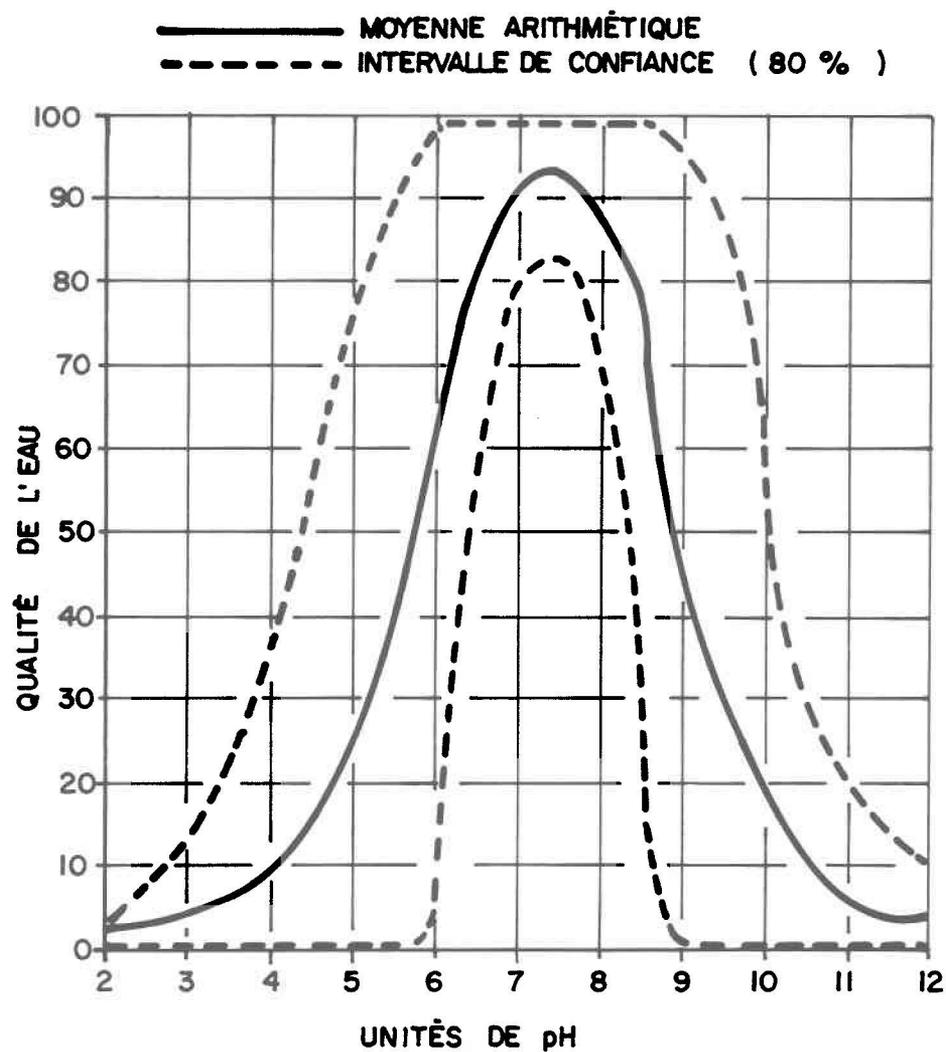
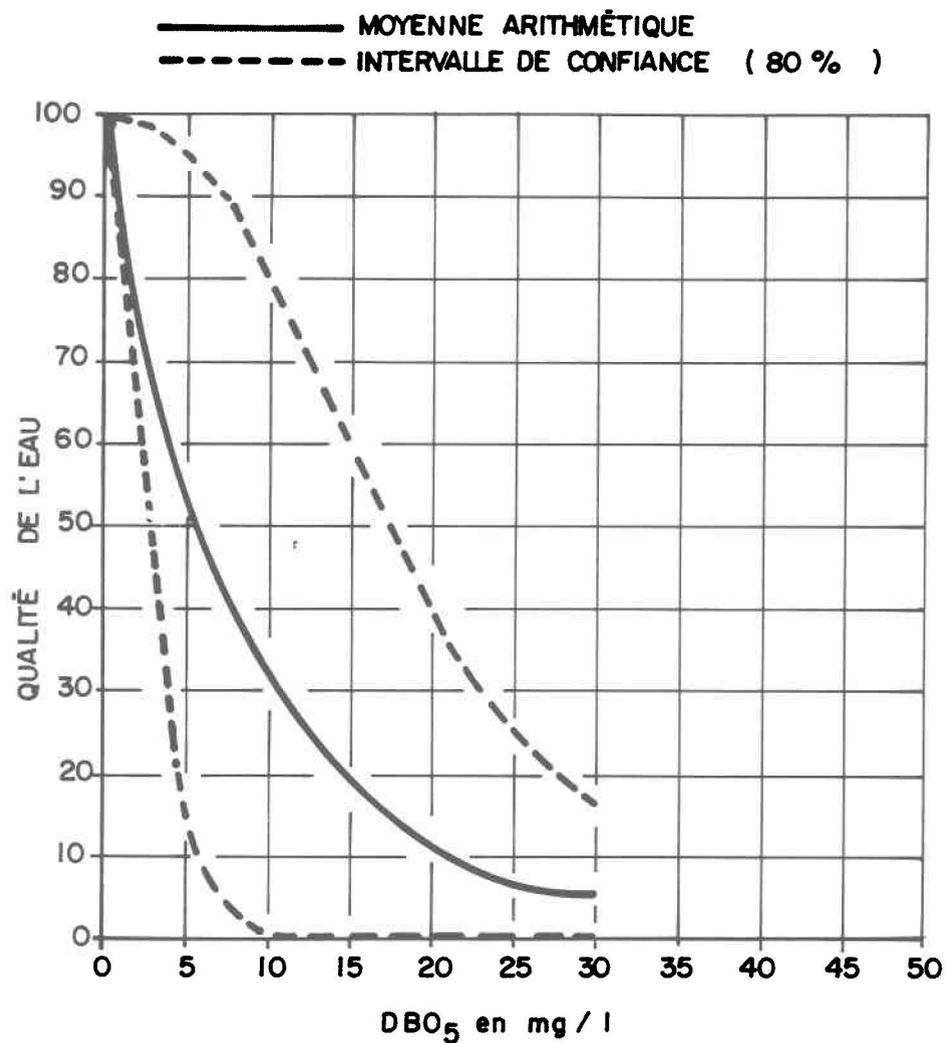
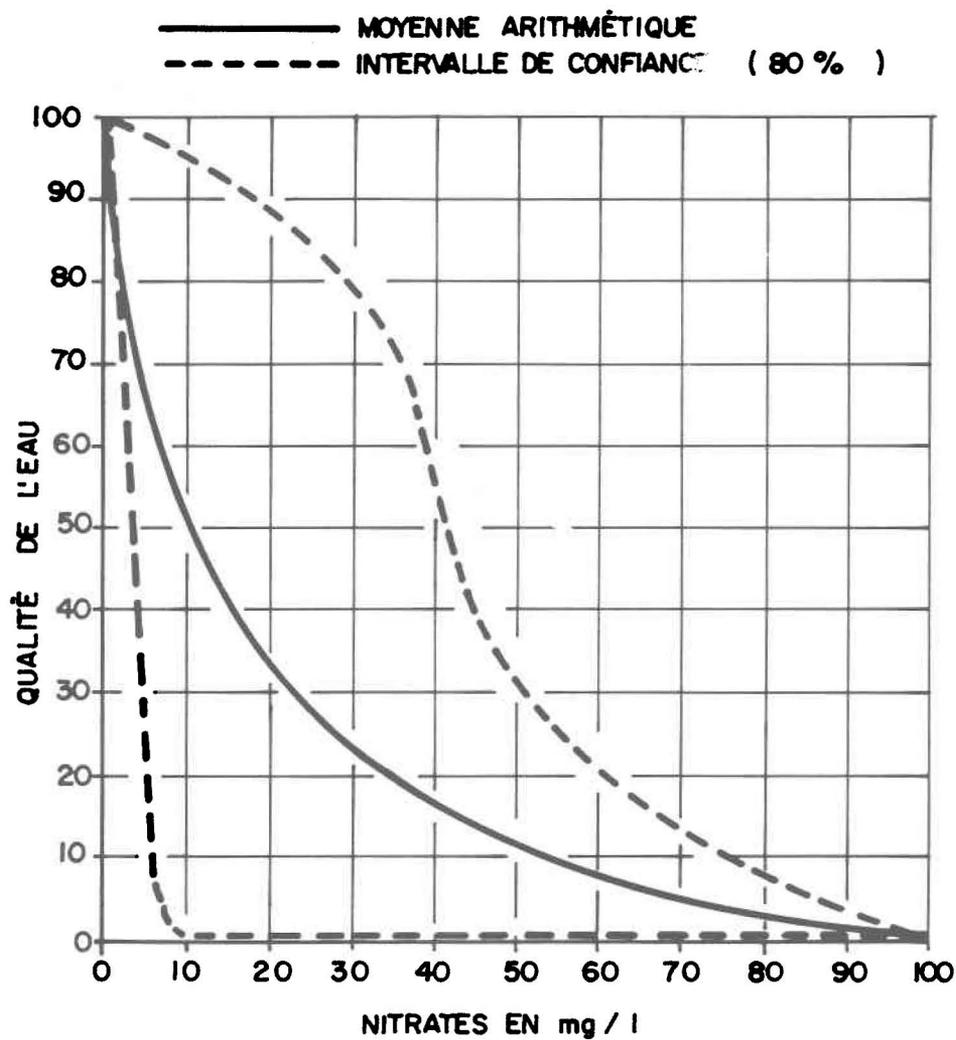


Figure A -3 . Graphe de la fonction d'appréciation du pH, indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .



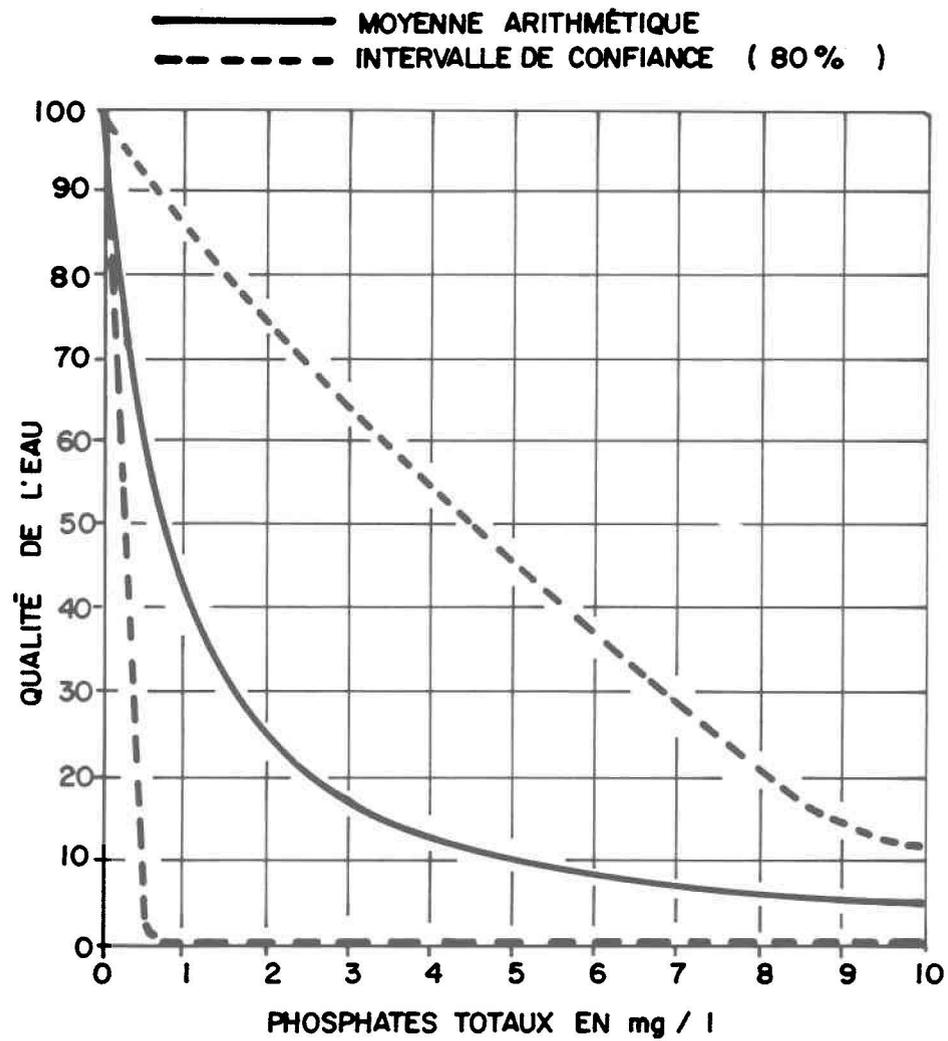
N.B. Si la DBO₅ est plus grande que 30mg/l, la valeur de transformation est 2.

Figure A -4 . Graphe de la fonction d'appréciation de la DBO₅, indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .



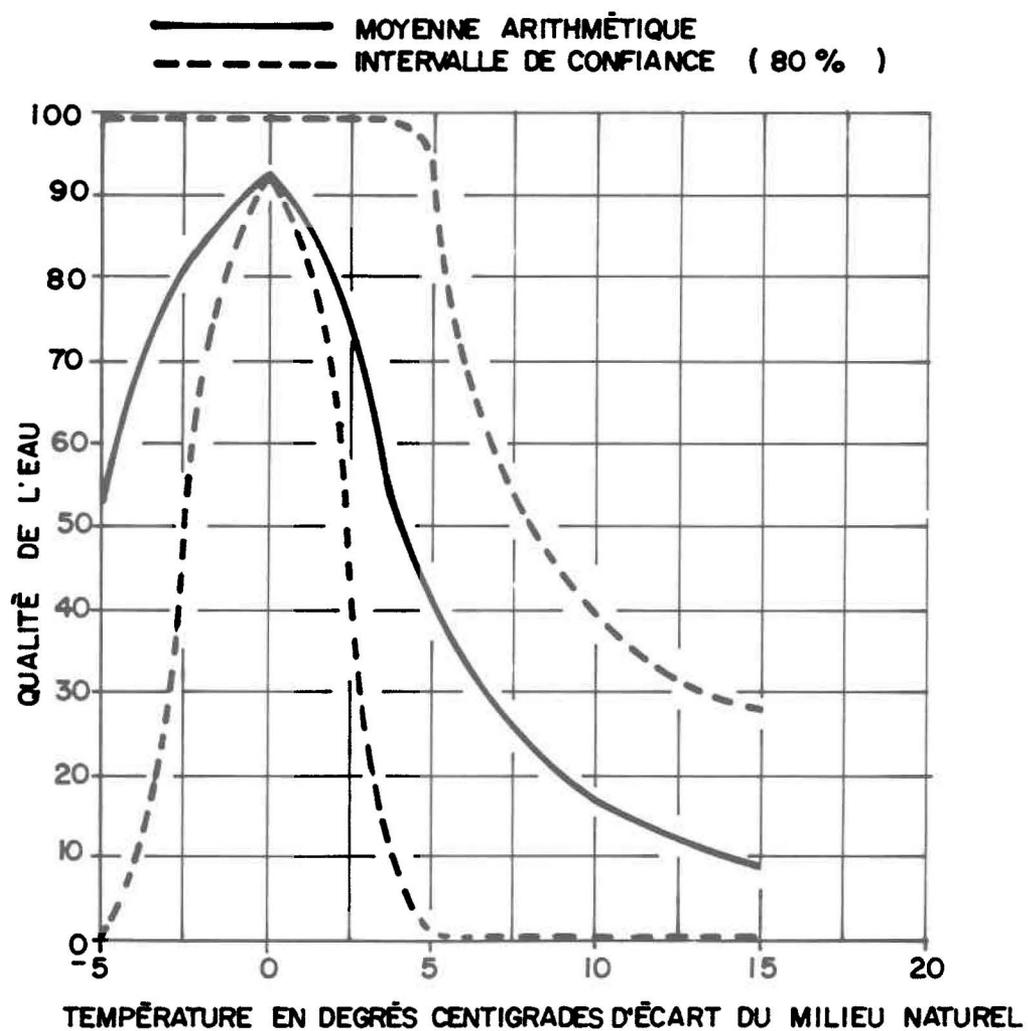
N.B. S'il y a plus de 100 mg de nitrates par litre, la valeur de transformation est 1.

Figure A -5. Graphe de la fonction d'appréciation des nitrates, indice PC5 (Mc Clelland, 1974).



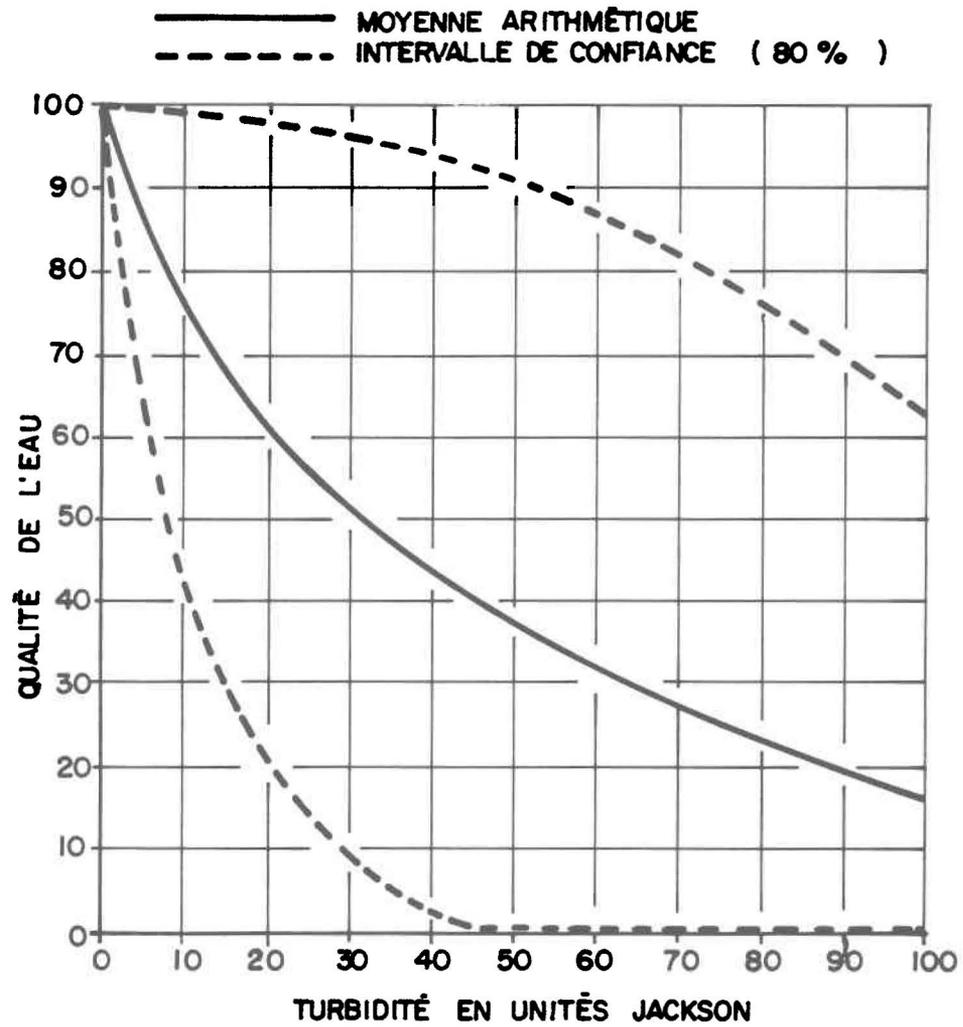
N.B. S'il y avait plus de 10 mg / l de phosphates totaux, la valeur de transformation serait 2 .

Figure A-6. Graphe de la fonction d'appréciation des phosphates totaux, indice PC5 (Mc Clelland, 1974).



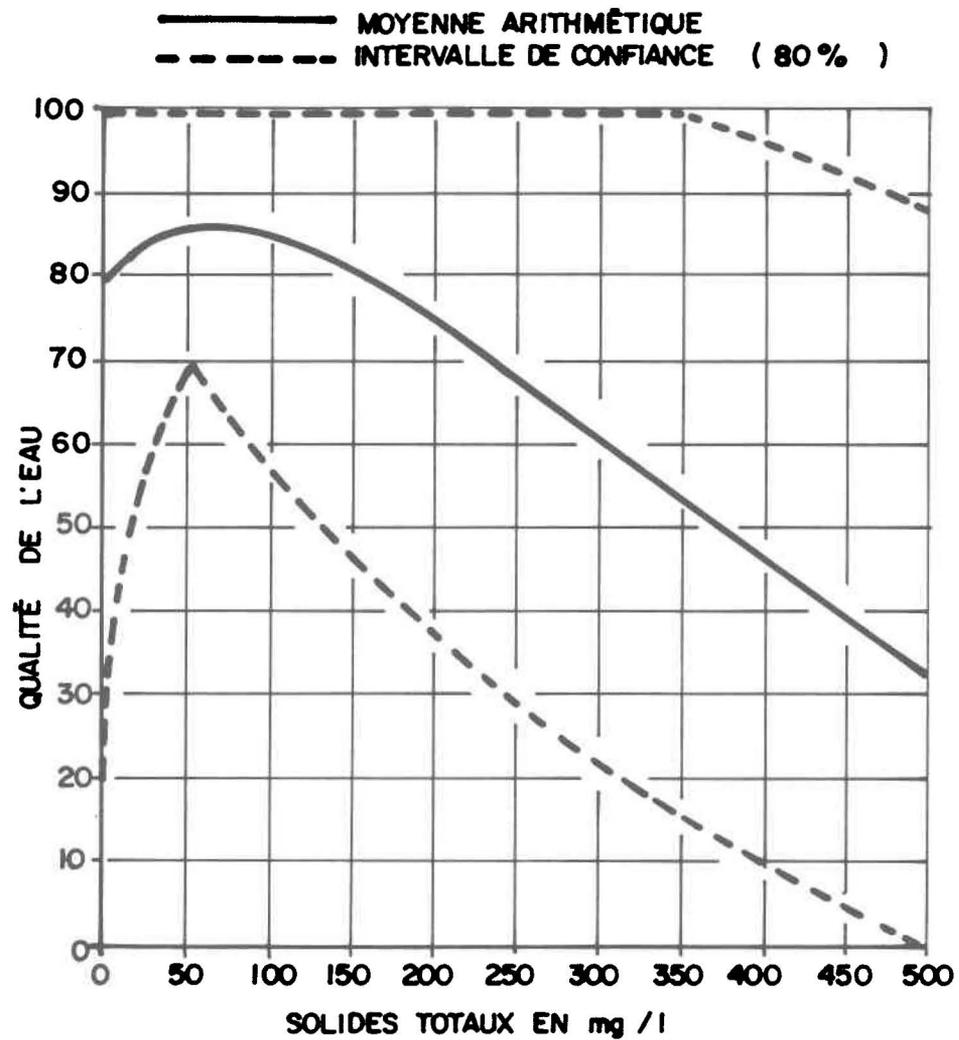
N.B. Si l'écart est de plus de 15°C, la valeur de transformation est 5.

Figure A -7. Graphe de la fonction d'appréciation de la température (°C),
 indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .



N.B. Pour une turbidité supérieure à 100 unités, la valeur de transformation est 5 .

Figure A -8. Graphe de la fonction d'appréciation de la turbidité, indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .



N.B. S'il y avait plus de 500 mg / l de solides totaux, la valeur de transformation serait 20 .

Figure A -9. Graphe de la fonction d'appréciation des solides totaux ,
 indice PC5 (Mc Clelland , 1974) .

TABLEAU A-15: POIDS DES PARAMETRES DE L'INDICE PC5

Paramètre	Poids
OD	0.17
COLI	0.16
pH	0.11
DBO ₅	0.11
NO ₃	0.10
PO ₄	0.10
T ⁰	0.10
TURB	0.08
SDT	0.07
Σ	1.0

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

La compilation peut se faire de plusieurs façons, mais les auteurs ont surtout concentré leurs efforts sur la formule multiplicative suivante:

$$PC5 = \prod_{i=1}^n VT_i^{w_i}$$

où n: le nombre de paramètres

VT_i : la valeur transformée du paramètre i

w_i : le poids du paramètre i

La portée de l'indice PC5 est de 0 à 100.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Selon ses auteurs et d'après son mode de construction, l'indice PC5 est nécessairement bien corrélé avec l'avis des experts. On cite en preuve des utilisations dans l'état de New York et sur le bassin de la rivière Kansas. De plus, le fonctionnement a été vérifié à l'échelle des Etats-Unis sur de nombreuses observations. De par sa formule de compilation multiplicative, cet indice évalue sévèrement les échantillons soumis. M. Provencher et M. Lamontagne du Ministère de l'Environnement du Québec se sont inspirés de cet indice pour créer leur

propre méthode d'évaluation de la qualité de l'eau. Nous n'avons pu étudier cet autre indice à cause de sa date de parution trop tardive.

INDICE D'ENVIRONNEMENT CANADA (PC6)

1- REFERENCES

INHABER, H. (1975).

"An approach to a water quality index for Canada". Water Research,
9: 821-833.

INHABER, H. (1977).

"Indice national de la qualité de l'environnement au Canada". Envi-
ronnement Canada, Ottawa, 151 p.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice d'Inhaber (Environnement Canada) est un indice global regroupant l'air, l'eau et le sol. Il est conçu pour renseigner la population sur la qualité générale de l'environnement au niveau national et régional. La présente analyse ne s'intéresse qu'à la partie "eau" de l'indice global qui est elle-même constituée de deux parties: la qualité générale et la caractérisation des rejets ponctuels.

L'indice donne des valeurs absolues et il réfère aux trois types de milieux de mesure à la fois (national). Son échelle d'utilisation est surtout nationale.

A- SOUS INDICE DE LA QUALITE GENERALE

3-A CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

La sélection des huit (8) paramètres du sous-indice a été effectuée après consultation de la Direction Générale des Eaux Intérieures d'Environnement Canada; on a retenu:

- la dureté carbonatée, le lithium (Li), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le chrome (Cr) et le Cadmium (Cd) pour introduire l'influence des oligo-métaux dans l'eau de distribution municipale;
- la turbidité en unités Jackson comme paramètre limitant la récréation et
- le mercure (Hg) pour caractériser la qualité des poissons de pêche commerciale.

L'indice ne considère pas d'usages en particulier, tous les paramètres entrant dans la confection d'un indice de qualité générale.

4-A SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

L'indice d'Environnement Canada n'emploie pas de fonction d'apprécia-

tion comme telles, les valeurs mesurées des différents paramètres sont plutôt intégrées directement aux formules de compilation.

5-A CHOIX DE PONDERATION DES PARAMETRES

Il n'y a pas de pondération de paramètre.

6-A CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération d'usages.

7-A FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Le sous-indice combiné de la qualité générale au niveau national s'écrit:

$$I_{amb} = \sqrt{\frac{(I_{tm})^2 + (I_{turb})^2 + (I_{fish})^2}{3}}$$

où zéro (0) correspond à un indice optimal et où la valeur un (1) implique une limitation des usages.

Les trois composantes de cette formule s'explicitent ainsi:

- sous-indices des oligo-métaux:

$$I_{tm} = \sqrt{\frac{(I_{tox})^2 + (I_{lcz})^2 + (I_h)^2}{3}}$$

I_{tm} est le sous-indice des oligométaux

I_{tox} introduisant l'influence du chrome et du cadmium

I_{lcz} celle du lithium du cuivre et du zinc et

I_h l'influence de la dureté

les valeurs de I_{tox} , I_{lcz} et I_h sont données aux tableaux A-16, A-17

et A-18.

- sous-indice de turbidité:

$$I_{turb} = \sqrt{\frac{(I_d)^2 + (I_{cr})^2}{2}}$$

où:

I_{turb} est le sous-indice de turbidité, et introduit l'influence de ce

TABLEAU A-16: VALEUR DE I_{tox} , COEFFICIENT POUR LE CHROME ET LE CADMIUM,
INDICE PC6

ELEMENTS	DEFINITION	VALEURS I_{tox}
Cr et Cd	Cr et Cd non détectables 5 fois sur 6	0
	Cr et Cd détectables plus d'une fois sur 6	1

TABLEAU A-17: VALEURS DE I_{lzc} , COEFFICIENT POUR LE LITHIUM, LE CUIVRE ET LE ZINC, INDICE PC6

PARAMETRES	LIMITE ACCEPTABLE mg/l	OBJECTIFS mg/l	DE 18 ANALYSES (6 ECHANTILLONS) NOMBRE DE VALEURS AU DESSUS DE		VALEUR DE I_{lzc}
			la limite acceptable	l'objectif	
Li	5.0	0.1	0	0	0
			0	1 à 5	0.2
			1	1 à 5	0.3
Cu	1.0	0.01	1	plus de 5	0.5
			2 à 5	plus de 2	0.8
			plus de 5	plus de 5	1.0
Zn	5.0	1.0			

TABLEAU A-18: VALEURS DE I_h , COEFFICIENT POUR LA DURETE, INDICE PC6

CaCO_3	I_h
de 0 à 60 mg/l	0.5
de 60 à 120 mg/l	0.0
plus de 120 mg/l	0.2

TABLEAU A-19: VALEURS DE I_d ET I_{cr} , COEFFICIENTS POUR LA TURBIDITE DANS
L'EAU DE DISTRIBUTION ET POUR LA RECREATION, INDICE PC6

Percentile de turbidité < 5 unités Jackson	I_d	Percentile de turbidité < 50 unités Jackson	I_{cr}
100	0	100	0
90	0.2	90	0.2
75	0.4	75	0.4
50	0.6	50	0.6
25	0.8	25	0.8
10	1.0	10	1.0

paramètre sur l'eau potable (I_d) et la récréation (I_{cr})

Les valeurs de I_d et I_{cr} sont précisées au tableau A-19.

- sous-indice de la quantité de mercure dans le poisson:

$$I_{fish} = \frac{1}{0.5} \frac{\sum_{i=1}^{25} W_i C_i}{\sum_{i=1}^{25} W_i}$$

où

W_i représente le poids des captures de l'espèce i considérée

C_i la concentration moyenne de mercure dans cette espèce et

i l'indice d'une des vingt-cinq (25) espèces considérées.

Puisque le maximum acceptable de mercure dans le poisson pour sa commercialisation est de 0.5 mg/l, l'indice I_{fish} ne doit pas être calculé pour des valeurs supérieures qui conduiraient à des valeurs de I_{fish} supérieures à un (1).

B- SOUS INDICE DES REJETS PONCTUELS

3-B CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

La sélection des sept (7) paramètres du sous-indice a été effectuée après consultation de la Direction Ge

vironnement Canada; on a retenu: la DBO_5 , les solides en suspension (SS), le phosphore total (P), le mercure (Hg), les phénols, les cyanures et l'ammoniac (NH_3). L'indice n'est pas compilé en fonction d'usages.

4B- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

L'indice d'Environnement Canada n'emploie pas de fonctions d'appréciations comme telles, les valeurs mesurées des différents paramètres sont plutôt intégrées directement aux formules de compilation.

5B- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

La pondération des paramètres s'effectue en considérant la pollution créée; le facteur de pondération est un facteur de conversion de la masse, en unité équivalente de pollution (1/norme). (cf tableau A-20). Ce n'est pas une pondération véritable établissant une hiérarchie entre les paramètres choisis.

6B- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération d'usages.

TABLEAU A-20: NORMES LIMITES D'UTILISATION DE L'EAU POUR LA RECREATION,
L'ESTHETIQUE OU LA DISTRIBUTION PUBLIQUE D'EAU POTABLE,
INDICE PC6

DBO ₅	(mg/l)	3
SS	(mg/l)	25
NH ₃	(mg/l)	0.5
P	(mg/l)	0.015
Hg	(mg/l)	0.005
Phénols	(mg/l)	0.001
Cyanures	(mg/l)	0.2

7B- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Il faut d'abord calculer pour chacun des cinq (5) secteurs de rejets ponctuels étudiés (rejets municipaux, industrie des pâtes et papiers, conserveries de poisson, raffineries de pétrole et usines de chloralcali), la quantité de pollution équivalente:

$$E_R = \sum_{i=1}^7 W_i P_i$$

où:

W_i est le facteur de pondération du paramètre i et

P_i la valeur observée du paramètre i

Le sous-indice combiné des rejets ponctuel s'écrit:

$$I_{RT} = \frac{\sum_{i=1}^5 E_{RT_i}}{\sum_{i=1}^5 E_{RT_i}^B}$$

où:

E_{RTi} est la quantité équivalente de pollution pour l'année mesurée, dans le secteur i , pour tout le Canada et

E_{RTiB} est la même quantité pour une année de référence B.

Pour refléter les quantités de pollution rejetée dans l'environnement dans un secteur i , on peut calculer le pourcentage de responsabilité de ce secteur:

$$I_R = \frac{E_{Ri}}{E_{RT}}$$

où $E_{RT} = \sum_{i=1}^5 E_{Ri}$ pour tout le Canada

Inhaber présente aussi un coefficient de pollution spécifique qui met en évidence la variabilité spatio-temporelle des rejets:

$$E_{uR} = \frac{E_R}{X_R}$$

où

E_{uR} est la pollution par unité de production de chaque secteur industriel ou par habitant pour le secteur des rejets municipaux et E_R le poids du produit fabriqué (en lb/an) dans chaque secteur ou le nombre d'habitants desservis par aqueduc.

Inhaber définit également un coefficient de pollution spécifique relative qui permet d'évaluer les progressions dans le temps:

$$I_{\text{mur}} = \frac{E_{\text{uR}}}{E_{\text{uav}}}$$

où:

E_{uav} est la quantité moyenne de pollution annuelle canadienne d'un secteur donné par unité de production.

Ce dernier indice peut être cartographié par bassin-versant.

7- FORMULE DE COMPILATION GLOBALE ET SENSIBILITE

Et finalement, l'indice total regroupant rejets ponctuels et qualité générale est calculé:

$$PC6 = \sqrt{\frac{I_{\text{amb}}^2 + I_{\text{RT}}^2}{2}}$$

I_{RT} précise l'évolution de la pollution urbaine et industrielle

$I_{\text{RT}} = 1$, stagnation

$I_{\text{RT}} > 1$, dégradation

$I_{\text{RT}} < 1$, amélioration

$I_{\text{amb}} = 1$ implique une limitation des usages

$I = 0$ correspond à un indice optimal

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Il n'y a pas d'avis d'experts exprimés sur l'indice, mais plusieurs ont été consultés lors de l'élaboration de l'indice.

INDICE DE ROSS (PC7)

1- REFERENCE

ROSS, S.L. (1977).

"An index system for classifying river water quality". Water Pollution Control (soumis pour publication).

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice de Ross s'applique localement en rivière (milieu de mesure); il sert à comparer sur une base régionale ou nationale (échelle d'utilisation), des rivières entre elles ou encore, à percevoir l'évolution de la pollution organique d'une rivière. C'est un outil de vulgarisation de la qualité générale de l'eau pour le grand public. Il donne une valeur absolue immédiatement comparable.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Les quatre (4) paramètres retenus sont: l'oxygène dissous (OD en pourcentage de la saturation et en mg/l), la DBO₅, les solides en suspension (SS) et l'azote ammoniacal (NH₃). Les substances toxiques sont exclues ainsi que les phosphates. Ces choix ont été effectués par l'auteur, après une étude du bassin de la Clyde River et de rivières

avoisinentes en Grande-Bretagne. Il n'y a pas d'analyse en fonction des usages.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Suite à la même étude, les valeurs transformées (VT) ont été retenues et mises en tableau (tableau A-20).

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Les poids des paramètres se trouvent déjà inclus dans les valeurs de transformation; ces poids ont été choisis par Ross pour les rivières anglaises étudiées (voir tableau A-21).

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de poids d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

La méthode de compilation est fort simple; c'est la sommation des valeurs transformées divisée par le poids total des dix (10) paramètres. S'il manquait un paramètre, une estimation pourrait tout de même être obtenue en omettant la valeur de transformation du paramètre et son poids. La portée de l'indice est de 0 à 10.

TABLEAU A-21: VALEURS TRANSFORMEES POUR L'INDICE PC7

VT	SS (mg/l)	VT	DBO ₅ (mg/l)	VT	NH ₃ (mg/l)
20	0 - 10	30	0 - 2	30	0 - 0.2
18	10 - 20	27	2 - 4	24	0.2 - 0.5
14	20 - 40	24	4 - 6	18	0.5 - 1.0
10	40 - 80	18	6 - 10	12	1.0 - 2.0
6	80 - 150	12	10 - 15	6	2.0 - 5.0
2	150 - 300	6	15 - 25	3	5.0 - 10.0
0	> 300	3	25 - 50	0	> 10.0
		0	> 50		

VT	OD (% de saturation)	VT	OD (mg/l)
10	90 - 105	10	> 9
8	80 - 90	8	8 - 9
	105 - 120	6	6 - 8
6	60 - 80	4	4 - 6
	> 120	2	1 - 4
4	40 - 60	0	0 - 1
2	10 - 40		
0	0 - 10		

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

La sensibilité de l'indice est assez bonne, selon les experts, mais on s'accorde pour dire que les indices biologiques sont mieux dotés à cet égard.

INDICE DE L'EPA (PC8)

1- REFERENCE

TRUETT, J.B. et al. (1975).

"Development of water quality management indices". Water Resources Bulletin, 2(3): 436-448.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice de qualité des eaux de l'EPA a été développé conjointement avec la société MITRE. Il entre dans la composition de deux indices plus globaux le National Planning Priorities Index (NPPI) et le Priority Action Index (PAI) qui sont dévolus à la planification des actions et des investissements en préservation de l'eau. La partie de l'EPA, le Prevalence Duration Indices (PDI) est la seule qui traite vraiment de la qualité de l'eau et c'est la seule que nous étudions.

L'indice de l'EPA mesure la qualité générale de l'eau, son milieu de mesure est la rivière prise régionalement. Son échelle d'utilisation est nationale. Il donne une valeur absolue immédiatement comparable d'une région à l'autre. Il est basé sur la fréquence au dépassement des normes.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Il y a trois paramètres choisis par les gens du Mitre et de l'EPA. Ce sont: l'étendue spatiale de l'effet (P), la durée (D) et l'intensité (I). L'intensité se divise en plus en 3 sous-paramètres: portée écologique, portée utilitaire et portée esthétique. Il n'y a pas d'analyse en fonction d'usages.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Pour l'étendue spatiale (P), il n'y a pas d'appréciation; on prend directement le nombre de milles total de rivière où n'importe quelle norme prescrite de l'unité administrative (état, comté, etc.) n'est pas respectée, et cela, pour l'ensemble d'une unité administrative. Pour la durée (D), les valeurs sont attribuées selon la fraction d'année où la norme n'est pas respectée. Elles sont données dans le tableau A-22. Pour l'intensité (I), la valeur de transformation est la sommation des trois composantes suivantes:

Une composante écologique:

- 0.1 une menace de stress sur une population indigène
- 0.2 un stress réel sur une population indigène
- 0.3 une réduction de productivité de la vie indigène

TABLEAU A-22: POIDS DES PARAMETRES DE L'INDICE PC7

PARAMETRES	POIDS
DBO ₅	3
NH ₃	3
SS	2
OD %	1
OD mg/l	1
Σ	10

0.4 une inhibition de processus normaux de vie ou une menace d'élimination d'une population indigène

0.5 une élimination effective d'une ou plusieurs populations indigènes

Une composante utilitaire:

0.1 des conditions requérant des coûts au-delà de l'ordinaire pour réaliser des usages définis légalement (Water Quality Standards)

0.2 des conditions empêchant de façon intermittente des activités agréables ou utiles, ou nécessitant l'emploi d'une autre source d'eau

0.3 des conditions empêchant fréquemment ou en permanence certaines activités agréables ou utiles, ou causant des dommages aux installations

Une composante esthétique:

0.1 un effet visuel désagréable

0.2 un effet visuel désagréable et une odeur ou un goût déplaisant

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Il n'y a pas de poids appliqués aux paramètres outre ceux déjà compris dans les valeurs transformées.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de poids d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

$$PC8 = \frac{P \times D \times I}{M}$$

où P est le paramètre d'étendue spatiale

D est le paramètre de durée

I est le paramètre d'intensité et

M la sommation du nombre total de milles de rivière dans l'unité administrative.

La portée de l'indice est donc variable.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

L'indice a été composé conjointement par la société Mitre et l'EPA, mais il ne semble pas y avoir eu de consultations ultérieures à la construction de l'indice.

INDICE DE ZOETEMAN (PCE1)

1- REFERENCE

ZOETEMAN, B.C.J. (1973).

"The potential pollution index as a tool for river water quality management". Water for the Human Environment, World Congress on Water Resources, 1st proceedings, Chicago, p. 336-350.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Cet indice veut mettre en relation les modifications de la qualité de l'eau fluviale avec les changements des activités humaines. Il essaie d'abord de mesurer la pollution potentielle (PPI) des activités, puis la pollution naturelle (PPI_h) des cours d'eau. Il évalue ensuite l'évolution de la qualité de l'eau. Zoeteman le voudrait utile pour sensibiliser le public à la qualité de l'eau et indiquer l'efficacité des programmes d'assainissement. C'est un indice de qualité des cours d'eau, mais il réfère très souvent aux normes d'eau potable. Son milieu de mesure est local (rivière) et son échelle d'utilisation se veut mondiale. L'indice donne une valeur absolue immédiatement comparable.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Les quatre (4) paramètres premiers ont été sélectionnés par Zoeteman, ce sont: la population vivant en amont sur le bassin considéré, le produit national brut sur la portion du bassin considéré et le module interannuel; à cela, s'ajoute la surface du bassin drainé. Pour relier l'étude à la qualité des eaux telle que mesurée par différentes agences, Zoeteman a retenu, dix (10) autres paramètres, soient ceux dont la distribution dans le monde, est la meilleure, selon les données à sa disposition. Ce sont les chlorures, les fluorures, les orthophosphates, la dureté totale, la DBO_5 , les coliformes, le fer, le manganèse, le zinc et le cuivre. Il n'y a pas d'analyse en fonction d'usages.

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Des graphes de correspondance entre l'indice de Zoeteman et les dix (10) paramètres physico-chimiques ont été tracés par régression à l'aide des données disponibles.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Les paramètres ne sont pas pondérés.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

L'indice PPI s'écrit:

$$PCE 1 = PPI = \frac{P N B}{Q}$$

où P N B : le produit national brut sur la portion du bassin en
amont du point de mesure

Q : le module interannuel au site considéré (m³/sec)

La portée est variable.

L'indice PPI_n s'écrit:

$$\log (PPI_n) = 2.2 \log \left(\frac{S D}{Q} \right) - 4.8$$

où PPI_b : l'indice de pollution potentielle naturelle

SD: la surface de bassin drainée en km²

Q : le module interannuel

Cette équation de régression est tirée du groupe de rivières où le produit national brut per capita est inférieure à 1000 dollars U.S., ce que Zoeteman considère comme une rivière non-affectée. On en déduit une classification selon le rapport PPI_n/PPI ; si ce rapport est inférieur à 5, la pollution due aux activités humaines est inexistante ou négligeable, de 5 à 50, elle est modérée, mais au dessus de cinquante, elle est forte.

On peut également avoir une troisième forme d'indice (API) qui lui serait obtenu en calculant la moyenne des valeurs PPI obtenue en utilisant les données de chacun des dix paramètres physico-chimiques mesurés et les graphes de correspondance paramètre-PPI. Selon Zoeteman, la différence entre les valeurs PPI et API serait reliée aux bénéfices des programmes d'épuration. La portée de API est variable.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Il n'y a pas eu de consultation sur la valeur de cet indice.

INDICE DE KEILANI (PCE2)

1- REFERENCES

KEILANI, W.M., R.H. PETERS and P.J. REYNOLDS. (1974a).

"A water quality economic index". Inland Water Directorate, Department of Environment, Ottawa, 37 p.

KEILANI, W.M., R.H. PETERS and P.J. REYNOLDS. (1974b).

"A water quality economic index Rideau river basin test case". Inland Water Directorate, Department of Environment, Ottawa, 129 p.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Cet indice vise à faciliter la gestion économique d'un bassin versant. Il indique les variations de qualité des eaux avec une pondération basée sur les pertes ou les gains économiques que ces variations entraînent. Il indique aussi en fonction de l'économie, les paramètres responsables des plus forts dommages. Le milieu de mesure est local (lacs et rivières à la fois) et l'échelle d'utilisation est régionale. Il faudrait un système de pondération différent pour l'étendre à une échelle plus petite. L'indice donne une valeur absolue, mais non transférable entre les régions à cause des pondérations des paramètres et des usages.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix des usages est effectué par l'utilisateur en fonction de la région qu'il étudie. Ce choix devrait tenir compte à la fois des usages pratiqués actuellement dans la région et des usages potentiels absents, soit à cause de l'indifférence de la population, soit à cause de la pollution actuelle. Les usages sont tirés d'un groupe de huit (8) usages possibles (tableau A-23). Les paramètres pour les huit usages ont été sélectionnés lors d'une enquête conduite auprès d'experts de la question aquatique de la région d'Ottawa. Ils sont au nombre de cinq par usages (tableau A-23).

4- SELECTION DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les fonctions d'appréciation ont été construites elle aussi lors de l'enquête auprès des experts. On leur avait demandé de définir pour chaque paramètre dans chaque usage, le niveau optimum (objectif) et la valeur limite pour la pratique de l'usage. Ils devaient également tracer les graphes d'appréciation correspondants. Sur ces graphes, les valeurs transformées (VT) varient de 0 à 100. 0 est l'optimum et 100 la valeur limite pour la pratique de l'usage considéré.

Ces graphes sont habituellement des relations simples, des droites reliant le point optimum au point limite en passant par un ou plusieurs niveaux d'acceptabilité. Dans certains cas, il peut y avoir

TABLEAU A-23: VALEURS DE D, INDICE PC8

Fraction d'année où la norme est dépassée	Valeur de D
0.25	0.4
0.5	0.6
0.75	0.8
1.0	1.0

des relations complexes (polynomiales). Ces graphes sont donnés dans Keilani et al. (1974b).

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

La pondération des paramètres a été attribuée de la même façon qu'à été faite la sélection des paramètres et de leurs fonctions d'appréciation; ces pondérations sont données au tableau A-23. La somme des poids des différents paramètres pour un usage est de 1.0.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Le poids des usages (WU_j) est calculé en fonction des pertes économiques et sociales sur chacun des usages, calculées pour une année de références.

$$WU_j = \frac{D_j}{D_{tot}}$$

où D_j : le dommage à l'usage j pour la période de référence, divisé par l'indice de l'usage sans pondération économique pour la même période

D_{tot} : la somme des D_j pour tous les usages

WU_j : le poids de l'usage j

La somme des $WU_j = 1.0$

TABLEAU A-24: USAGES, PARAMETRES ET PONDERATIONS UTILISES PAR L'INDICE PCE2

USAGE	PARAMETRE	POIDS	USAGE	PARAMETRE	POIDS
baignade	coliformes fécaux	.37	esthétique des lacs	odeur	.25
	steptocoques	.20		algues (1)	.11
	turbidité ou transparence	.24		couleur	.14
	algues (1)	.11		transparence	.25
	odeur	.08		solides flottants (1)	.25
pêche sportive	oxygène dissous	.67	esthétique des rivières	odeur	.34
	plomb	.11		algues et herbes (1)	.10
	solides en suspen- sion	.11		solides flottants	.26
	pH	.11		couleur	.13
	turbidité		turbidité	.17	
bateau (sans contact)	plantes aquati- ques (1)	.34	eau potable	coliformes fécaux	.42
	solides flot- tants (1)	.10		coliformes totaux	.32
	odeur	.26		turbidité	.13
	huile (1)	.13		pH	.10
	turbidité	.17		fluorures	.03
bateau (avec contact)	coliformes fé- caux	.45	industrie		
	transparence	.19			
	huile	.11			
	odeur	.12			
	algues (1)	.06			
	plantes aquati- ques	.07			

(1) Le jugement de l'observateur constitue la mesure.

Dans le cas de l'industrie, les paramètres et pondérations demeurent à déterminer.

L'indice de l'usage sans pondération économique s'écrit:

$$WQIU_j = \sum_{i=1}^5 (RP_{iU_j}) (WP_{iU_j})$$

où: $WQIU_j$: l'indice de l'usage j sans pondération économique

RP_{iU_j} : la valeur transformée du paramètre i dans l'usage j

WP_{iU_j} : le poids du paramètre i dans l'usage j.

On peut assimiler l'indice de l'usage sans pondération économique à un indice de type PC donnant la qualité de l'eau pour un usage simple.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

L'indice global s'écrit:

$$PCE2 = \sum_{j=1}^8 (WQIU_j) (WU_j)$$

où: $WQIU_j$: l'indice de l'usage sans pondération économique

WU_j : le poids de l'usage j

ou encore:

$$PCE2 = \sum_{j=1}^8 \sum_{i=1}^{40} (RP_{iU_j}) (WP_{iU_j}) (WU_j)$$

ou:

$$PCE2 = \sum_{i=1}^{40} \sum_{j=1}^8 (RP_{iU_j}) (WP_{iU_j}) (WU_j)$$

où: RP_{iU_j} : la valeur transformés du paramètre i dans l'usage j

WP_{iU_j} : le poids du paramètre i dans l'usage j

WU_j : le poids de l'usage j

L'indice varie de 0 à 100. La sommation des paramètres comprend 40 éléments. Plusieurs paramètres reviennent à quelques reprises dans les 40 éléments, mais la station où est effectué l'observation est différente puisque les mesures sont effectuées sur le site de chaque usage.

Il est aussi possible de calculer des sous-indices d'usage et de paramètre dont la portée varie elle aussi de 0 à 100. Ces sous-indices s'écrivent:

$$\frac{WQIP_i}{U} = \frac{\sum_{j=1}^8 (RP_{iU_j}) (WP_{iU_j}) (WU_j)}{\sum_{j=1}^8 (WPIU_j) (WU_j)}$$

et

$$\frac{WQIU_j}{P} = \frac{\sum_{i=1}^{40} (RP_{iU_j}) (WP_{iU_j}) (WU_j)}{\sum_{i=1}^{40} (WPIU_j) (WU_j)}$$

où:

$\frac{WQIP_i}{U}$: le sous indice pour le paramètre i

$\frac{WQIU_j}{P}$: le sous indice pour l'usage j

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATION DIVERSES

La construction de l'indice a impliqué une vingtaine d'experts des conditions aquatiques de la région d'Ottawa pour l'élaboration des fonctions d'appréciation et la sélection des paramètres et de leur pondération; toutefois, en cas de désaccord entre les experts, les normes environnementales provinciales (ONTARIO) étaient utilisées. Dans les discussions Keilani et al. (1974b) font valoir que les fonctions d'appréciation de leurs paramètres sont plus pertinentes que celles d'un indice dont l'objectif serait de mesurer la qualité générale de l'eau, car elles réfèrent à des valeurs plus tangibles. Il compare également sa formule de compilation aux formules multiplicative pondérée et il prétend que sa méthode maintient une relation plus vraisemblable entre le niveau des dommages et la qualité réelle des eaux.

Il n'y a pas eu de consultations sur la valeur de cet indice ni de comparaison de résultats avec d'autres indices. Aucun essai complet de l'indice n'a été effectué.

INDICE DE FOGEL (PCE3)

1- REFERENCE

YU, J.K. and M.M. FOGEL. (1977).

"The Development of a combined water quality index". 13th American Water Resources Conference, Tucson, Arizona.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Fogel et Yu ont voulu construire un indice tenant compte à la fois de la qualité de l'eau des rejets et de considérations économiques pour optimiser les dépenses de traitement des rejets. Le milieu de mesure est local (rejet), mais l'échelle d'utilisation est nationale.

L'indice donne une valeur absolue en dollars.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Les paramètres retenus sont de deux types: un paramètre économique et cinq (5) paramètres de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau (indice de Walski). Le seul paramètre économique est le bénéfice net maximal en dollars, imputable au traitement de chacune des composantes du second groupe de paramètres. Les cinq (5) paramètres du second groupe ne sont que suggérés. Ce sont: les solides en suspension, les détergents (ABS), les coliformes totaux, les nitrates et

les ortho-phosphates. Il est aussi essentiel d'obtenir les courbes de bénéfices (totaux et par usage) et de coûts attribuables aux traitements pour chacun des paramètres de qualité de la région étudiée.

Les usages étudiés sont déterminés après étude de la région concernée du point de vue géographique, climatique et économique.

4- CHOIX DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Les valeurs transformées des paramètres sont liées à l'optimisation économique des traitements. La première partie de l'indice est le bénéfice net maximal sur tous les usages, attribuable au traitement d'un seul paramètre; la seconde partie est l'indice de Walski appliqué sur les valeurs après des traitements optimisés (au point du maximum de profit), des 5 paramètres mentionnés. Ceci implique que s'il n'y a pas de profits réalisables, il n'y a pas de traitement effectué.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Les paramètres ne sont pas pondérés.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Les usages ne sont pas pondérés comme tels, mais classés par ordre d'importance des bénéfices. Ils sont considérés dans cet ordre jus-

qu'à ce que toute l'eau des rejets disponible ait été utilisés ou qu'il n'y aie plus de bénéfices possibles.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

La compilation n'est pas nécessaire; on peut examiner séparément les deux portions de l'indice ou encore, en faire le produit, dont le résultat s'exprime en dollars. La portée est donc variable.

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Des experts ont été consultés lors de la construction de l'indice mais aucune appréciation n'a été exprimée sur l'indice global.

INDICE DE PADGETT ET STANFORD (ST1)

1- REFERENCE

PADGETT, J.H. ET R.A. STANFORD. (1973).

"An industrial water pollution index". Water Resources Bulletin,
9(2): 320-325.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

Cet indice a été construit pour mettre en relation les dommages créés par les industries de différents types, en mesurant des paramètres communs dans toutes les industries. Ceci constituerait une première étape dans l'internalisation des coûts. Le milieu de mesure est local (rejet ou prélèvement) et l'échelle d'utilisation régionale ou nationale. L'indice donne une valeur relative à un groupe de calcul; il ne sera donc immédiatement comparable qu'aux éléments de ce groupe.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix des paramètres est laissé à la discrétion de l'utilisateur. Pour des fins d'illustration, Padgett et Stanford ont choisi le volume d'eau rejeté et le montant dépensé pour l'achat d'énergie. Ces deux paramètres sont des mesures indirectes respectivement de la pollution de l'eau et de l'air. Il n'y a pas d'usages considérés.

4- CHOIX DES FONCTIONS D'APPRECIATION

La valeur transformée est la valeur normalisée (centrée-réduite) d'un paramètre pour une observation. Elle nécessite donc la connaissance des caractéristiques de toute la population.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Le poids des paramètres est également laissé au choix de l'utilisateur. On suggère que la sommation des poids soit égale à un (1) pour faciliter la standardisation. La pondération est cependant facultative.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

L'indice n'est pas construit en fonction d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

La compilation de l'indice revient à faire l'addition pondérée ou non (ou la moyenne), des valeurs normalisées (centrées-réduites) des différents paramètres de l'observation. La portée est donc variable, mais centrée autour de 0, avec un écart-type de un (1).

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Il n'y a pas eu de consultation sur la valeur de cet indice.

INDICE DE HARKINS (ST2)

1- REFERENCES

HARKINS, R.D. (1974).

"An objective water quality index". Water Pollution Control Federation Journal, 46(3): 588-591, 603.

HARKINS, R.D. (1977).

"Discussion: a comparison of several water quality indices". Water Pollution Control Federation Journal, 49(2): 337-339.

LANDWEHR, J.M., R.A. DEININGER and R.J. HARKINS. (1974).

"Discussion-an objective water quality index". Water Pollution Control Federation Journal, 46(7): 1804-1809.

2- BUT DE L'INDICE ET UTILISATION

L'indice de Harkins est conçu pour évaluer une observation d'eau par rapport à d'autres observations et à des standards en donnant une distance (basée sur le rang) de l'observation au vecteur des standards. La valeur de l'indice est relative; on ne peut la comparer à des valeurs qui n'ont pas été calculées ensemble. Le milieu de mesure est local (lac, rivière ou rejet) tandis que l'échelle d'utilisation dépend du groupe de calcul.

3- CHOIX DES PARAMETRES ET DES USAGES

Le choix des paramètres ainsi que leur nombre est laissé l'initiative des utilisateurs, de même que le choix des usages.

4- CHOIX DES FONCTIONS D'APPRECIATION

Il n'y a pas de transformation des valeurs des paramètres.

5- CHOIX DE LA PONDERATION DES PARAMETRES

Il n'y a aucune pondération possible pour les paramètres.

6- CHOIX DE LA PONDERATION DES USAGES

Il n'y a pas de pondération d'usages.

7- FORMULE DE COMPILATION ET SENSIBILITE

Après avoir établi le standard (valeur à respecter) de chaque paramètre, l'échantillon est classé en incluant la valeur standard; les égalités sont réglées en donnant le rang médian.

$$\text{La variance } \text{var}(R_i) = \frac{1}{12n} \left[(n^3 - n) - \sum_{j=1}^k (T_j^3 - T_j) \right]$$

où i varie de 1 jusqu'au nombre total de paramètres
 n est le nombre d'observations incluant le standard
 k le nombre d'égalité dans les rangs pour le paramètre et
 T le nombre d'observations égales pour l'égalité j .

Par la suite, la distance standard (S_n) est pour chaque observation:

$$S_n = \sum_{i=1}^p [(R_i - R_c)^2 / \text{Var}(R_i)]$$

où p est le nombre total de paramètres
 R_i le rang de l'observation pour le paramètre i et
 R_c le rang du standard pour le paramètre i .

La portée de l'indice est donc très variable.

Notons que, pour les paramètres dont la qualité ne varie pas de façon monotone, un artifice de calcul doit être employé pour réordonner les observations (ex. pH, oxygène dissous).

8- AVIS DES EXPERTS ET CONSULTATIONS DIVERSES

Landwerh et al. (1974) ont critiqué cet indice parce qu'ils ne le considéraient pas comme objectif. Ils reconnaissent que cet indice effectue un bon classement des observations, mais critiquent le fait que les distances standards sont uniquement fonction du rang des observations et ne tiennent aucun compte de la distance absolue, de l'observation au standard. De plus, les valeurs de l'indice ne sont

pas comparables d'un groupe d'observations à un autre. Ils ajoutent cependant que cet indice a une sensibilité remarquable aux légères variations dans le temps.

REDEVANCES AU ROYAUME-UNI (UD1)

1- REFERENCE

DART, M.C. (1977).

"Industrial effluent control and charges". Water Pollution Control,
77: 192-199.

2- PARAMETRES UTILISES

La formule de calcul des redevances emploie les paramètres suivants:

R : Le coût de captage et de transport des effluents par m³.

V : Le coût du traitement volumétrique et primaire.

O_T: La mesure de la DCO (mg/l) de l'effluent industriel après une
heure de sédimentation.

O_S: La mesure de DCO de l'égoût total, après sédimentation.

B : Le coût d'oxydation biologique par m³ d'effluent, y compris le
traitement et le débarras des boues du secteur secondaire.

S_T: Les solides en suspension totaux (en mg/l) de l'effluent
industriel au pH de 7.0.

S_S: Les solides en suspension totaux (en mg/l) de l'effluent brut.

S : Le coût de traitement des boues primaires par m³.

3- FORMULE DE COMPILATION

La formule de compilation des redevances par m³ d'effluent s'écrit:

$$\mathcal{F} = R + V + \frac{O_T}{O_S} B + \frac{S_T}{S_S} S$$

où: \mathcal{F} est en livres anglaises.

A ceci, s'ajoutent les frais des services généraux qui couvrent les frais de collecte, de transport et de traitement des eaux sanitaires et pluviales de l'industrie, calculés sur une base de 90 litres par employé par jour. Quand l'effluent est combiné et qu'on ne peut isoler la partie sanitaire, on soustrait 25 litres par employé par jour, ou 50 litres par employé par jour s'il y a une cantine, au débit de l'effluent pour le calcul du débit de la partie industrielle des redevances.

4- CRITIQUES

La formule suppose qu'il n'y a pas de matières toxiques dans le rejet, ou du moins, qu'on n'en fait pas le traitement. Les redevances sont basées uniquement sur ce qui est traité; on ne taxe pas dans le but de pousser un industriel à épurer ou à financer de nouvelles installations de traitement pour l'"Authority". Ce sont des redevances sur le traitement et non sur la pollution; l'Etat prend en main la responsabilité d'épurer sur une base régionale (District Authority).

NB₁: La formule utilise les solides en suspension totaux plutôt que les solides sédimentables car on ne connaît pas l'effet sur la

sédimentation qu'aura le mélange du rejet industriel au reste des rejets.

NB₂: La formule utilise la DCO plutôt que la DBO₅ à cause de la meilleure fidélité de la mesure et de la plus grande facilité avec laquelle elle est exécutée; elle a cependant le désavantage de ne pas mesurer exactement ce qui est traité et peut amener des coûts excessifs à certaines industries.

REDEVANCES EN ALLEMAGNE FEDERALE (UD2)

1- REFERENCES

CLUIS, D. (1977).

"L'organisation du secteur eau en Allemagne fédérale". Rapport de mission. INRS-Eau, rapport interne no 50, 28 p.

LEROFF, H.E. (1977).

"Pollution control and legislation in the Federal Republic of Germany". Water Pollution Control, p. 272-276.

2- PARAMETRES UTILISES

Les paramètres employés pour le calcul des redevances sont:

les solides en suspension (SS), avec détermination de leur contenu en matière organique (SS₁ plus de 10% de matière organique, SS₂ moins de 10%);

la DCO;

le mercure (Hg);

le cadmium (Cd) et

le facteur de dilution du rejet pour lequel la mortalité sur 24 heures d'un poisson test (cyprinidé indigène) est nulle (TOX).

3- FORMULE DE COMPILATION

L'équation utilisée pour le calcul de l'unité de dommages est:

$$UD2 = (T_1 \times SS_1) + (T_2 \times SS_2) + (T_3 \times DCO) + (T_4 \times Hg) + (T_5 \times Cd) + (T_6 \times (TOX-2))$$

UD2 est l'unité de dommages à multiplier par un taux en Deutschmarks pour calculer les redevances.

$$T_1 = 1/t/an$$

$$T_4 = S/100 \text{ kg/an}$$

$$T_2 = 0.1/t/an$$

$$T_5 = 1/100 \text{ g/an}$$

$$T_3 = 2.2/100 \text{ kg /an}$$

$$T_6 = 0.3 \times (TOX-2)/m^3/an$$

SS_1 et SS_2 sont donnés en tonnes (t), la DCO, Hg et Cd sont en grammes (g); TOX est le facteur de dilution n'amenant pas de mortalité.

Les taux multipliant les unités de dommages (UD2) devront augmenter dans le temps, de façon à ce que les redevances dépassent les coûts de traitement après un certain nombre d'années, de façon à inciter les pollueurs à effectuer au moins un pré-traitement.

4- CRITIQUES

Les redevances allemandes sont un levier monétaire pour inciter les industries à traiter elles-mêmes leurs rejets. En effet, des investissements du pollueur dans le traitement des rejets entraînent des baisses de taxation. Notons en outre, que les redevances s'appliquent à toute eau, rivière, nappe souterraine ou mer. Par ailleurs, il faut

souligner la brièveté du test de toxicité, quelques absences remarquées de substances toxiques (métaux lourds), l'absence de considération sur les rejets thermiques qui sont en Allemagne un problème important et encore, l'absence de redevances sur la conductivité qui peut nuire considérablement à certaines cultures irriguées. Notons encore que tout l'argent perçu par le biais des redevances est réservé à des travaux de traitement des eaux, mais pas nécessairement au traitement du rejet qui l'occasionne. Il s'agit donc essentiellement de redevances sur la pollution et non pas comme dans le système anglais, de l'acquittement du coût de traitement.

Note: Le terme de toxicité peut être trafiqué par les industriels qui pourraient être tentés de diluer davantage leurs rejets, l'effet toxique n'ayant pas une relation linéaire avec le facteur de dilution.

REDEVANCES EN HOLLANDE (UD3)

1- REFERENCE

SCHELTINGA, H.M.H. (1977).

"Pollution control and legislation - the Dutch approach". Water Pollution Control, p. 263-270.

2- PARAMETRES UTILISES

Les paramètres utilisés dans le calcul des redevances hollandaises sont: la DCO, la concentration du rejet en azote Kjeldahl total (N Kjel Tot) et le débit du rejet (Q).

3- FORMULE DE COMPILATION

La formule de compilation pour l'unité de dommages (UD3) s'écrit:

$$UD3 = Q \left[\frac{DCO + 4.57 (N \text{ Kjel. Tot})}{180} \right]$$

où Q: le débit du rejet en mètres cubes

DCO et N Kjel. Tot.: en mg/l

Une unité UD3 correspond à un équivalent-habitant de demande d'oxygène.

Les taux des unités de redevances varient selon les caractéristiques des régions et les dépenses totales effectuées par l'agence régionale pour combattre la pollution.

4- CRITIQUES

Il n'y a pas encore de redevances sur les pollutions inorganiques ni sur les substances toxiques, cependant, elles sont à l'étude. Les redevances annuelles ne sont pas une pénalité à la pollution; elles sont le paiement des dépenses encourues par l'Agence pour combattre la pollution, ce qui risque de mettre les pollueurs à l'aise, quoiqu'ils aient besoin de permis pour ajouter des rejets. La formule de redevances constitue un moyen pour atteindre des objectifs qui ont été fixés par voie législative; il y a des objectifs à court terme (5 ans) et à long terme. Notons encore que la mesure de la DCO est un test chimique rapide et plus fiable que celui de la DBO₅; de plus, sa mesure a tendance à ne pas favoriser les éléments faiblement désagréables. La diversité régionale des taux de redevances correspond à un zonage pouvant être utilisé pour favoriser des affectations régionales.

REDEVANCES EN FRANCE (UD4)

1- REFERENCES

GROS, D.

"Incidence de la toxicité sur la redevance de pollution des agences de bassin". Agence de bassin Rhin Meuse.

VAILLANT, J.R. (1973).

"Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution".
Collection B.C.E.O.M., Eyrolles, éd., Paris.

2- PARAMETRES UTILISES

Les paramètres utilisés pour le calcul des redevances sont:

- les matières oxydables (DCO et DBO_5);
- les solides en suspension (SS);
- la conductivité (COND) (pour certaines agences de bassins seulement)
- et les équitoxs (EQUIT).

Par définition, une eau contient autant de fois un équitox par m^3 qu'il a fallu la diluer pour obtenir, dans les conditions d'essais, l'immobilisation après 24 heures, de la moitié des daphnies (Daphnia magna) introduites (ex.: dilution 1:50, 50 équitoxs).

3- FORMULE DE COMPILATION

Il n'y a pas de formule d'unité de dommages comme telle, chaque agence de bassin modifiant périodiquement un taux de redevances pour chacun des paramètres mesurés. Cette formule de redevances s'écrit:

$$FF = \left[W \left(\frac{2 \text{ DBO}_5 + \text{ DCO}}{3} \right) + Y \text{ SS} + Z \text{ COND} + V \text{ EQUIT} \right]$$

où FF: le montant des redevances en francs français

Q: le débit du rejet en m³

W: le taux monétaire applicable aux matières oxydables

Y: le taux monétaire applicable aux solides en suspension

Z: le taux monétaire applicable à la conductivité

V: le taux monétaire applicable aux équitoxs.

Notons que les paramètres (concentrations) sont multipliés par le débit et par le taux monétaire, les redevances portant sur la charge et non sur la concentration.

4- CRITIQUES

Il importe de noter que, lorsque le paramètre de conductivité est inclus dans la formule, les équitoxs sont réduits d'un certain facteur pour ne pas faire payer la pollution due à la salinité, à deux reprises. Notons encore que le paramètre des matières oxydables compte

deux fois la DBO_5 pour une fois la DCO; il encourage ainsi, malheureusement, l'emploi des matières non dégradables et pénalise, par exemple, l'agriculture face à l'industrie. Le bio-essai utilisant des daphnies offre plusieurs avantages sur les tests de toxicité pratiqués sur les poissons; entre autres, ils sont plus simples, ont une meilleure fiabilité et demandent moins d'espace. Ils sont également moins coûteux et les organismes utilisés sont plus faciles à élever et à reproduire. Les tests de toxicité peuvent donner lieu cependant à des dilutions volontaires des rejets par les pollueurs pour en masquer partiellement la toxicité. La mesure de la toxicité risque d'être influencée par le décès des daphnies dû au manque d'oxygène attribuable à la décomposition des matières oxydables ou à des effets purement mécaniques des rejets, comme des gouttes de graisse qui immobiliseraient l'organisme. Les échantillonnages et tests de toxicité ne sont pas effectués pour chaque industrie; il y a plutôt un barème établi par classe industrielle et les redevances sont calculées d'après la taille (production) de l'établissement. Ces redevances doivent servir à venir en aide aux pollueurs pour épurer leurs rejets; le taux de redevances est donc fixé par chacune des agences en fonction des charges financières qu'elle aura à rencontrer pour venir en aide à ses pollueurs; les redevances ne sont donc pas de véritables pénalités poussant le pollueur à épurer lui-même son rejet.

REDEVANCES INDUSTRIELLES EN TCHECOSLOVAQUIE (UD5)

1- REFERENCE

BABIC, I. (1972).

"Essai de modélisation du système de l'eau à partir des expériences de planification en France et en Tchécoslovaquie". Thèse de doctorat, Annexe I, Université des Sciences Sociales de Grenoble, p. 183-187.

2- PARAMETRES UTILISES

Les paramètres employés pour le calcul de redevances en Tchécoslovaquie sont:

- les débits du prélèvement et du rejet en m³
- le coût par kg en Couronnes pour le traitement de la DBO₅ et des substances insolubles ou la quantité de DBO₅ et de substances insolubles (SI) rejetées annuellement (en tonnes), si le traitement n'est pas effectué.

3- FORMULE DE COMPILATION

Il n'y a pas de formule de compilation comme telle, puisqu'il y a plusieurs taux de redevances, selon les paramètres considérés.

Redevances sur les débits prélevés:

0.46 C/m³ ou

0.05 C/m³ pour les gros utilisateurs telles les centrales thermiques

C : la Couronne Tchécoslovaque.

Redevances sur les débits d'eau rejetée:

2.35 C/m³ d'eau usée moins 0.01 C par pour cent de DBO₅ enlevé par l'utilisateur

Redevances sur la DBO₅ et les substances insolubles:

il y a un choix à effectuer entre deux procédures:

- a) les coûts moyens de traitement, par kg de DBO₅ et de substances insolubles sont disponibles. Les redevances sont calculées en appliquant ces coûts aux quantités de DBO₅ et de substances insolubles rejetées;
- b) les coûts moyens de traitement, par kg de DBO₅ et de substances insolubles ne sont pas disponibles;

Il faut d'abord calculer les unités de dommages sur la DBO₅ (UDD) et les substances insolubles (UDS) rejetées.

$$UDD = 5 \log DBO_5$$

où: DBO_5 : DBO_5 rejetée annuellement, en tonnes

$$UDS = 2.75 - 0.25 \log SI$$

où: SI: substances insolubles rejetées annuellement,
en tonnes

UDD et UDS sont ensuite multipliés par des taux pour évaluer les montants de redevances.

Le système de redevances tchécoslovaque est assez complexe. Il n'y a pas d'équation unique pour calculer l'unité de redevances, mais bien deux taux pour le prélèvement et le rejet de l'eau et deux unités de redevances, une pour la DBO_5 et l'autre pour les substances insolubles. Encore faut-il choisir entre deux méthodes pour calculer ces unités de redevances.

Notons que cette formule ne tient pas compte des substances toxiques, mais que selon la législation du pays, les rejets toxiques et la pollution thermique sont passibles d'amendes et considérés comme délits, ce qui, selon Babic (1972), est de nature à limiter les abus.

INDICES DE SIMILARITE (BS1)

1- REFERENCES

BALLOCH, D., C.E. DAVIES and F.H. JONES. (1976).

"Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales)". Water Pollution Control, 75(1): 92-114.

BROCK, D.A. (1977).

"Comparison of community similarity indexes". Water Pollution Control Federation Journal, 49(12): 2488-2494.

BURLINGTON, R.F. (1962).

"Quantitative biological assessment of pollution". Water Pollution Control Federation Journal, 34(2).

WEINSTEIN, B.M. (1977).

"Discussion: comparative evaluation of the Bray-Curtis dissimilarity coefficient". Water Pollution Control Federation Journal, p. 2812.

2- UTILISATION

Les indices de similarité ont été bâtis pour différencier des communautés, prises deux à deux; ils donnent des valeurs relatives qui ne

peuvent être comparées avec d'autres valeurs ne faisant pas partie du même groupe de calcul.

Ils peuvent être utiles pour préciser si une communauté est identique à une autre ou est suffisamment différente pour que l'on puisse juger avoir deux communautés distinctes. Un tel indice sera utile pour déterminer par exemple, la zone d'influence d'un facteur sur le milieu. Le milieu de mesure est local (lac ou rivière) et l'échelle d'utilisation est locale également.

3- FORMULES DE COMPILATION

a) Percentage community similarity index

Cet indice a été étudié par Brock (1977); il s'écrit:

$$Psc = 100 - \left(0.5 \sum_{i=1}^S | a_i - b_i | \right)$$

où a_i et b_i : pourcentage relatif d'une espèce i dans les milieux A et B respectivement

S : le nombre total d'espèces observées aux deux stations

L'indice varie de 0 à 100, 100 indiquant l'identité des deux communautés.

b) Indice de Pinkham et Pearson

Cet indice a été étudié par Weinstein (1977) et Brock (1977); il s'écrit:

$$B = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \frac{\min [X_{ia}, X_{ib}]}{\max [X_{ia}, X_{ib}]}$$

où X_{ia} et X_{ib} : l'abondance de l'espèce i en milieu a et b
respectivement

k : le nombre total d'espèces aux deux stations

B varie de 1 à 0. 1 signifie que les deux communautés sont identiques et 0 est une valeur asymptotique marquant la dissimilarité totale.

c) Indice de Bray-Curtis modifié par Beals

Cet indice s'applique pour une famille, un genre, une espèce, etc.

Il a été étudié par Burlington (1962); il s'écrit:

$$C = \frac{2W}{a+b} \quad \text{où} \quad a = \sum_{i=1}^{S_1} [PV_i]_1$$

$$b = \sum_{i=1}^{S_2} [PV_i]_2$$

$$w = \sum_{i=1}^{S_1 \cap S_2} \min [[PV_i]_1 [PV_i]_2]$$

Dans ces équations

$$PV_i = D_i \sqrt{F_i}$$

où D_i = densité de l'espèce i par unité de surface (0.6 m²)

F_i = fréquence de l'espèce i

1 et 2= les sites d'échantillonnage

S_1 = le nombre d'espèces au site 1

S_2 = le nombre d'espèces au site 2

$S_1 \cap S_2$: le nombre d'espèces communes aux sites 1 et 2

La portée de cet indice s'étend de 0 vers 1 où 1 traduit l'identité des deux milieux.

d) Indice de dissimilarité de Bray-Curtis

Cet indice a été étudié par Weinstein (1977); il s'écrit:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S |x_{ai} - x_{bi}|}{\sum_{i=1}^S |x_{ai} + x_{bi}|}$$

où S: le nombre total d'espèces

$x_{ai} x_{bi}$: la fréquence de l'espèce i dans les milieux a et b

La portée se situe entre 0 et 1. La valeur 0 indique l'identité des populations.

e) Indice de déficit en espèces de Kothe

Cet indice a été élaboré pour juger des effets d'effluents sur la richesse en espèces. Son étude a été effectuée dans Balloch (1976); il s'écrit:

$$K = 100 \frac{S_i - S_j}{S_i}$$

où i: la station en amont du rejet et j celle d'aval

S: le nombre d'espèces

Cet indice donne une valeur comprise entre 0 et 100. 0 indique des milieux similaires.

Psc est basé sur les abondances relatives; de ce fait, il rend bien compte des espèces dominantes et des autres de moindre importance. Cependant, il risque d'être biaisé quand deux stations ne diffèrent que par l'abondance totale sans que les proportions entre espèces ne soient affectées. Ajoutons que Psc est peut-être trop sensible aux grandes augmentations de l'espèce dominante à l'une des stations, ce qui, finalement, n'affecte pas autant la structure de la communauté; l'augmentation de la population d'une espèce qui la rend dominante sera bien mise en évidence.

B est basé sur l'abondance absolue et risque, à cause de sa formulation, d'être trop sensible aux espèces rares dont la présence, à l'une ou l'autre des stations, ne dépend que des aléas de l'échantillonnage. D'autre part, tout comme Psc, B répond bien à l'ajout d'individus dans les espèces dominantes ou importantes, mais il répond moins à l'ajout de nombreux individus dans une espèce déjà dominante ou semi-dominante d'une station. Ceci est souhaitable parce que la structure communautaire reste finalement fondamentalement la même. On note encore que B reflète moins bien que Psc le passage de rare à semi-dominante d'une espèce.

C combine des informations relatives (fréquence) et absolues (densité); il pallie donc théoriquement aux problèmes rencontrés par Psc et

B, mais la combinaison des deux variables induit une perte d'information qui le rend moins sensible aux espèces rares et aux changements de structure moins importants. Cet indice se révèle, à l'analyse, être l'inverse de Psc; il en hérite donc les défauts et les avantages. L'indice de Kothe (k) ne demande pas d'explication; il ne dépend que de la richesse en espèces et cela s'avère une faiblesse majeure pour juger des changements de structure de la communauté.

4- CRITIQUES

Il importe de noter que la fiabilité de ces indices croît avec la taille de l'échantillon (par taille d'échantillon, on entend ici, par exemple, la surface de fond inventoriée pour des macro-invertébrés benthiques) et que celle-ci doit être la même pour toutes les stations. Il peut se produire que des changements importants à une station soient contrebalancés par l'effet du hasard par des changements à une autre station; ceci est d'autant plus rare que les variations sont importantes, mais démontre bien, tout de même, les précautions à prendre lors de l'utilisation de ces indices. Il vaut mieux employer deux indices différents pour être plus assuré de mettre en évidence la dissimilarité.

Enfin, il faut bien dire que, si deux stations sont similaires à un certain degré entre elles et si la seconde est similaire au même degré à une troisième, cela n'implique pas nécessairement la similarité au même degré de la première à la troisième.

INDICES DE DIVERSITE (BS2)

1- REFERENCES

BALLOCH, D., C.E. DAVIES and F.H. JONES. (1976).

"Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales)". Water Pollution Control, 75(1): 92-114.

CAIRNS, J. (1973).

"Zero discharge or non-degrading use of environmental assimilative capacity". Beak Toxicity Seminar Proceedings, p. 14-15.

GHETTI, P.F. and G. BONAZZI. (1977).

"A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters". Water Research, 11: 819-831.

HICKS, F.J. (1975).

"Biological effects of fish processing wastes on receiving waters". Environment Canada, Economic and Tech. Review EPS 3-WP-75-1. In: Seminar of fish Processing Plant Effluent Treatment and Guidelines, p. 71-94.

LOGAN, D.T. and D. MAURER. (1975).

"Diversity of marine invertebrates in a thermal effluent". Water Pollution Control Federation Journal, 47(3): 515-523.

PATTEN, B.C. (1962).

"Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay". Journal of Marine Research, 20: 57-75.

SWARTZ, R.C., W.A. DEBEN and A.J. MCERLEAN. (1964).

"Comparison of species diversity and faunal homogeneity indices as criteria of change in biological communities". Proceedings of Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment. EPA - 6600/4-74-004, p. 317-334.

ZAND, S.M. (1976).

"Indexes associated with information theory in water quality". Water Pollution Control Federation Journal, 48(8): 2026-2031.

2- UTILISATION

Les indices de diversité sont conçus pour évaluer la santé des différents milieux. Ces indices sont basés sur un grand nombre d'observations (Zand, 1976) qui tendent à prouver que les hautes diversités sont habituellement caractéristiques de communautés matures et stables alors qu'au contraire, les valeurs basses des mêmes indices sont associées aux communautés instables ou exposées à des fluctuations ou à

des conditions défavorables. Ils tentent de synthétiser le nombre d'espèces, le nombre d'individus et leur répartition. A partir de ce chiffre synthèse, il devient possible, par comparaison, d'établir une ordination de la santé des stations et même de détecter, le cas même de détecter, le cas échéant, les milieux affectés par un stress, sans pour autant déterminer le facteur à l'origine de ce stress; ceci évite toute une série de mesures coûteuses sans garantie de détection de l'anomalie. Toutefois, seules ces mesures coûteuses permettront de mettre en évidence les causes de l'anomalie révélée par les indices de diversité. Le milieu de mesure est local (lac ou rivière) et l'échelle d'utilisation est locale, régionale ou peut-être nationale en prenant toutes les précautions nécessaires. Jusqu'ici, ces indices ont surtout été employés sur les invertébrés benthiques.

3- FORMULES DE COMPILATION

a) Indice de diversité de Brillouin

Cet indice a été étudié tel que cité par Zand (1976); il s'écrit:

$$H = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{N_1! N_2! \dots N_S!}$$

où N_i : le nombre d'individus d'espèce i

N : le nombre total d'individus

S : le nombre d'espèces

H : est maximal quand les individus sont répartis uniformément entre les espèces

H : est minimal et tend vers 0 quand il n'y a qu'une seule espèce

ou, s'il y a plusieurs espèces, si toutes les espèces, sauf une, n'ont qu'un seul représentant et que la dernière espèce accapare tous les autres.

Les développements de cette formule ont été effectués avec un logarithme de base 2, mais n'importe quelle base peut-être utilisée.

L'utilisation de la base S a l'avantage de donner une valeur toujours contenue entre 0 et 1, de façon à ce que H soit directement comparable même si S varie d'une observation à l'autre.

Si H est exprimé en bits (base 2), on estime que, pour une valeur de S est suffisamment grande:

une valeur H inférieure à une (1) correspond à un milieu de mauvaise qualité;

à l'opposé, si H est supérieur à 3, le milieu est réputé de bonne qualité.

Si on retient la base deux (2), les comparaisons seront plus difficiles, surtout si le nombre d'espèces est très différent d'une observation à l'autre. Notons encore que H est sensible à la taille de l'échantillon, en plus du nombre d'espèces.

b) Indice de diversité Shannon-Weaver tel que cité par Zand (1976)

Cet indice s'écrit:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log \frac{N_i}{N}$$

où N_i : le nombre d'individus d'espèce i

N : le nombre total d'individus

S : le nombre d'espèces.

En ce qui a trait à la base des logarithmes, les mêmes considérations s'appliquent que dans le cas de la formule de Brillouin. Notons que H' est toujours plus grand que H , mais que la différence s'amenuise avec l'accroissement de la taille de l'échantillon pour disparaître lorsque l'échantillon rejoint la population. H' n'est pas sensible à la taille de l'échantillon, contrairement à H . Spécialement lorsque l'échantillon est petit, l'apparition ou la disparition d'espèces rares altérant le rapport N_i/N peut avoir un effet démesuré par rapport à l'importance du phénomène; si les échantillons sont plus grands, la probabilité de voir apparaître de nouvelles espèces diminue d'autant. Les valeurs que prend H' sont approximativement les mêmes que celles de H . Finalement, H' n'est sensible qu'au nombre d'espèces et à l'abondance relative des espèces entre elles ("équitabilité").

c) Sequential Comparison Index

Cet indice est tiré de Cairns (1973)

Il s'écrit:

$$SCI = S \left(\frac{R}{N} \right)$$

où N: le nombre total d'individus

S: le nombre d'espèces

R: le résultat d'un comptage séquentiel

La portée de SCI est variable.

Il s'agit de comparer tous les individus, deux à deux, le premier avec le second, le second avec le troisième et ainsi de suite, jusqu'à l'épuisement de l'échantillon, puis de compiler SCI. R au départ égale 0; on ajoute 1 à R, toutes les fois où les deux organismes comparés ne sont pas identiques. R compte donc le nombre d'alternances dans les espèces. Cette compilation a l'avantage de ne pas nécessiter la connaissance de la taxonomie, les espèces (S) pouvant être remplacées par d'autres identités définies par l'utilisateur; cependant, dans un tel cas, on restreint les possibilités de comparaison.

4- CRITIQUES

Si on écarte SCI comme étant une méthode non standardisée, il reste H et H', deux indices dérivés des mêmes théories et auxquels les mêmes

précautions s'appliquent. D'abord, l'échantillon doit être suffisamment grand pour éviter les erreurs qui pourraient être dues à des effets très locaux. Ensuite, on note que les indices de densité peuvent parfois donner des résultats trompeurs; ainsi, si d'amont en aval la richesse (S) diminuait et l'équitabilité s'améliorait, on pourrait se retrouver avec un H plus fort (ou égal) en aval qu'en amont. La même chose peut aussi se produire pour H', spécialement à l'aval des rejets thermiques, dans des milieux de colonisation constante par exemple. Donc, hormis quelques cas précis, H ou H' sont équipés pour percevoir des changements de structure dans les communautés; cependant, à cause d'un certain niveau d'incertitude dans les résultats, ces indices ne devraient pas être employés seuls, mais avec d'autres indices permettant la détection de cas spéciaux (voir l'exemple plus haut).

Notons encore que l'utilisation de H' est plus aisée que celle de H. De plus, une attention spéciale devrait être portée à la représentativité spatiale et temporelle de l'échantillon.

Disons en terminant que les méthodes de calcul de l'erreur standard de H' permettent de vérifier qu'il existe une différence statistique entre deux échantillons.

INDICES D'EQUITABILITE (BS3)

1- REFERENCES

GHETTI, P.F. AND G. BONAZZI. (1977).

"A Comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters". Water Research, 11: 819-831.

LOGAN, D.T. and D. MAURER. (1975).

"Diversity of marine invertebrates in a thermal effluent". Water Pollution Control Federation Journal, 47(3): 515-523.

PATTEN, B.C. (1962).

"Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay". Journal of Marine Research, 20: 57-75.

SWARTZ, R.C., W.A. DEBEN and A.J. McERLEAN. (1974).

"Comparison of species diversity and faunal homogeneity indices as criteria of change in biological communities". Proceedings of Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment. EPA - 600/4-74-004, p. 317-334.

WEBER, C.I. et al. (1973).

"Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents". EPA 670/4-74-001.

ZAND, S.M. (1976).

"Indexes associated with information theory in water quality". Water Pollution Control Federation Journal, 48(8): 2026-2031.

2- UTILISATION

"L'équitability" est la mesure de la répartition des individus entre les différentes espèces; une telle mesure donne de bonnes informations sur la structure des communautés étudiées et permet de mieux qualifier la qualité du milieu. Ces indices sont fortement reliés aux indices de diversité H et H' et découlent des mêmes théories; ils présentent, en fait, un gain d'information par rapport à l'indice de diversité puisqu'ils comprennent les deux informations regroupées dans la diversité. Ils devraient donc permettre de percevoir la présence de stress dans le milieu, sans toutefois les identifier. Le milieu de mesure est local (lac ou rivière) et l'échelle d'utilisation est locale ou régionale et même nationale en prenant des précautions lors de l'interprétation des résultats. Toutefois, ces indices ont surtout été employés pour les invertébrés benthiques, rarement pour les vertébrés supérieurs.

3- FORMULES DE COMPILATION

a) Redondance (R)

Cet indice a été défini par Wilhm, Dorris et Wilhm et il est étudié par Zand (1976).

C'est en fait un hybride des théories de Brillouin et de Shannon. H_{\max} et H_{\min} sont des minimum et maximum pour le H de Brillouin alors que R utilise le H' de Shannon. Ceci explique que l'indice puisse parfois donner des résultats négatifs.

Cet indice s'écrit:

$$R = \frac{H_{\max} - H'}{H_{\max} - H_{\min}}$$

$$\text{où } H_{\max} = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{(m+1)^r (m!)^s}$$

$$H_{\min} = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{(N-(S-1))!}$$

N: le nombre d'individus

S: le nombre d'espèces

N: $mS + r$

$r < S$

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log \frac{N_i}{N}$$

N_i : le nombre d'individus par espèce

N : le nombre total d'individus

La redondance localise donc la diversité mesurée de l'échantillon entre la diversité maximale et minimale possible, avec un nombre d'espèces et d'individus similaires. Malheureusement, l'emploi de deux échelles (H et H') enlève de la valeur à l'indice, car les bornes de R deviennent plus floues. R ne fait que donner une valeur objective d'"équitabilité" sans porter de jugement sur l'équitabilité optimale. La redondance (R) varie en sens inverse de l'échelle normale 0-1.

b) Coefficient d'"Evenness" de Margalef (E)

Cet indice est décrit ici comme analysé par Swartz (1974)

Il s'écrit:

$$E = \frac{H}{H_{\max}}$$

où:

$$H = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{N_1! N_2! \dots N_S!}$$

$$H_{\max} = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{(m+1)^r (m!)^s}$$

N : le nombre d'individus

N_i : le nombre d'individus d'espèce i

S : le nombre d'espèces

N : $mS + r$

$r < S$

E est inférieur ou égal à 1, mais supérieur à 0. Cet indice a l'avantage d'employer des valeurs d'un seul système, mais il ne porte pas de jugement sur l'optimum d'"Evenness".

c) Coefficient d'"Evenness" relative

Cet indice est analysé par Zand (1976)

Il s'écrit:

$$e = \frac{H - H_{\min}}{H_{\max} - H_{\min}}$$

Les termes de cette équation ont été décrits en a et en b

Il pourrait aussi s'écrire:

$$e = \frac{H' - H'_{\min}}{H'_{\max} - H'_{\min}}$$

$$\text{où } H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log \frac{N_i}{N}$$

$$H'_{\max} = \frac{r}{n} (m+1) \log \frac{m}{m+1} - \log \frac{m}{n}$$

$$H'_{\min} = - \left(\frac{S-1}{N} \right) \log \frac{1}{N} - \left(\frac{N-(S-1)}{N} \right) \log \left(\frac{N-(S-1)}{N} \right)$$

N: le nombre total d'individus

N_i: le nombre d'individus d'espèce i

S: le nombre d'espèces

$$N = mS + r \text{ et } r < S$$

Sa portée varie de 0 à 1.

Encore une fois, il ne s'agit que de localiser H ou H' entre un maximum et un minimum; mais aucune appréciation qualitative n'est apportée sur cette localisation. Toutefois, on s'entend habituellement pour dire qu'un milieu où e est trop faible indique un milieu dégradé, tandis que si l'"équitabilité" est forte, le milieu est de bonne qualité; cependant, dans plusieurs cas, on a trouvé des échantillons dont l'"équitabilité" était très forte mais qui montraient des signes de mauvaises qualité en la présence de certaines caractéristiques. Il s'agit principalement de milieux en colonisation, se relevant d'une pollution.

d) Coefficient d'Evenness de Shanon-Weaver

Cet indice est étudié par Logan (1975) et Weber (1973)

Le coefficient d'Evenness de Shannon-Weaver fait référence à des communautés d'oiseaux observées par MacArthur. Ce modèle de communauté est transposé, à défaut de mieux, à toutes les autres communautés pour le calcul de "l'Evenness". Notons que d'autres modèles de communautés ont aussi été développés, mais que leur supériorité par rapport au modèle le plus simple, celui de MacArthur, n'est pas démontrée.

Cet indice s'écrit:

$$SW = \frac{S'}{S}$$

- où: S' : le nombre d'espèces prédit par le modèle de MacArthur à partir de H' et calculé dans le logarithme de base 2
 S : le nombre d'espèces réellement dénombrées.

Voici quelques valeurs de S' pour différentes valeurs de H'

S'	H'	S'	H'	S'	H'
1	0.000	20	3.785	200	7.043
5	1.194	50	5.066	500	8.360
10	2.842	100	6.051	1000	9.358

Une valeur SW de un (1) devrait assurer une très bonne distribution et des valeurs inférieures, une équitabilité moins bonne. Des valeurs de (S) supérieures à celles prédites par le modèle de MacArthur ne sont pas nécessairement gages de bonne qualité du milieu; on note en effet des exemples de milieu en colonisation où l'équitabilité est bonne, mais où des organismes indicateurs nous préviennent de pollutions certaines.

e) Coefficient d'"Evenness" de Pielou (J)

Tel que décrit par Swartz (1974)

Cet indice s'écrit:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Les composantes de cette équation ont été décrites plus haut dans ce chapitre.

Ce coefficient est d'usage relativement facile. On peut appliquer au coefficient J' les mêmes remarques qu'au coefficient d'"Evenness" de Margaleff (E).

4- CRITIQUES

Des différents indices étudiés, deux semblent plus utilisés que les autres, soient le coefficient d'"Evenness" relative et l'"Evenness" de Shannon-Weaver (Zand, (1976), Ghetti (1977), Logan (1975), Weber (1973)). Le coefficient d'"Evenness" relative a pour avantage d'avoir des bornes fixes et de bien situer l'"equitability". Plusieurs biologistes préfèrent employer le coefficient de Shannon-Weaver (communication personnelle d'Armand Rousseau).

Cet indice a l'avantage de se référer à un modèle de distribution à l'intérieur des communautés, même si on ne sait si ce modèle correspond bien à la réalité aquatique. On préfère se référer à un modèle aisé d'emploi qu'à d'autres modèles plus difficiles d'accès et guère mieux vérifiés. Les autres indices ne sont quant à eux que des localisations de la diversité calculée entre les bornes maximale et minimale, sans aucun jugement sur l'optimalité de cette localisation. Nous devons ajouter qu'aucun des indices mentionnés n'est absolument sûr et que, conséquemment, ils devraient toujours être employés avec précaution, de concert avec d'autres indices pour déceler des erreurs possibles. Des utilisateurs préfèrent employer conjointement la diversité H' et le coefficient d'"Evenness" développé par Shannon-Weaver, pour juger de l'évolution des écosystèmes aquatiques. Enfin, on se doit de dire que, comme précisé dans la partie sur les indices de diversité, il vaudrait mieux appliquer ces coefficients sur de nom-

breux échantillons répartis dans l'espace et le temps pour qualifier un milieu.

INDICES DE RICHESSE EN ESPECES (BS4)

1- REFERENCES

GHETTI, P.F. and G. BONAZZI. (1977).

"A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters". Water Research, 11: 819-831.

HICKS, F.J. (1975).

"Biological effects of fish processing wastes on receiving waters". Environment Canada, Economic and Tech. Review EPS 3-WP-75-1. In: Seminar on fish Processing Plant Effluent Treatment and Guidelines, p. 71-94.

SWARTZ, R.C., W.A. DEBEN and A.J. McERLEAN. (1974).

"Comparison of species diversity and faunal homogeneity indices as criteria of change in biological communities". Proceedings of Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment. EPA - 600/4-74-004, p. 317-334.

2- UTILISATION

Les indices de richesse en espèces sont basés essentiellement sur le nombre d'espèces recueillies dans un échantillon. Les milieux qui

abritent un grand nombre d'espèces sont habituellement en santé. Les conditions adverses réduisent souvent le nombre d'espèces, car peu d'espèces sont adaptées à survivre dans des conditions extrêmes très spécialisées. Ces indices peuvent aussi tenir compte du nombre des individus recueillis. Ils sont conçus, comme les autres indices biologiques, pour rendre compte de la santé relative des milieux d'où sont tirés les échantillons. Le milieu de mesure est local (lac, rivière) et l'échelle d'utilisation locale, régionale ou nationale avec les précautions d'usage.

3- FORMULES DE COMPILATION

- a) Indice de richesse en espèces de Saunders (Sr) tel que présenté par Swartz (1974)

Cet indice s'écrit:

Sr : nombre d'espèces recueillies par unité d'effort d'échantillonnage.

Cet indice vise à standardiser les observations. En effet, il se peut que l'on ait recueilli davantage d'espèces à une station qu'à une autre, simplement parce que l'effort de capture aura été plus grand. Sr veut réduire cette erreur en donnant le nombre d'espèces par unité d'effort de capture, il faut d'abord déterminer:

$\frac{N_i}{N}$: le nombre d'individus d'espèce i dans l'échantillon total

N_u : le nombre d'individus de toutes espèces capturés par unité d'effort

Une unité d'effort peut être, par exemple, un mètre carré de fond pour la faune benthique.

Il faut dénombrer le nombre d'espèces pour lesquelles $\frac{N_i}{N} > \frac{1}{N_u}$. A ce nombre, ajouter $\frac{N_i}{N} N_u$ pour chacune des autres espèces. La portée de l'indice est variable.

b) Indice de richesse en espèces de Margaleff (d) tel que présenté par Swartz (1974)

Cet indice s'écrit:

$$d = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

où S : le nombre total d'espèces

N : le nombre total d'individus

La portée de cet indice est variable et sa formulation tient compte de la densité du milieu.

Il faudrait toujours prendre la précaution de standardiser les échantillons avant de calculer les indices; les efforts de capture devraient être similaires pour que la division par $\ln N$ reflète l'action de la densité.

Si l'échantillon est très grand, on risque de diminuer d'indûment, car le nombre d'espèces ne peut augmenter indéfiniment. Il faut encore ajouter qu'en combinant deux informations (densité et richesse en espèces), on peut arriver à perdre des renseignements, car les deux variations peuvent se compenser et masquer des changements dans la communauté.

4- CRITIQUES

L'indice S_r n'est finalement qu'une mesure brute du nombre d'espèces présentes dans l'échantillon; il laisse toute interprétation à l'analyste. L'indice de richesse en espèces de Margaleff quoique altéré par l'apport de la densité, demeure aussi une mesure brute sans interprétation. Ils produisent donc tous deux des chiffres destinés à être comparés à ceux d'autres stations et n'ont pas de valeur intrinsèque. Il faudra d'abord vérifier les standardisations avant de les comparer entre eux et plus encore, tout comme pour d'autres indices biologi-

ques, voir à ce que les variables de substrat, de saison, etc. correspondent avant de déclarer qu'un milieu est plus sain qu'un autre.

DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE (MB1)

1- REFERENCES

COUTURE, P. (1974).

"Productivité des eaux courantes". In: Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. Tome 2: Processus de régulation de la qualité des eaux d'un bassin, chapitre 5. INRS-Eau, rapport scientifique No 33, 760 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).

JONES, H.G. et al. (1977).

"Réseau de surveillance écologique: choix des paramètres pour le monitoring de la production microbologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p. (Pour la Société d'énergie de la baie James).

2- UTILISATION

La méthode de dosage de la chlorophylle est une méthode fréquemment utilisée pour l'étude des organismes phytoplanctoniques et la classification des niveaux trophiques des lacs. Le niveau trophique d'un lac est une évaluation de son niveau de production. Un lac eutrophe est un lac qui est vieux et produit beaucoup. Cela est causé par une abondance des éléments nutritifs accumulés au cours des ans.

La chlorophylle est le maillon essentiel de toute chaîne de production. Ce sont ces pigments qui permettent l'absorption d'énergie solaire qui est nécessaire à la transformation des éléments en matière vivante végétale (réservoir d'énergie). Les niveaux trophiques supérieurs ne font qu'utiliser l'énergie accumulée au niveau primaire.

Le dosage de la chlorophylle est donc particulièrement indiqué pour juger du niveau de production. Il n'est pas approprié pour déceler les sources de pollution ou le mauvais état des lacs, puisque l'eutrophisation peut être le résultat de processus naturels ou artificiels. Tout au plus, une surveillance dans le temps pourra-t-elle nous indiquer si l'eutrophisation se fait à un rythme normal ou accéléré. S'il s'avère accéléré, il pourra arriver qu'on ait affaire à une pollution organique. Cependant, cette méthode ne nous signalera pas, ou peu, les autres types de pollution telles, celles de substances toxiques inorganiques. Le milieu de mesure est local et les comparaisons (échelle d'utilisation) peuvent s'établir localement, régionalement et nationalement avec certaines précautions. La méthode peut être utilisée pour les rivières, mais les résultats sont très différents de ceux des lacs, ce qui rend les comparaisons très difficiles.

3- FORMULES DE COMPILATION

La méthode consiste à extraire les pigments chlorophylliens du phytoplancton à l'aide de phénol comme solvant, puis à établir le poids de chlorophylle recueillie en grammes par mètre carré de plan d'eau. Il

est possible de classer comme lacs oligotrophes ceux qui contiennent moins de 0.01 g/m² de chlorophylle, comme lacs mésotrophes, ceux qui en contiennent de 0.01 à 0.03 g/m² tandis que les lacs eutrophes en contiendraient plus de 0.03 g/m².

4- CRITIQUES

Notons que la production de chlorophylle a été établie en rapport à une unité de surface et non pas à une unité de volume; cela illustre mieux la production totale du lac, car la zone photique peut varier en profondeur d'un lac à l'autre. Avec un rapport effectué sur une unité de volume, il aurait fallu fixer arbitrairement une méthode d'échantillonnage qui aurait pu causer des distorsions. Cette méthode aurait peut-être été plus précise, mais, malheureusement, elle aurait été plus complexe d'utilisation. Ajoutons finalement que les résultats d'extraction de la chlorophylle par solvant sont assez fiables.

POTENTIEL DE FERTILITE (MB2)

1- REFERENCES

JONES, H.G. et al. (1977).

"Réseau de surveillance écologique: choix des paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p. (Pour la Société d'énergie de la baie James).

JONES, H.G. et al. (1978).

"Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean". INRS-Eau, rapport scientifique No 76. (En voie d'édition pour les Services de protection de l'environnement, Québec).

2- UTILISATION

La méthode du potentiel de fertilité est une méthode d'évaluation de la qualité des eaux assez complète; elle permet d'abord de caractériser l'eau comme capacité de support de croissance d'un organisme témoin lorsqu'aucun autre facteur que les éléments nutritifs n'en limite la production. Elle définit l'état d'enrichissement du milieu. On peut ensuite s'en servir pour évaluer l'effet de substances rejetées (effet toxique ou auxinique) sur la croissance des algues. Enfin,

elle peut servir à évaluer l'effet du processus de traitement des eaux. Ce test peut être fait avec de l'eau de lac ou de rivière (milieu de mesure local), et les comparaisons se font au niveau local et régional surtout (échelle d'utilisation); habituellement, les résultats donnent une fertilité plus élevée aux eaux de rivière qu'aux eaux de lac, car les concentrations y sont plus élevées. En effet, les éléments nutritifs y sont plus difficilement captés à cause de l'effet de vitesse de l'eau.

3- FORMULES DE COMPILATION

Le potentiel de fertilité est une mesure directe de la productivité primaire des eaux échantillonnées. Nous exposons ici une méthode développée à l'Institut National de la Recherche Scientifique (Eau). Les mêmes principes s'appliquent pour les autres méthodes. Il s'agit de mesurer la quantité (en mg d'algues/l, en poids sec) d'algues produites en 21 jours dans un échantillon d'eau préalablement stérilisée, puisensemencée d'une souche d'algues (Selenastrum capricornutum: 5000 algues/ml). Des conditions particulières assez strictes sont liées à l'essai. Les conditions d'enrichissement sont définies ainsi:

oligotrophe,	de	0.00 à 0.10 mg d'algues/l,
mésotrophe,	de	0.11 à 0.80 mg d'algues/l,
eutrophe,	de	0.81 à 6.00 mg d'algues/l.

Des méthodes de recoupage de témoins avec les échantillons fertilisés

permettent d'identifier le facteur limitatif. La comparaison de la fertilité constatée et de la fertilité théorique calculée à partir de l'élément chimique de contrôle permet de constater l'effet des matières toxiques.

4- CRITIQUES

Le potentiel de fertilité permet de mesurer uniquement les formes chimiques directement assimilables, ce que ne peuvent faire les analyses chimiques traditionnelles; de plus, il tient compte des oligoéléments qu'il serait trop coûteux d'analyser individuellement. Ce test jouit également d'une bonne fiabilité et d'une bonne reproductibilité, mais son handicap majeur est la durée de l'expérience qu'il demande pour être effectué (21 jours) et les conditions d'expérimentation assez strictes.

COTE TROPHIQUE (MB3)

1- REFERENCE

MATHIEU, P., GENTES, P. et GAUTHIER, J.P. (1979)

L'âge de nos lacs. Méthode numérique d'évaluation de l'état trophique des lacs, Direction générale des eaux, Ministère des Richesses naturelles, Québec, 52 p., 1 appendice.

2- UTILISATION

La classification des lacs par niveau trophique est une technique très répandue. Cependant, il existe différentes méthodes pour effectuer ce classement et nous avons retenu celle mise au point au Ministère de l'Environnement du Québec. Cette classification s'attache à qualifier les lacs par leur état de vieillissement (voir MB1). Mais, à moins d'effectuer une surveillance de ce vieillissement dans le temps, il est impossible à l'aide de ces seules cotes, de déterminer si le vieillissement est dû à des causes naturelles ou artificielles. Cette méthode a encore l'inconvénient de classer des lacs où les substances inhibitrices sont présentes, dans des catégories de niveau trophique inférieur à leur niveau réel d'enrichissement. Le milieu de mesure est local (lac) et l'échelle d'utilisation régionale et peut-être étendue avec des précautions au niveau national.

3- FORMULE DE COMPILATION

Cette méthode de classification est basée sur plusieurs mesures indirectes de la production autotrophe: la transparence (disque de Secchi), le poids sec de seston par mètre cube et le pourcentage de saturation en oxygène dissous à un mètre du fond, ces trois paramètres étant mesurés au temps de productivité maximum, soit au mois d'août. La cote trophique utilise un quatrième paramètre de nature physique: la profondeur moyenne du lac, ce qui indique assez bien l'importance des échanges de nutriments, des sédiments vers l'eau.

Quatre relations sont utilisables pour calculer la cote trophique; ce sont, dépendamment de la disponibilité des données:

$$CT_{(1)} = 10.037 - 0.046 OD - 1.183 TR$$

$$CT_{(2)} = 7.786 - 0.041 OD - 0.847 TR + 0.009 PS$$

$$CT_{(3)} = 7.643 - 0.721 TR - 0.174 PM + 0.011 PS$$

$$CT_{(4)} = 7.952 - 0.024 OD - 0.703 TR - 0.117 PM + 0.010 PS$$

où OD est le pourcentage de saturation en oxygène dissous, au fond; le maximum considéré est 100%.

TR est la transparence exprimée en mètres; le maximum considéré est 6 mètres.

PM est la profondeur moyenne en mètres; le maximum considéré est de 25 mètres.

PS est le poids de seston sec, le maximum considéré est 300 g/m³.

Ces relations ont été obtenues par régressions multiples à partir de lacs dont les caractéristiques biologiques sont connues et sur lesquels de nombreuses mesures ont été effectuées. Le choix de la rela-

TABLEAU A-25: CORRESPONDANCE DE LA COTE TROPHIQUE A L'ETAT DE VIEILLISSEMENT POUR L'INDICE MB3

Cote trophique	Etat de vieillissement
0 - 1.25	oligotrophe α
1.26 - 2.5	oligotrophe β
2.51 - 3.75	oligotrophe γ
3.76 - 5.0	mésotrophe α
5.01 - 6.25	mésotrophe β
6.26 - 7.5	mésotrophe γ
7.51 - 8.75	eutrophe α
8.76 - 10.0	eutrophe β

tion dépend des paramètres disponibles. La relation 3 est utilisable pour les lacs non-stratifiés; pour de tels lacs en effet, l'oxygène dissous du fond n'est pas un paramètre caractéristique puisque le lac est en brassage continu et qu'il n'y a pas de raison pour qu'il y ait déficit en oxygène. La méthode 4 est la plus fiable avec un coefficient de détermination de 0.93 (méthode 3: 0.91; méthode de 2: 0.89; méthode 1: 0.82).

La compilation des relations donne un nombre compris entre 0 et 10. Le tableau A23 établit la relation entre l'état du vieillissement d'un lac et sa cote trophique.

4- CRITIQUES

La classification des lacs par leur cote trophique est une méthode basée sur le niveau d'eutrophisation des lacs. Un lac âgé est un lac qui a accumulé beaucoup de matières nutritives et dont le niveau de productivité est élevé (voir MB1).

Si cette méthode permet l'évaluation du niveau trophique, elle ne permet cependant pas de déterminer dans quelle proportion le vieillissement est accéléré artificiellement. De plus, la présence de toxiques qui ne sont pas considérés par la méthode, pourra masquer la présence d'éléments nutritifs en inhibant la production.

En somme, la cote trophique est une appréciation rapide, mais dans plusieurs cas, des études supplémentaires seront nécessaires pour évaluer plus justement l'état réel du lac.

Cette méthode a cependant l'avantage de se calculer avec des paramètres habituellement disponibles et d'être facile à compiler. Toutefois, la méthode présente aussi des inconvénients puisqu'il s'agit d'un processus simplifié. Ainsi le paramètre de transparence qui doit rendre compte de la turbidité tient compte à la fois de causes organiques et minérales.

La méthode requiert également une rigueur dans l'échantillonnage; en effet, l'époque de cueillette est très importante et devrait être située au moment du maximum de production (début d'août). Il peut aussi arriver que, d'une année à l'autre, la cote soit différente à cause de variations climatiques aléatoires (deux été différents, un froid et un chaud).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. (1971). "Biological method test river pollution". Chemical and Engineering News, 49(23): 31-32.
- BABIC, I. (1972). (1972). "Essai de modélisation du système de l'eau à partir des expériences de planification en France et en Tchécoslovaquie". Thèse de doctorat, Annexe I, Université des Sciences de Grenoble, p. 183-187.
- BALLOCH, D., C.E. DAVIES and F.H. JONES. (1976). "Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales)". Water Pollution Control, 75(1): 92-114.
- BOBEE, B. et al. (1977). "Evaluation du réseau qualité des eaux (M.R.N.). Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975. INRS-Eau, rapport scientifique No 78, Vol. 2: Annexe. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).
- BOOTH, W.E. et al. (1976). "A methodology for comparative evaluation of water quality indices". U.S. Department of Commerce, NTIS, 120 pages, 1 annexe.
- BROCK, D.A. (1977). "Comparison of community similarity indexes". Water Pollution Control Federation Journal, 49(12): 2488-2494.
- BROWN, R.M. et al. (1970). "A water quality index, do we dare?". National Sanitation Foundation, Ann Arbor Michigan, 5 p.

- BROWN, R.M. et al. (1971). "A water quality index crashing the psychological Barrier". National Sanitation Foundation, Ann. Arbor, Michigan, 5 p.
- BROWN, R.M. et al. (1973a). "Validating the WOI". National Sanitation Foundation, Ann. Arbor, Michigan, 41 p.
- BROWN, R.M. et al. (1973b). "A water quality index for water quality management". National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 15p.
- BROWN, R.M. and N.I. McCLELLAND. (1974). "Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management". National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 27 p.
- BURLINGTON, R.F. (1962). "Quantitative biological assessment of pollution". Water Pollution Control Federation Journal, 34(2).
- CAIRNS, J. (1973). "Zero discharge or non-degrading use of environmental assimilative capacity". Beak Toxicity Seminar Proceedings, p. 14-15.
- CAMPBELL, P.G., M. MEYBECK et A. TESSIER. (1973). "Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. Tome 1: Relations entre l'utilisation de la ressource et sa qualité". INRS-Eau, rapport scientifique No 32, 18 p. 3 annexes. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec, Publ No. Q.E.6).
- CAMPBELL, P.G. et al. (1976). "Etude intégrée de la qualité des bassins versants des rivières St-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives". INRS-Eau, rapport scientifique No 52, 127 p., 8 annexes. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).
- CLUIS, D. (1977). "L'organisation du secteur eau en Allemagne fédérale". Rapport de mission. INRS-Eau, rapport interne no 50, 28 p.

- COUTURE, P. (1974). "Productivité des eaux courantes". In: Planification de l'acquisition des données de la qualité des eaux d'un bassin, chapitre 5. INRS-Eau, rapport scientifique No 33, 760 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).
- DART, M.C. (1977). "Industrial effluent control and charges". Water Pollution Control, 77: 192-199.
- GHETTI, P.F. and G. BONAZZI. (1977). "A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters". Water Research, 11: 819-831.
- GROS, D. "Incidence de la toxicité sur la redevance de pollution des agences de bassin". Agence de bassin Rhin Meuse.
- HARKINS, R.D. (1974). "An objective water quality index". Water Pollution Control Federation Journal, 46(3): 588-591, 603.
- HARKINS, R.D. (1977). "Discussion: a comparison of several water quality indices". Water Pollution Control Federation Journal, 49(2): 337-339.
- HASS, J.E. (1972). "A pricing system for pollution control. Preliminary draft. Paper No 72-8. National Science Foundation.
- HICKS, F.J. (1975). "Biological effects of fish processing wastes on receiving waters". Environment Canada, Economic and Tech. Review EPS 3-WP-75-1. In: Seminar on fish Processing Plant Effluent Treatment and Guidelines, p. 71-94.
- HORTON, R.K. (1965). "An index number system for rating water quality". Water Pollution Control Federation Journal, 37(3): 300-306.
- IBBOTSON, B.G. and B.J. ADAMS. (1976). "Formulating and testing of a new water quality index". Water Pollution Research in Canada 1977 Proceedings, p. 102-120 (Publications: 77-03, University of Toronto).

- IBBOTSON, B. (1977). "Formulation of new water quality index mechanisms". M.Sc. Thesis of the Department of Civil Engineering, University of Toronto, 131 p.
- INHABER, H. (1975). "An approach to a water quality index for Canada". Water Research, 9: 821-833.
- INHABER, H. (1976a). "Indexing of water quality". American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, New York.
- INHABER, H. (1976b). "Water indices". In: Environmental indices, pp. 67-83. John Wiley and Sons, éd., New York.
- INHABER, H. (1977). "Indice national de la qualité de l'environnement au Canada". Environnement Canada, Ottawa, 151 p.
- INLAND WATER DIRECTORATE. "Water quality indices, appendix B". A Questionnaire for the Selection of Parameters, their Rating and Weights. Environment Canada, 20 p.
- JONES, H.G. et al. (1977). "Réseau de surveillance écologique: choix des paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p. (Pour la Société d'énergie de la baie James).
- JONES, H.G. et al. (1978). "Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean". INRS-Eau, rapport scientifique No 76. (En voie d'édition pour les Services de protection de l'environnement, Québec).
- KEILANI, W.M., R.H. PETERS and P.J. REYNOLDS. (1974a). "A water quality economic index". Inland Water Directorate, Department of Environment, Ottawa, 37 p.

- KEILANI, W.M., R.H. PETERS and P.J. REYNOLDS. (1974b). "A water quality economic index, Rideau river basin test case". Inland Water Directorate, Department of Environment, Ottawa, 129 p.
- LANDWEHR, J.M., R.A. DEININGER and R.D. HARKINS. (1974). "Discussion-an objective water quality index". Water Pollution Control Federation Journal, 46(7): 1804-1809.
- LANDWEHR, J.M. and R.A. DEININGER. (1976). "A comparison of several water quality indexes". Water Pollution Control Federation Journal, 48(5): 954-958.
- LEROFF, H.E. (1977). "Pollution control and legislation in the Federal Republic of Germany". Water Pollution Control, p. 271-276.
- LOGAN, D.T. and D. MAURER. (1975). "Diversity of marine invertebrates in a thermal effluent". Water Pollution Control Federation Journal, 47(3): 515-523.
- MATHIEU, P. GENTES, P. et GAUTHIER, J.P. (1979). L'âge de nos lacs Méthode numérique et évaluation de l'état trophique des lacs. Direction Générale des eaux, Ministère des Richesses naturelles, Québec, 52 p., 1 appendice.
- McCLELLAND, N.I. et al. (1973). "Water quality index application in the Kansas River basin". National Sanitation Foundation Ann Arbor, Michigan, 22 p.
- McCLELLAND, N.I. (1974). "Water quality index application in the Kansas River Basin". U.S. Environmental Protection Agency. EPA - 907/9-74-001, Kansas City, 227 p.

- McCLELLAND, N.I., BROWN, R.M. et R.A. DEININGER. (1976). "WQI enhancing appreciation of quality improvement". American Chemical Society, New York 29 p.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES DU QUÉBEC. (1979). "Annuaire Qualité des Eaux". Service Qualité des eaux, Ministère des Richesses naturelles, Québec.
- PADGETT, J.H. et R.A. STANDFORD. (1973). "An industrial water pollution index". Water Resources Bulletin, 9(2): 320-325.
- PATTEN, B.C. (1962). "Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay". Journal of Marine Research, 20: 57-75.
- PINKHAM, C.F.A. and J.G. PEARSON. (1976). "Applications of a new coefficient of similarity to pollution surveys". Water Pollution Control Federation Journal, 48(4): 717-723.
- PRATI, L., R. PAVANELLO and F. PESARIN. (1971). "Assessment of surface water quality by a single index of pollution". Water Research, 5: 741-751.
- PROVENCHER, M. et M.P. LAMONTAGNE. (1977). "Méthode de détermination d'un indice d'appréciation de la qualité des eaux selon différentes utilisations (I.Q.E.)". Ministère des Richesses naturelles, Québec.
- REYNOLDS, P.J. (1975). "Environmental indicators in river basin management". Association internationale des sciences hydrologiques, Publication No 117.
- ROSS, S.L. (1977). "An index system for classifying river water quality". Water Pollution Control (soumis pour publication).

- SCHELTINGA, H.M.H. (1977). "Pollution control and legislation - the Dutch approach". Water Pollution Control, p. 263-270.
- STAKER, R.D., R.W. HOSHAW and L.G. EVERETT. (1974). "Phytoplankton distribution and water quality indices for Lake Mead (Colorado River)". Journal of Phycology, 10(3): 323-331.
- SWARTZ, R.C., W.A. DEBEN and A.J. McERLEAN. (1974). "Comparison of species diversity and faunal homogeneity indices as criteria of change in biological communities". Proceedings of Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment. EPA - 600/4-74-004, p. 317-334.
- TRUETT, J.B. et al. (1975). "Development of water quality management indices". Water Resources Bulletin, 2(3): 436-448.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1972). "Water quality criteria, a report of the Committee on Water Quality Criteria". Environmental Studies Board. US Government Printing Office, Washington, D.C. 20402. No 287-250 (1968), 234 p. No 5501-00520 (1972), 594 p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1973). "Water quality criteria 1972". National Academy of Sciences, National Academy of Engineering, 595 p.
- VAILLANT, J.R. (1973). "Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution". Collection B.C.E.O.M., Eyrolles, éd., Paris.
- WALSKI, T.M. and F.L. PARKER. (1974). "Consumers water quality index". Journal of the Environmental Engineering Division, p. 593-611.
- WEBER, C.I. et al. (1973). "Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents". EPA 670/4-74-001.

- WEINSTEIN, B.M. (1977). "Discussion: comparative evaluation of the Bray-Curtis dissimilarity coefficient". Water Pollution control Federation Journal, p. 2812.
- YU, J.K. and M.M. FOGEL. (1977). "The Development of a combined water quality index". 13th American Water Resources Conference, Tucson, Arizona.
- ZAND, S.M. (1976). "Indexes associated with information theory in water quality". Water Pollution Control Federation Journal, 48(8): 2026-2031.
- ZOETEMAN, B.C.J. (1973). "The potential pollution index as a tool for river water quality management". Water for the Human Environment, World Congress on Water Resources, 1st proceedings, Chicago, p. 336-350.