



Canadian Council of Ministers  
of the Environment      Le Conseil canadien  
des ministres  
de l'environnement

## **GUIDE POUR L'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS DANS LES COURS D'EAU**

**PN 1547**

**ISBN 978-1-77202-023-6 PDF**

# TABLE DES MATIÈRES

<b>SOMMAIRE .....</b>	<b>vi</b>
<b>PRÉFACE .....</b>	<b>viii</b>
<b>REMERCIEMENTS.....</b>	<b>viii</b>
<b>1.0 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1 Contexte .....	1
1.2 Comment utiliser ce guide.....	2
1.3 Recommandations et objectifs.....	3
1.4 Dynamique des éléments nutritifs dans les cours d'eau.....	4
1.4.1 Azote et phosphore : chimie et biodisponibilité.....	5
1.4.2 Facteurs modificateurs.....	7
1.4.2.1 Échelle régionale .....	8
1.4.2.2 Échelle locale.....	8
1.4.3 Sources et effets de l'enrichissement des écosystèmes lotiques en éléments nutritifs.....	9
1.4.4 Variables .....	9
<b>2.0 MÉTHODOLOGIE .....</b>	<b>12</b>
2.1 Revue de la littérature .....	12
2.2 Élaboration du guide .....	13
<b>3.0 MÉTHODES D'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS DANS LES COURS D'EAU .....</b>	<b>14</b>
3.1 Recours à des sources de données multiples pour l'élaboration de recommandations .....	14
3.2 Classification des cours d'eau .....	15
3.2.1 Systèmes de classification existants.....	16
3.2.1.1 Écorégions .....	16
3.2.1.1 Écorégions d'éléments nutritifs de l'USEPA.....	19
3.2.1.3 Autres systèmes régionaux.....	20
3.2.2 Variables de classification.....	21
3.2.2.1 Variables géographiques et physiques.....	21
3.2.2.2 Communautés et variables biologiques.....	21
3.2.2.3 Facteurs de confusion.....	22
3.2.3 Méthodes de classification.....	23
3.3 Résumé et évaluation des méthodes de classification des cours d'eau .....	23
3.4 Approche des conditions de référence .....	26
3.4.1 Identification des sites de référence .....	27
3.4.1.1 Gradients de pression.....	28
3.4.1.2 Jugement professionnel et connaissances locales .....	29
3.4.1.3 État biologique .....	29
3.4.2 Description des conditions de référence.....	29
3.4.2.1 Conditions de référence spatiales .....	29
3.4.2.2 Modélisation prédictive .....	30
3.4.2.3 Conditions de référence temporelles (simulation rétrospective).....	32
3.4.2.4 Communautés biologiques .....	33
3.4.3 Définition d'un écart acceptable par rapport aux conditions de référence.....	33
3.4.3.1 Centiles des concentrations d'éléments nutritifs .....	33

	3.4.3.2 Analyse du point milieu .....	35
	3.4.3.3 Intervalles d'intervention .....	35
	3.4.3.4 Ordination des données biologiques .....	35
	3.4.3.5 Rapport de qualité écologique et indices biologiques .....	36
3.5	Modélisation prédictive.....	37
	3.5.1 <i>Détermination des relations</i> .....	37
	3.5.1.1 Exploration des données .....	37
	3.5.1.2 Corrélations.....	37
	3.5.2 <i>Examen des relations</i> .....	37
	3.5.2.1 Régression.....	38
	3.5.2.2 Modèle d'équation structurelle.....	38
	3.5.2.3 Ordination .....	39
	3.5.3 <i>Établissement d'un seuil ou de critères</i> .....	39
	3.5.3.1 Méthode de l'ordonnée à l'origine.....	39
	3.5.3.2 Analyse du point de changement .....	40
	3.5.3.3 Modèles de cours d'eau ( <i>whole-river models</i> ).....	40
	3.5.3.4 Inclusion de facteurs modificateurs .....	41
3.6	Utilisation de recommandations existantes ou de valeurs de la littérature.....	42
	3.6.1 <i>Recommandations existantes</i> .....	43
	3.6.2 <i>Valeurs de la littérature</i> .....	49
	3.6.2.1 Seuils écologiques.....	49
	3.6.2.2 État trophique.....	54
3.7	Résumé et évaluation des méthodes.....	55
3.8	Considérations relatives aux coûts .....	61
	3.8.1 <i>Recommandations existantes</i> .....	61
	3.8.2 <i>Données existantes</i> .....	61
	3.8.3 <i>Collecte des données</i> .....	61
	3.8.4 <i>Analyse des données</i> .....	62
	3.8.5 <i>Spécificité géographique</i> .....	63
	3.8.6 <i>Perfectionnement des recommandations</i> .....	63
	3.8.7 <i>Résumé des considérations relatives aux coûts</i> .....	64
3.9	Autres considérations.....	65
	3.9.1 <i>Eaux réceptrices en aval</i> .....	65
	3.9.2 <i>Saisonnalité</i> .....	67
	3.9.3 <i>Remédier à l'incertitude entourant les recommandations</i> .....	67
<b>4.0</b>	<b>CONSEILS RELATIFS À L'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS.....</b>	<b>69</b>
4.1	Détermination de l'échelle géographique.....	72
4.2	Définition du résultat visé .....	72
	4.2.1 <i>Recommandations régionales sur les éléments nutritifs</i> .....	73
	4.2.2 <i>Recommandations propres à un site sur les éléments nutritifs</i> .....	73
4.3	Choix des variables guides .....	74
4.4	Classification des cours d'eau .....	78
	4.4.1 <i>Une classification des cours d'eau est-elle nécessaire?</i> .....	78
	4.4.2 <i>Procédure de classification</i> .....	79
	4.4.2.1 Détermination de l'applicabilité des systèmes de classification existants.....	79
	4.4.2.2 Élaboration d'une nouvelle classification .....	81
4.5	Évaluation et choix des approches .....	81
	4.5.1 <i>Approche des conditions de référence</i> .....	82

4.5.1.1	Applicabilité .....	82
4.5.1.2	Étapes à suivre .....	82
4.5.1.3	Évaluation et choix des méthodes .....	83
4.5.2	<i>Modélisation prédictive</i> .....	83
4.5.2.1	Applicabilité .....	83
4.5.2.2	Étapes à suivre .....	84
4.5.2.3	Évaluation et choix des méthodes .....	84
4.5.3	<i>Valeurs de la littérature</i> .....	84
4.5.3.1	Applicabilité .....	85
4.6	Collecte et analyse des données .....	85
4.7	Évaluation du degré d'incertitude.....	86
4.8	Élaboration de la ou des recommandations.....	87
<b>5.0</b>	<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>87</b>
<b>6.0</b>	<b>GLOSSAIRE .....</b>	<b>92</b>
<b>7.0</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>98</b>

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Écozones du Canada et régions d'éléments nutritifs de l'USEPA de part et d'autre de la frontière canado-américaine (Ecological Stratification Working Group, 1995).....	18
Figure 2.Écorégions de niveau II définies par la Commission de coopération environnementale (1997).....	19
Figure 3.Relations simplifiées entre le degré de perfectionnement, la spécificité géographique, le coût et la qualité d'une recommandation.....	65
Figure 4. Étapes à franchir pour déterminer les « valeurs de protection en aval » (VPA) (USEPA, 2010d).....	66
Figure 5. Processus d'adoption d'une recommandation existante sur les éléments nutritifs – première application.....	70
Figure 6. Processus d'élaboration d'une recommandation sur les éléments nutritifs.....	71
Figure 7. Progrès réalisés dans l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs aux États-Unis jusqu'en février 2013.....	86
Figure 8. Processus de régionalisation des critères relatifs aux éléments nutritifs au Wisconsin (Robertson <i>et al.</i> , 2006).....	80

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Fractions des éléments nutritifs couramment mesurées.....	6
Tableau 2. Types de variables pertinentes pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.....	11
Tableau 3. Nombre de références par catégorie.....	13
Tableau 4. Forces et faiblesses des méthodes de classification des cours d'eau.....	24
Tableau 5. Recommandations canadiennes sur les éléments nutritifs adoptées et proposées et méthodes utilisées.....	44
Tableau 6. Recommandations sur les éléments nutritifs élaborées pour les États des États-Unis limitrophes du Canada.....	48
Tableau 7. Critères de l'USEPA relatifs aux éléments nutritifs pour les régions d'éléments nutritifs de l'USEPA (écorégions de niveau III regroupées).....	49
Tableau 8. Seuils des réponses biologiques aux éléments nutritifs et à d'autres facteurs (modifié de North/South Consultants, 2006).....	51
Tableau 9. Classification suggérée de l'état trophique pour les cours d'eau (Dodds <i>et al.</i> , 1998).....	54
Tableau 10. Forces, faiblesses et applicabilité des méthodes d'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.....	56

## SOMMAIRE

Le Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau, préparé par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), présente un ensemble de protocoles visant à faciliter l'élaboration de recommandations qui sont scientifiquement valables et tiennent compte de la diversité naturelle des cours d'eau au Canada.

L'eutrophisation, définie pour les besoins du présent document comme une productivité aquatique accrue causée par l'enrichissement des eaux de surface en éléments nutritifs, est l'un des principaux problèmes de qualité de l'eau au Canada. Les recommandations canadiennes actuelles pour la qualité des eaux ciblent principalement des substances toxiques sans aborder les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sur la vie aquatique. Au Canada, plusieurs instances utilisent des recommandations sur les éléments nutritifs, mais celles-ci ne tiennent généralement pas compte des fortes variations naturelles d'éléments nutritifs entre les diverses régions naturelles ou des facteurs modificateurs qui influent sur les réponses biologiques aux concentrations d'éléments nutritifs.

Une revue exhaustive de la littérature a permis de rassembler la documentation sur les approches et les méthodes qui sont utilisées pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs au Canada et ailleurs dans le monde. Cette revue a porté sur les nombreux ouvrages produits dans le cadre de travaux récents visant à normaliser l'élaboration de ces recommandations ailleurs qu'au Canada (États-Unis, Europe, Australie et Nouvelle-Zélande) ainsi que sur la documentation scientifique relative aux indicateurs d'éléments nutritifs, aux relations entre les éléments nutritifs et le biote ainsi qu'aux systèmes de classification des cours d'eau.

Cette revue de la littérature a révélé l'existence de trois approches générales utilisables pour l'élaboration de recommandations, soit l'approche des conditions de référence, la modélisation prédictive et l'adoption de recommandations d'autres instances ou de valeurs de la littérature. Chacune de ces approches peut être mise en œuvre à l'aide d'une large gamme d'indicateurs et de méthodes, dont le choix dépend de la disponibilité des données, de l'accessibilité des ressources et des caractéristiques naturelles de la région d'intérêt.

L'utilisation de sources de données multiples est recommandée. Les recommandations finales devraient être fondées sur des résultats issus de diverses approches. De plus, vu le degré d'incertitude associé à chacun de ces résultats, il convient d'utiliser une démarche fondée sur le « poids de la preuve », suivant laquelle les résultats ayant un faible degré d'incertitude obtiennent, dans la recommandation finale, un poids ou coefficient de pondération plus élevé que les résultats ayant un degré élevé d'incertitude.

Le processus général d'élaboration d'une recommandation comprend un certain nombre d'étapes successives, notamment les suivantes :

- la détermination de la région d'intérêt et du type de recommandation à formuler (régionale ou propre à un lieu);

- la détermination des résultats visés, qui incluent généralement la protection d'usages désignés;
- le choix de la ou des variables guides;
- la classification des cours d'eau ou la subdivision de la région d'intérêt en sous-régions;
- l'évaluation et le choix des approches ou méthodes;
- la collecte et l'analyse des données;
- l'élaboration de la recommandation.

Les spécificités régionales, provinciales et territoriales jouent un rôle crucial à chacune de ces étapes. Il n'y a pas de méthode idéale et universelle pour élaborer des recommandations sur les éléments nutritifs, car chaque région, province ou territoire présente une combinaison unique de caractéristiques naturelles, de ressources économiques et intellectuelles et de programmes de suivi des données.

L'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs n'est pas une tâche simple. Dans certains cas, les décisions initiales telles que le choix des variables et la classification des cours d'eau doivent être reconsidérées après l'évaluation de la faisabilité de la méthode et l'obtention des résultats d'analyse des données. De plus, il peut être nécessaire de vérifier l'applicabilité des recommandations préliminaires et de les améliorer au fil du temps.

Le présent document propose également une procédure plus simple que le processus complet décrit ci-dessus. Cette procédure peut être utilisée dans les régions où les ressources sont très limitées ou aux endroits où l'on souhaite utiliser, pour commencer, des recommandations provisoires. Elle consiste à convertir une valeur de la littérature en recommandation provisoire, puis à modifier la recommandation à mesure que l'on obtient de nouvelles données écologiques sur les cours d'eau.

Le coût de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dépend de divers facteurs. Il augmente généralement en fonction du degré de spécialisation des méthodes utilisées, du nombre de variables et de saisons prises en compte ainsi que de l'inclusion d'une classification des cours d'eau. Le recours aux données et à l'expertise technique disponibles, de même qu'à des partenariats, peut cependant réduire les coûts. L'utilisation de valeurs de la littérature ou de la méthode des centiles est économique, mais entraîne un degré d'incertitude plus élevé, qui peut affaiblir la protection de l'écosystème aquatique.

En conclusion, le présent guide résume diverses variables, approches et méthodes qui peuvent servir à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs et propose des façons d'utiliser ces outils à cette fin. Ce document vise ainsi à favoriser l'élaboration de recommandations scientifiquement valables, qui sont applicables à l'échelle régionale et locale partout au Canada.

Les termes « *recommandation* », « *objectif* » et « *critère* » sont définis de diverses façons dans le domaine de la gestion des eaux de surface et sont souvent utilisés de manière interchangeable. Pour les besoins du présent guide, les définitions ci-dessous ont été utilisées.

*Les recommandations sur les éléments nutritifs sont fondées sur un protocole scientifique et visent l'atteinte ou le maintien d'un état de santé souhaité de l'écosystème.*

*Les objectifs relatifs aux éléments nutritifs peuvent prendre en compte des impacts sociaux ou économiques qui dépassent le cadre de la santé de l'écosystème ou de l'utilisation de l'eau.*

*Les Critère : Aux États-Unis, élément des normes de qualité des eaux d'un État exprimé sous forme de concentration ou d'énoncé circonstancié et représentant un niveau de qualité de l'eau propice à un usage particulier. Lorsque le critère est respecté, la qualité de l'eau assure généralement la protection de l'usage désigné.*

*Au Québec, un critère est l'équivalent d'une recommandation (voir ce terme dans le glossaire).*

## **PRÉFACE**

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) est le principal forum intergouvernemental qui, sous la direction des ministres, mène une action concertée dans des dossiers environnementaux d'intérêt national et international.

## **REMERCIEMENTS**

Le présent document a été préparé par le Comité de gestion de l'eau. Le CCME tient à remercier Hutchinson Environmental Sciences Ltd. pour sa contribution à ce document.



## 1.0 INTRODUCTION

### 1.1 Contexte

Les recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) visent à protéger les organismes aquatiques contre divers effets toxiques. Des recommandations sur la toxicité ont été publiées pour différentes formes d'azote, soit le nitrate (CCME, 2012), le nitrite (CCREM, 1987) et l'ammoniac non ionisé (CCME, 2010). Toutefois, ces recommandations ne sont pas conçues pour protéger les eaux de surface contre les effets indésirables d'une productivité aquatique accrue pouvant découler de l'enrichissement en éléments nutritifs. Ainsi, des recommandations distinctes sur les éléments nutritifs sont nécessaires pour protéger la vie aquatique, orienter les efforts de réduction des éléments nutritifs et faciliter l'évaluation de la qualité des eaux de surface. Il n'existe pas de recommandations fédérales et provinciales sur les éléments nutritifs dans l'ensemble des provinces et territoires. De plus, dans certains cas, les recommandations relatives au phosphore et à l'azote sont incomplètes.

Au Canada, la productivité naturelle des eaux varie de faible à élevée. Cette variation inter et intrarégionale des concentrations naturelles d'éléments nutritifs, qui est attribuable à des différences de facteurs tels la géologie, le climat, la profondeur du sol et la présence de milieux humides, doit être prise en compte lors de l'élaboration de recommandations. Dans les bassins versants habités, il peut être difficile de distinguer les sources naturelles d'éléments nutritifs des sources anthropiques, ce qui complique la détermination des concentrations naturelles de ces éléments dans les cours d'eau. De plus, dans les eaux naturelles, particulièrement les cours d'eau, les concentrations d'éléments nutritifs fluctuent selon les saisons en fonction des variations de débits ou des sources d'eau. Une variabilité interannuelle de la superficie effective du bassin versant due à une variation des précipitations et du ruissellement peut aussi influencer considérablement sur la qualité des eaux du milieu récepteur.

Outre les éléments nutritifs, plusieurs facteurs déterminent la nature de la vie aquatique dans les cours d'eau, par exemple le régime d'écoulement, la clarté de l'eau et la composition du substrat, de sorte que des écosystèmes affichant des concentrations semblables d'éléments nutritifs peuvent présenter des caractéristiques et des réponses très différentes. Par conséquent, même s'il est important de créer un processus normalisé d'élaboration des recommandations, celui-ci doit également tenir compte des différences régionales.

Le CCME (2001) a décrit son indice de la qualité des eaux (IQE) comme un moyen normalisé d'interpréter et de résumer la qualité globale des eaux à des sites particuliers. Il mentionne qu'un inconvénient des indices de la qualité des eaux est leur « manque de transférabilité à divers types d'écosystèmes ». Au cours de l'élaboration d'un indice de la qualité des eaux propre à un site, Khan *et al.* (2005) ont noté qu'il existait très peu de recommandations sur la qualité des eaux propres à un site et que cela limitait l'utilisation générale d'un IQE à l'échelle pancanadienne. L'utilisation de recommandations sur les éléments nutritifs propres à une région ou à un site pour le calcul de l'IQE du CCME pourrait faire de cet indice un meilleur indicateur de la qualité des

eaux et permettre des comparaisons plus significatives des valeurs de l'IQE entre diverses régions géographiques.

Le CCME (2003) a produit un guide pour l'établissement d'objectifs de la qualité des eaux propres à un site afin de faciliter l'établissement de tels objectifs pour les métaux, mais ce document ne traite pas de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs propres à un site. Des recommandations pour la qualité des eaux propres à un site ont été élaborées pour un certain nombre de cours d'eau de la Colombie-Britannique dans le cadre d'un rapport national (Tristar Environmental Consulting Ltd., 2005a, 2005b, 2005c, 2005d) à l'aide d'une « méthode d'évaluation rapide » préparée pour Environnement Canada, (Canada 2008).

Le CCME (2004) a aussi publié une recommandation pour le phosphore en eau douce tirée d'un document publié par Environnement Canada (2004). Cette recommandation n'est toutefois pas présentée comme une limite ou un objectif numérique, mais comme un cadre d'évaluation des variations de concentrations du phosphore. Ce cadre d'évaluation prévoit un processus pour définir les conditions de référence, établir des objectifs pour l'écosystème et choisir des intervalles d'intervention pour la classification de l'état trophique; il comporte également un processus pour comparer les concentrations mesurées aux intervalles d'intervention ainsi que des suggestions d'outils d'évaluation pour déterminer si les variations de concentrations posent problème ou non.

*Le Canadian Guidance Framework for the Management of Nutrients in Nearshore Marine Systems* vise à orienter la protection des estuaires et de diverses zones côtières contre les effets de l'eutrophisation (CCME, 2007). Cet ouvrage souligne l'importance de la gestion des apports d'éléments nutritifs dans les cours d'eau qui se déversent en milieu marin et se concentre sur une des approches analysées dans le présent document, soit l'approche des conditions de référence. Il convient de consulter ce document pour l'élaboration de toute recommandation visant à protéger des eaux en aval.

Le but du présent guide est de fournir un ensemble de protocoles qui faciliteront l'élaboration de recommandations scientifiquement valables sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau au Canada. Il présente seulement les méthodes utilisées pour l'élaboration de recommandations, sans considérer la faisabilité technique des processus et des technologies nécessaires à l'application de ces recommandations.

## **1.2 Comment utiliser ce guide**

Ce guide présente notamment une revue de la littérature et des éléments d'orientation, deux composantes complémentaires qu'il faut étudier en alternance pour élaborer efficacement des recommandations sur les éléments nutritifs. La dernière partie de la section 1, en plus de dresser une synthèse détaillée des éléments nutritifs et d'autres variables qui jouent un rôle important dans l'élaboration de recommandations, traite de la présence et du comportement de ces variables dans les écosystèmes aquatiques. La section 2 décrit la méthodologie suivie pour produire ce guide et présente une classification des sources documentaires qui est aussi utilisée dans la bibliographie (section 7). La section 3, qui découle directement de la revue de la

littérature, offre une synthèse et une évaluation des méthodes liées à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Enfin, l'élément principal de cet ouvrage est la section 4, qui décrit étape par étape le processus d'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Cette section vise à faciliter la prise de décisions grâce à la description de diverses situations et des méthodes qui s'appliquent le mieux dans ces contextes. Elle donne de brèves indications sur ces méthodes, mais renvoie surtout à leurs descriptions détaillées à la section 3 ainsi qu'à d'autres informations pertinentes présentées aux sections 1 et 2.

Comme le langage relatif à l'élaboration et à l'utilisation de recommandations, d'objectifs et d'indices de la qualité des eaux est complexe, les termes utilisés dans la documentation ayant servi à la préparation de ce guide peuvent manquer d'uniformité. Un glossaire présenté à la section 6 clarifie la terminologie employée et permet une utilisation cohérente des termes liés aux principaux concepts abordés dans le présent document.

Enfin, la section 7 présente une liste de toutes les références bibliographiques pertinentes, en ordre alphabétique et par catégorie. Bien que l'information essentielle sur les méthodes soit résumée dans le présent guide, les lecteurs devront parfois consulter certains des documents recensés dans la bibliographie pour obtenir de l'information précise sur des méthodes ou des études de cas particulières.

### 1.3 Recommandations et objectifs

Les termes « *recommandation* », « *objectif* » et « *critère* » sont définis de diverses façons dans le domaine de la gestion des eaux de surface et sont souvent utilisés de manière interchangeable. Pour les besoins du présent guide, les définitions ci-dessous ont été utilisées.

*Les recommandations sur les éléments nutritifs sont fondées sur un protocole scientifique et visent l'atteinte ou le maintien d'un état de santé souhaité de l'écosystème* (CCME, 2012). Les recommandations peuvent s'appliquer à une province, à une région ou à site particulier. Elles peuvent être conçues de façon à protéger des usages particuliers des eaux de surface, telles que la protection de la vie aquatique, l'usage agricole de l'eau, les loisirs et l'esthétique.

**Les recommandations sur les éléments nutritifs sont fondées sur un protocole scientifique et visent l'atteinte ou le maintien d'un état de santé souhaité de l'écosystème.**  
CCME (2012)

*Les objectifs relatifs aux éléments nutritifs peuvent prendre en compte des impacts sociaux ou économiques qui dépassent le cadre de la santé de l'écosystème ou de l'utilisation de l'eau.* Les objectifs sont des interprétations des recommandations et sont souvent définis en fonction d'un site particulier (p. ex. MEEA, 2012).

Les recommandations et les objectifs diffèrent par leur but et par leur rôle dans la mise en œuvre des mesures de gestion de bassins versants. Les recommandations visent principalement à fournir une valeur de référence à laquelle on peut comparer les valeurs mesurées pour évaluer la santé du milieu aquatique. Parmi les autres fonctions importantes des recommandations, mentionnons les

études sur la détermination d' « objectifs environnementaux de rejets », qui établissent, pour les rejets ponctuels, des limites qui protégeront les usages en aval et permettront généralement aussi de respecter les recommandations applicables à la limite de la zone de mélange. Les objectifs, quant à eux, sont souvent établis en fonction du cadre de gestion d'un site ou d'un bassin versant particulier et sont liés à des mesures de gestion.

Le terme *critère*, qui a une application plus générale, est utilisé en lien avec les recommandations, les objectifs ou les valeurs cibles. Aux États-Unis et au Québec, les critères relatifs aux éléments nutritifs ont cependant la même fonction que les recommandations au Canada. Tout critère se rapportant à des éléments nutritifs aux États-Unis doit faire l'objet d'un examen pour déterminer dans quelle mesure il peut servir à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs au Canada. Le glossaire à la fin de ce guide présente des définitions de ces termes et de nombreux autres termes couramment utilisés en relation avec les éléments nutritifs et les recommandations connexes.

#### **1.4 Dynamique des éléments nutritifs dans les cours d'eau**

Il existe une abondante documentation sur la dynamique des éléments nutritifs dans les cours d'eau. Le présent guide est axé sur les notions qui sont importantes pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.

La présence d'éléments nutritifs dans les cours d'eau est attribuable aux exportations naturelles par les bassins versants et aux apports anthropiques. Les apports naturels proviennent principalement de l'érosion du matériel de surface des bassins versants (eaux de ruissellement) et des eaux souterraines. L'origine et l'importance de ces contributions déterminent en grande partie les différentes catégories de cours d'eau à considérer lors de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs (section 3.2). De plus, en tout temps, la teneur en éléments nutritifs des systèmes lotiques dépend du régime d'écoulement et est liée aux cycles annuels de crue et d'étiage. Par exemple, les concentrations saisonnières d'éléments nutritifs peuvent être liées aux matières en suspension (MES) pendant les périodes de crue. Les facteurs saisonniers qui influent sur la production primaire auront également un effet sur la répartition des éléments nutritifs en différentes fractions.

Il existe une très grande variété d'écosystèmes lotiques : certains sont profonds, turbides et riches en éléments nutritifs, tandis que d'autres sont clairs et pauvres en éléments nutritifs. Il est important de comprendre que les objectifs de gestion varient en fonction des différents types de cours d'eau. L'objectif de gestion dans un cours d'eau peut être, par exemple, de réduire la biomasse du phytoplancton, alors que dans un autre, l'objectif sera de réduire le périphyton. Contrairement aux lacs, dans lesquels on observe un cycle des éléments nutritifs entre les organismes (particulièrement les bactéries et le phytoplancton), et à la colonne d'eau, qui permet de comparer directement les éléments nutritifs totaux à la biomasse algale, l'écoulement directionnel de l'eau dans les cours d'eau fait en sorte que les communautés fixées n'incorporent qu'une partie des éléments nutritifs disponibles à un emplacement donné (Davies et Bothwell, 2012). Les mesures d'éléments nutritifs totaux sont par conséquent réparties entre la colonne d'eau et le biote fixé, ce qui a un important effet longitudinal sur le cycle des éléments nutritifs

dans le continuum fluvial ainsi que d'importantes conséquences sur l'interprétation des valeurs de phosphore et d'azote par rapport aux objectifs de gestion.

Il est difficile d'élaborer des recommandations pour des variables liées à la production (p. ex. chlorophylle *a* et biomasse du périphyton), parce qu'une quantité accrue d'éléments nutritifs accroît la production, ce qui nuit à certains organismes aquatiques indigènes (p. ex. modification de la composition des espèces d'algues) et en avantage d'autres (p. ex. augmentation du nombre d'invertébrés benthiques, qui accroît les sources de nourriture des poissons). La définition des résultats visés est donc une étape cruciale de l'élaboration des recommandations (section 4.2).

Les apports anthropiques peuvent également varier en fonction du temps et provenir de sources ponctuelles et diffuses. Pour cette raison, la mesure de la dynamique des éléments nutritifs dans les cours d'eau est difficile et coûteuse. En effet, pour bien comprendre une telle dynamique, il faut recueillir des données à chaque saison et sur de nombreuses années. De plus, l'interprétation des données peut s'avérer complexe, surtout si celles-ci portent sur des aspects de la production à l'intérieur du système.

#### 1.4.1 Azote et phosphore : chimie et biodisponibilité

Pour les besoins du présent document, les éléments nutritifs désignent le phosphore et l'azote ainsi que leurs diverses fractions. L'azote total (NT) désigne tout l'azote présent dans l'eau (sous formes organiques et inorganiques). L'azote total Kjeldahl (NTK) désigne la somme de l'azote organique et de l'ammoniac total (ammoniac total = ammoniac non ionisé  $[\text{NH}_3]$  + ammonium  $[\text{NH}_4^+]$ ). L'azote est aussi présent sous formes oxydées, soit le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et, moins fréquemment, le nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ). Les formes inorganiques de l'azote (ammoniac, ammonium, nitrate et nitrite) sont les plus biodisponibles, et leurs sommes, c'est-à-dire l'azote inorganique dissous (NID) ou l'azote inorganique total (NIT), sont souvent utilisées dans des études des effets de l'azote sur la vie aquatique.

Le phosphore existe sous forme de fractions particulières et de fractions dissoutes. Ces fractions réunies sont appelées phosphore total (PT), qui est la forme la plus couramment analysée. Dans les cours d'eau, où le phosphore particulaire peut représenter une proportion beaucoup plus élevée du total que dans les lacs, il est souvent nécessaire de mesurer la fraction dissoute. Le phosphore total dissous (PTD) comprend le phosphore dissous inorganique et organique, la fraction inorganique (orthophosphate ou  $\text{PO}_4^{3-}$ ) étant la plus biodisponible. Le phosphore réactif soluble (PRS) (APHA, 1995) mesuré dans des laboratoires de chimie analytique est couramment considéré comme un orthophosphate, même s'il représente une surestimation de la concentration réelle d'orthophosphates, en raison des artefacts introduits par la filtration de l'échantillon et l'acidification du filtrat (Hudson *et al.*, 2000). Parmi les autres problèmes méthodologiques liés à la spectrophotométrie du PRS, il y a aussi l'interférence due à la couleur naturelle et à l'arséniate (Chamberlain et Shapiro, 1973). Outre ces considérations méthodologiques, on peut se questionner sur l'utilité de mesurer les concentrations d'éléments nutritifs inorganiques dissous, car celles-ci sont déterminées par les taux relatifs d'absorption et de régénération des organismes aquatiques, de sorte que de faibles concentrations d'éléments nutritifs inorganiques dissous n'indiquent pas nécessairement un effet limitant important des éléments nutritifs (Dodds, 2003). En général, compte tenu de la relation entre les concentrations d'éléments nutritifs totaux et la

productivité de l'écosystème, les éléments nutritifs totaux sont couramment utilisés comme objectif (p. ex. PT). Néanmoins, tel que mentionné à la section 1.4., cette relation est généralement plus faible que celle observée dans les lacs en raison de la plus grande proportion de phosphore lié au benthos et de multiples facteurs modificateurs (voir section 1.4.2). Certaines études font cependant état d'une étroite relation entre les éléments nutritifs dissous et la réponse du périphyton (Bothwell, 1989). Dans certains écosystèmes, l'établissement de recommandations ou d'objectifs pour les éléments nutritifs dissous constitue parfois la meilleure façon d'atteindre les objectifs de gestion.

Ce sont certaines des raisons pour lesquelles les recommandations sur le phosphore sont communément basées sur le PT. Cette façon de faire est acceptable parce que les relations entre le PT et la productivité des écosystèmes sont documentées, bien que ces relations soient généralement plus faibles que celles observées dans les lacs en raison de la plus grande proportion de phosphore lié aux sédiments et de multiples facteurs modificateurs (voir section 1.4.2).

De nombreuses fractions du phosphore et de l'azote sont utilisées pour décrire la dynamique des éléments nutritifs dans les systèmes lotiques. Le tableau 1 présente les fractions les plus communément utilisées.

**Tableau 1. Fractions des éléments nutritifs couramment mesurées**

Fraction de l'élément nutritif	Abréviation courante
Phosphore total	PT
Phosphore total dissous	PTD
Phosphore réactif soluble (orthophosphate)	PRS (ortho-P)
Azote total	NT
Azote total Kjeldahl	NTK
Nitrate et nitrite	$\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$
Ammoniac total	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$

La pollution des eaux de surface par l'azote d'origine anthropique est principalement due à l'azote organique, à l'ammoniac total et au nitrate provenant des effluents municipaux, à l'ammoniac total et au nitrate provenant du ruissellement/lessivage des sols agricoles ainsi qu'aux oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) provenant des dépôts atmosphériques. Dans certaines régions, les eaux souterraines riches en éléments nutritifs peuvent aussi contribuer considérablement à l'enrichissement des eaux de surface. Par ailleurs, divers processus biochimiques naturels interviennent dans la transformation de l'azote en ses différentes formes.

Le phosphore est généralement considéré comme l'élément nutritif qui détermine la croissance des plantes tant dans les lacs que dans les cours d'eau, puisqu'il est souvent l'élément nutritif limitant, c'est-à-dire l'élément dont la concentration est trop faible par rapport à ce qui est nécessaire à la croissance optimale des producteurs primaires (p. ex. Schinder *et al.*, 2008). Cependant, des données probantes montrent les effets limitants de l'azote, de même que du phosphore et de l'azote combinés, dans les systèmes lotiques. Ce résultat indique que l'azote et le phosphore, ensemble ou individuellement, peuvent fréquemment limiter la production autotrophe dans les cours d'eau et qu'une gestion de ces deux éléments est nécessaire (Dodds, 2006, 2007). Les effets limitants de l'azote et du phosphore peuvent fluctuer avec le temps dans un même système lotique en raison de la variation temporelle des taux relatifs d'apport et d'assimilation biologique de ces éléments nutritifs.

Le rapport azote-phosphore suscite de nombreuses discussions, car il indique lequel de ces éléments nutritifs constitue le facteur limitant de la production primaire dans un cours d'eau. Bien que la fraction particulaire du phosphore ne soit pas toujours biodisponible, le rapport NT : PT est un indicateur fiable de l'importance relative des effets limitants de l'azote et du phosphore dans des systèmes aquatiques. Toutefois, le rapport NID : PRS doit être interprété prudemment, puisque sa relation avec le rapport NT : PT est très variable (Dodds, 2003 et références citées par cet auteur). Dans certains milieux, par exemple dans des eaux hautement turbides, humifères ou ombragées où le manque de lumière limite la photosynthèse, la disponibilité du phosphore ou de l'azote n'a pas d'effet dominant sur la production primaire (Wetzel, 2001).

#### 1.4.2 Facteurs modificateurs

De nombreux facteurs influent sur les éléments nutritifs et les caractéristiques biologiques des cours d'eau. Certains facteurs entraînent des différences entre les systèmes relativement au degré d'enrichissement en éléments nutritifs, d'autres facteurs déterminent les types d'organismes aquatiques présents et leurs réponses aux variations d'éléments nutritifs. Ces influences peuvent se produire à l'échelle régionale et locale.

Les réponses biologiques aux concentrations d'éléments nutritifs dépendent aussi de nombreux facteurs abiotiques (physiques) et biotiques. Certains de ces facteurs peuvent être à la fois régionaux et locaux. Par exemple, la température peut varier en fonction de la latitude et de la source d'eau (glacier, eau souterraine, ruissellement). Il existe de nombreux autres facteurs modificateurs abiotiques, dont les suivants :

- la lumière (qui est fonction de la densité de la canopée et de la transparence de l'eau et influe sur la croissance des plantes et des algues);
- le débit (la contrainte de cisaillement pouvant arracher les algues ou déplacer le substrat du fond, qui constitue un habitat pour les algues);

- le temps de séjour, qui est directement lié au débit et à l'aire de la section transversale du chenal (un long temps de séjour favorise généralement la production planctonique plutôt que benthique);
- le substrat (p. ex. le sable et le limon sont facilement transportés et constituent donc un habitat aquatique peu stable pour les algues fixées, tandis que le gravier, les cailloux et les blocs rocheux sont plus stables et favorisent le développement de ces algues).

Par ailleurs, tous les facteurs susmentionnés peuvent varier d'un lac ou d'un cours d'eau à l'autre, mais la différence la plus caractéristique entre les systèmes lotiques et lentiques est le temps de séjour de l'eau. Les cours d'eau, en raison de leur taux de renouvellement plus élevé que celui des lacs, sont beaucoup plus sensibles à l'enrichissement en éléments nutritifs, et ce, même à des concentrations assez faibles, puisque le taux de reconstitution des éléments nutritifs à un point fixe (p. ex. dans la zone de croissance du périphyton) est beaucoup plus élevé en milieu lotique qu'en milieu lentique (Bothwell, 1989; Davies et Bothwell, 2012). Il y a également une possibilité d'interaction entre ces facteurs. Par exemple, en période de crue, la turbidité est généralement forte et la pénétration de la lumière est par conséquent assez faible.

#### 1.4.2.1 Échelle régionale

Les facteurs modificateurs qui agissent à l'échelle régionale sont notamment le climat, la géologie, le type de sol, la végétation et la topographie. Ces facteurs principalement terrestres sont inclus dans la définition des écorégions. Ils influent sur la taille d'un cours d'eau, sur les concentrations naturelles d'éléments nutritifs qui en découlent et sur les communautés biotiques. Les variables climatiques, comme les précipitations, la température et la radiation solaire, peuvent varier à l'échelle régionale et avoir des effets directs sur le biote et sur l'exportation d'éléments nutritifs par le bassin versant. Pour ces facteurs, des recommandations propres aux différentes régions sont nécessaires (section 2.2).

#### 1.4.2.2 Échelle locale

Des facteurs locaux peuvent influencer sur la disponibilité des éléments nutritifs ainsi que sur la nature et la réaction de la communauté biotique. Ces facteurs modificateurs sont souvent propres à chaque site ou à chaque cours d'eau. Parmi les facteurs modificateurs qui influent sur les concentrations d'éléments nutritifs et la réponse du milieu aquatique, mentionnons le type de source d'eau (p. ex. milieu humide, source ou glacier) et la taille du cours d'eau (communautés planctoniques vs benthiques, disponibilité de lumière). Ces facteurs peuvent dépendre de paramètres simples, mais ayant des effets notables, telle la température (eaux chaudes vs eaux froides).



### 1.4.3 Sources et effets de l'enrichissement des écosystèmes lotiques en éléments nutritifs

Les apports d'éléments nutritifs de sources diffuses ou ponctuelles modifient l'état trophique d'un système et augmentent généralement la production biotique. Le principal effet de l'enrichissement des écosystèmes lotiques en éléments nutritifs est la croissance des algues fixées et des plantes aquatiques. Les augmentations initiales d'éléments nutritifs, en particulier dans des systèmes dilués, ont des effets qui semblent positifs (production accrue et diversité d'espèces). Toutefois, un enrichissement supplémentaire stimule les productions primaire et secondaire à un degré qui influe sur la dynamique de l'oxygène dissous.

Par exemple, la prolifération des algues fixées ou des plantes enracinées peut modifier la dynamique de l'oxygène dans un système par la sursaturation due à la photosynthèse et par la sous-saturation résultant de la respiration, de la sénescence et de la décomposition. Ces processus augmentent généralement les concentrations diurnes (jour) d'oxygène et réduisent les concentrations nocturnes (nuit), ce qui accroît l'amplitude des oscillations journalières (24 h) de la concentration d'oxygène dissous dans les systèmes lotiques (Wetzel, 2001). De très faibles concentrations d'oxygène dues à l'eutrophisation peuvent entraîner la mort des poissons par anoxie, comme cela s'est déjà produit dans certains estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard<sup>1</sup>.

De plus, un enrichissement excessif en éléments nutritifs peut entraîner la prolifération d'algues possiblement nuisibles (p. ex. cyanobactéries toxiques) et constitue de ce fait une préoccupation en matière de santé publique. Les proliférations d'algues toxiques (aussi appelées « fleurs d'eau ») se produisent surtout dans les lacs, mais des concentrations élevées de toxines algales nocives ont été occasionnellement observées dans des cours d'eau à lent débit, notamment dans le cours inférieur de la rivière Catarqui, en Ontario, en août 2010<sup>2</sup>.

### 1.4.4 Variables

Une étape importante de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs est la détermination des variables qui décrivent le mieux la dynamique des éléments nutritifs et les effets de l'augmentation de ceux-ci dans la région d'intérêt. Les variables suivantes sont celles qui décrivent le mieux ces facteurs dans les écosystèmes : a) les variables-stress (éléments nutritifs); b) les variables-réponses principales telles que les variables biologiques qui réagissent à une quantité accrue d'éléments nutritifs; c) les variables-réponses secondaires, qui sont une conséquence secondaire de la relation stress-réponse principale. Par exemple, la concentration en oxygène est une variable-réponse secondaire que l'on peut contrôler en réduisant la variable-stress (PT) par le biais de la relation entre le phosphore et la croissance des plantes aquatiques et des algues (relation stress-réponse principale). Dans cet exemple, le phosphore étant considéré comme une variable-stress, on élabore une recommandation visant à contrôler la production de plantes aquatiques et d'algues (variable-réponse principale) afin d'atteindre des conditions convenables d'oxygénation (variable-réponse secondaire).

---

<sup>1</sup> <http://www.cbc.ca/news/canada/prince-edward-island/story/2008/07/30/anoxic-rivers.html>

<sup>2</sup> <http://www.kflapublichealth.ca/News.aspx?NIId=119>

L’Australie et la Nouvelle-Zélande ont explicitement inclus les notions de variables-stress physiques ou chimiques et de variables-réponses biotiques dans l’élaboration de leurs recommandations (ANZECC, 2000a, 2000b). Ces notions apparaissent aussi dans les guides préparés par les États-Unis (USEPA, 2000, 2010a), mais ils y sont utilisés différemment.

- Dans le guide d’élaboration des recommandations de l’Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2000), les variables « principales » incluent les variables qui sont considérées comme étant les plus importantes pour l’élaboration des recommandations, soit les éléments nutritifs, la biomasse algale (chlorophylle *a* benthique ou planctonique), les MES, la transparence, la turbidité, le débit et la vitesse du courant.
- Les variables « secondaires », comme l’oxygène dissous, le pH, le poids sec sans cendre (PSSC) du benthos, les macrophytes et les indices multimétriques des macroinvertébrés, sont considérées comme étant moins importantes (pour une liste complète des variables, voir USEPA, 2000).

L’USEPA ne tient pas compte des relations stress-réponse dans sa méthode d’élaboration. Elle inclut plutôt les variables principales et les variables secondaires susceptibles de fournir de l’information complémentaire. Après la publication du guide de l’USEPA, l’expérience de diverses instances aux États-Unis a toutefois montré qu’il était parfois utile d’utiliser diverses combinaisons de variables principales ou secondaires pour l’élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs (voir section 4.3). C’est pourquoi il est suggéré de considérer ces deux types de variables dans le processus d’élaboration de recommandations.

D’autres variables-réponses biologiques pouvant servir à l’élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs n’ont pas encore été mentionnées. Par exemple, parmi les variables-réponses principales, on compte également la composition des communautés de diatomées (Lavoie *et al.*, 2006, 2010), les variables relatives aux diatomées (Stevenson *et al.*, 2008), la biomasse cyanobactérienne et la composition du périphyton sans diatomées (Schaumburg *et al.*, 2004). De plus, les variables-réponses secondaires incluent les variables fondées sur les communautés de poissons (Wang *et al.*, 2006; Weigel et Robertson, 2007; Justus *et al.*, 2010; Heiskary *et al.*, 2010).

L’Union européenne exige que l’évaluation des eaux de surface soit faite avec des variables biologiques, notamment la flore, les invertébrés benthiques et les poissons, et que celles-ci soient étayées par des variables chimiques et physico-chimiques (Union européenne, 2000).

Cette approche est fondamentalement différente de celle des États-Unis en ce que l’état écologique des eaux est directement utilisé dans l’élaboration des recommandations et que toutes les variables-stress connexes, tels les éléments nutritifs, sont ensuite gérées de façon à obtenir l’état biologique désiré.

Les approches des États-Unis et de l’Australie tiennent compte de l’importance de l’état biologique pour la « protection des usages », mais elles sont surtout axées sur les variables-stress, ce qui est plus pratique en raison de la plus grande normalisation des méthodes de mesure

des substances chimiques (c.-à-d. éléments nutritifs) dans les eaux de surface. La biomasse du périphyton fait exception, puisqu'elle est incluse dans les recommandations de plusieurs instances en Amérique du Nord et ailleurs dans le monde, notamment en Colombie-Britannique (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, 2001), au Montana (Suplee *et al.*, 2008) et en Nouvelle-Zélande (Biggs, 2000a).

Pour le contexte canadien, le présent guide utilise les termes « stress chimique », « variable-réponse principale », « variable-réponse secondaire » et « facteur modificateur » (tableau 2).

**Tableau 2. Types de variables pertinentes pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs**

Type de variable	Définition	Exemples
Stress chimique	Toutes les fractions des éléments nutritifs	Les différentes formes du phosphore et de l'azote
Variable-réponse principale	Toute variable biologique directement touchée par l'enrichissement en éléments nutritifs et liée à la protection des usages.	La biomasse de périphyton ou de phytoplancton sous forme de chlorophylle <i>a</i> , les variables relatives aux communautés d'algues et autres communautés, les variables relatives aux invertébrés benthiques
Variable-réponse secondaire	Toute composante modifiée de l'écosystème qui résulte de la relation stress-réponse principale.	Oxygène dissous, pH, contenu en toxines algales, variables relatives aux producteurs secondaires (invertébrés benthiques, poissons), turbidité
Facteur modificateur	Condition qui modifie la relation entre l'agent stressant (pour lequel une recommandation est élaborée) et les variables-réponses.	Turbidité, MES, couvert forestier, débit, vitesse du courant, profondeur, temps de séjour

Les concentrations d'éléments nutritifs sont les variables les plus pratiques pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs parce qu'elles peuvent être gérées directement. Toutes les variables-réponses peuvent servir à l'élaboration de recommandations à condition que leur importance et leur applicabilité à la région d'intérêt soient démontrées. Enfin, on peut prendre en compte les facteurs modificateurs par un processus de régionalisation ou encore devoir considérer ces variables site par site pour expliquer la relation entre les concentrations d'éléments nutritifs et les réponses principales et secondaires.

## 2.0 MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Revue de la littérature

La revue de la littérature a consisté à recueillir et à classer des documents de référence pertinents issus de la littérature scientifique et de la littérature grise (p. ex. documents traitant de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs), des rapports décrivant l'élaboration de recommandations ainsi que des études de cas traitant de l'élaboration et de la mise en œuvre de recommandations (tableau 3). Diverses sources ont été consultées, notamment les autorités compétentes, les bibliographies d'articles, des rapports d'étude et des guides ou documents d'orientation. La documentation a été trouvée à l'aide de moteurs de recherche Internet (c.-à-d. Web of Science), dans le cas de la littérature universitaire, et à l'aide de recherches par mots clés sur le Web, dans le cas de la littérature grise pertinente (rapports produits par des organismes gouvernementaux, des groupes de protection de bassins versants, des entreprises d'experts-conseils), y compris sur les sites Web des organismes gouvernementaux responsables de la gestion des eaux de surface au Canada et ailleurs dans le monde. La recherche a porté sur les provinces du Canada, les États frontaliers des États-Unis et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA). Une revue de la littérature pertinente de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande a aussi été effectuée, car des recommandations régionales sur les éléments nutritifs y ont été établies. La liste de ces références bibliographiques est présentée à la section 7.

Le cadre de ce projet n'a pas permis d'effectuer une revue détaillée de toute la littérature existante. Il a fallu s'en tenir aux documents les plus pertinents. Une source documentaire a été jugée pertinente si elle répondait à l'un des critères suivants :

- 1) elle avait déjà été utilisée pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs;
- 2) les auteurs souhaitaient que la méthode soit utilisée pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs;
- 3) la méthode avait été utilisée dans un contexte différent (établissement d'objectifs, recherche), mais avait donné des résultats susceptibles d'être utiles à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.

Le tableau 3 présente une classification de la documentation retenue basée sur les principaux sujets traités dans le présent guide. Cette classification est abordée plus en détail au chapitre 2.

**Tableau 3. Nombre de références par catégorie**

Catégorie	Nombre de références
(a) Relations entre les éléments nutritifs et la biomasse, seuils et définition de la nuisance	29
(b) Guides canadiens	11
(c) Recommandations, cibles et critères canadiens	17
(d) Objectifs canadiens	4
(e) Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA)	2
(f) Variables	3
(g) Recommandations internationales	11
(h) Facteurs locaux	1
(i) Lacs	3
(j) Eaux en aval : facteurs à considérer	5
(k) Conditions de référence	20
(l) Articles	3
(m) Classification des cours d'eau	14
(n) État trophique	2
(o) Guides des États-Unis	2
(p) Poids de la preuve	3
(q) Théorie des sciences aquatiques générales	10

Nota : Dans la bibliographie, la catégorie de chaque référence est indiquée entre parenthèses. Les catégories ne sont pas mutuellement exclusives (p. ex. plus de trois références traitent des lacs), mais chaque référence a été classée dans la catégorie la plus pertinente.

## 2.2 Élaboration du guide

Le but du présent guide est d'aider les gestionnaires des eaux du Canada à élaborer des recommandations scientifiques appropriées sur les éléments nutritifs, qui sont applicables à un éventail de cours d'eau et de régions partout au pays. La revue de la littérature présentée dans ces pages permet de déterminer les approches et les méthodes disponibles à cette fin, mais elle n'offre aucune précision quant à leur utilisation dans le processus d'élaboration proprement dit. La deuxième partie de ce guide (section 4) résume donc les étapes à franchir pour élaborer des recommandations sur les éléments nutritifs. Mentionnons notamment que les approches et les méthodes présentées à la section 3 sont incluses dans le processus d'élaboration de recommandations, résumé à la figure 6. L'objectif est de guider les utilisateurs dans ce processus en tenant compte des contextes et des approches ou méthodes applicables. La section 4 renvoie aux descriptions détaillées des approches et des méthodes présentées à la section 3.

Tous les types de données disponibles ont été évalués en fonction de leur rôle possible dans le processus d'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Les données utilisées ont été choisies en fonction des trois considérations suivantes :

- 1) la prise en compte des usages désignés aux fins d'harmonisation des recommandations sur les éléments nutritifs avec les recommandations existantes pour la qualité des eaux au Canada;
- 2) l'importance des facteurs géographiques dans l'élaboration de recommandations régionales ou propres à un site;
- 3) le fait que d'importantes décisions à prendre dans le processus dépendent des types de données disponibles et des méthodes nécessaires à leur collecte.

Le processus d'élaboration présente donc des stratégies et des éléments qui aident à choisir les approches et les méthodes appropriées selon la disponibilité des données et des ressources et selon les facteurs régionaux, locaux ou propres à un site. Il met en évidence les étapes du processus qui requièrent des décisions concernant l'allocation de ressources pour le suivi et l'analyse des données. Le processus d'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs est résumé sous forme d'arbre décisionnel à la section 4.

### **3.0 MÉTHODES D'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS DANS LES COURS D'EAU**

Cette section présente des approches et méthodes qui ont déjà été utilisées ou proposées pour l'une ou l'autre des étapes de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Pour chaque approche ou méthode, les éléments suivants sont décrits selon l'information disponible :

- la raison d'être et la procédure technique à suivre;
- les facteurs géographiques, y compris l'applicabilité de l'approche ou de la méthode à l'élaboration de recommandations régionales et/ou propres à un site;
- la démarche statistique;
- les exigences relatives aux données;
- les ressources nécessaires;
- un exemple ou plus d'utilisation de l'approche ou de la méthode et le degré de succès obtenu;
- toute limite ou faiblesse de l'approche ou de la méthode;
- l'applicabilité de l'approche ou de la méthode au contexte canadien.

#### **3.1 Recours à des sources de données multiples pour l'élaboration de recommandations**

Une démarche « multisources » a été utilisée par l'USEPA (2000) et appliquée à l'élaboration de recommandations par un certain nombre d'auteurs (Chambers *et al.*, 2009; Smith et Tran, 2010; Stevenson *et al.*, 2008; Suplee *et al.*, 2008). Elle consiste à utiliser plus d'une source de données pertinentes afin de réduire l'incertitude entourant l'élaboration ou l'application d'une recommandation particulière. Par exemple, les recommandations élaborées à partir de modèles

de régressions peuvent être comparées à des données empiriques indépendantes, à des valeurs pertinentes de la littérature ou à des seuils d'éléments nutritifs particuliers décrits au cours d'expériences. Il est important que les résultats utilisés dans cette démarche soient indépendants les uns des autres, car des valeurs étroitement liées introduiraient un biais. On peut aussi se fonder sur l'observation ou le jugement professionnel pour évaluer l'importance relative des différents résultats. Le jugement professionnel varie toutefois d'une personne à l'autre et ne devrait être utilisé que s'il peut être vérifié et confirmé au cours du processus.

Dans de nombreux documents relatifs à l'élaboration de recommandations, le terme « poids de la preuve » est utilisé dans divers contextes. Dans la démarche fondée sur le poids de la preuve, on utilise des sources de données (« preuves ») multiples pour faire la distinction entre deux états, par exemple « perturbé/non perturbé » ou « dépasse les limites/ne dépasse pas les limites ». L'objectif est d'évaluer la probabilité de perturbation. D'un point de vue statistique, cette démarche permet de combiner des données pour appuyer une hypothèse (Smith et Tran, 2010; Smith *et al.*, 2002). Elle s'apparente à la technique de la régression multiple, qui consiste à estimer une variable-réponse à l'aide d'un ensemble de variables prédictives. Cette démarche comprend aussi l'utilisation des logarithmes de rapport de vraisemblance qui permettent d'additionner des données issues de différentes sources. Cela pourrait entre autres aider à déterminer si certaines combinaisons d'éléments toxicologiques, biologiques et chimiques indiquent que les sédiments ont été perturbés. Cette démarche a été utilisée par Ramin *et al.* (2012) pour pondérer l'écart-type des résultats de plusieurs modèles écologiques afin d'établir des critères pondérés de qualité des eaux. Elle pourrait ainsi être employée dans un cadre statistique pour formuler une recommandation fondée sur les résultats pondérés de plusieurs modèles.

Dans la mesure du possible, les recommandations doivent être fondées sur des sources de données multiples. Une seule valeur pondérée produite à partir des résultats de plusieurs modèles ou analyses de régressions est préférable à un seul résultat ou à une moyenne (non pondérée).

### **3.2 Classification des cours d'eau**

Il est généralement admis que des recommandations sur les éléments nutritifs doivent être élaborées pour chaque type de cours d'eau afin de réduire la grande variabilité naturelle liée aux facteurs modificateurs, qui varient à l'échelle régionale et locale (USEPA, 2000; Hering *et al.*, 2010). L'utilisation de systèmes de classification permet de maximiser les variations entre les types de cours d'eau et de réduire au minimum les variations à l'intérieur d'une même catégorie. En assurant une certaine généralisation des recommandations sur les éléments nutritifs et en reconnaissant les principaux facteurs déterminants, les systèmes de classification permettent de tenir compte des variations régionales de l'état des éléments nutritifs naturels.

Le chapitre 3 présente les systèmes de classification existants (section 3.2.1), les variables qui peuvent être utilisées pour classer les cours d'eau (section 3.2.2) et les méthodes numériques à employer pour la classification (section 3.2.3). Un bon système de classification des cours d'eau doit présenter un équilibre entre spécificité et généralité. Un système incluant de trop nombreux types de cours d'eau est moins spécifique, complique la gestion et exige beaucoup de données,

tandis qu'un système plus général n'offre pas assez de catégories et risque de ne pas bien rendre compte de la variabilité naturelle (Hering *et al.*, 2010). Des méthodes d'évaluation hautement perfectionnées se baseraient sur des données recueillies dans une large gamme de cours d'eau pour produire des systèmes de prédiction propres à un site. Cette démarche s'avère toutefois irréaliste au Canada en raison du grand nombre de cours d'eau présents dans les diverses écorégions du pays.

L'expérience de l'Union européenne en matière d'eaux internationales montre que l'utilisation d'approches différentes par diverses instances entraîne l'élaboration de trop nombreuses typologies des cours d'eau qui sont difficiles à comparer (Pottgiesser et Birk, 2007). À supposer que des instances canadiennes élaborent séparément des recommandations pour les cours d'eau, celles qui partagent des bassins versants devraient envisager d'utiliser une approche commune de la typologie des cours d'eau. Des organismes intergouvernementaux, comme la Régie des eaux des provinces des Prairies, peuvent faciliter l'harmonisation de tels efforts. L'USEPA (2000) a conçu une stratégie pour l'établissement de typologies des cours d'eau dans le cadre de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.

### 3.2.1 Systèmes de classification existants

Si un système de classification existant s'applique à une région d'intérêt, l'adoption de ce système est peut-être la façon la plus économique de classer les cours d'eau en vue de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Les écorégions et les zones climatiques présentées ci-dessous sont des exemples de systèmes de classification.

#### 3.2.1.1 Écorégions

Les écorégions sont des unités de paysage qui se distinguent par des caractéristiques naturelles telles que la géologie, le climat, le sol et la topographie. Tous ces facteurs peuvent jouer un rôle dans la détermination des concentrations naturelles d'éléments nutritifs et des conditions associées aux habitats dans les cours d'eau canadiens. Les classifications par écorégions sont donc des méthodes de classification appropriées pour l'élaboration de recommandations régionales sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau.

Le Canada est divisé en trois niveaux d'écorégions (15 écozones [figure 1], 53 écozones et 194 écorégions), où les plus petites unités présentent l'information la plus détaillée (Ecological Stratification Working Group, 1995). Pour la classification des cours d'eau dans les bassins versants agricoles, Chambers *et al.* (2009) ont utilisé les écozones en faisant une distinction entre les provinces ou les régions dans certaines écozones (p. ex. l'Î.-P.-É. vs N.-B. pour l'écozone maritime de l'Atlantique). Au Québec, la classification par régions naturelles est fondée sur les écorégions, mais pour des questions de normalisation, seules de grandes écozones (Appalaches, Bouclier canadien et Basses-Terres du Saint-Laurent) et certaines écorégions de l'écozone du Bouclier canadien (Basses-Terres de l'Abitibi et Plaine du lac Saint-Jean) ont été suggérées jusqu'à maintenant (Berryman, 2006). En Ontario, Gartner Lee Ltd (Environnement Canada, 2006) a utilisé le 25<sup>e</sup> centile des concentrations de phosphore pour produire quatre groupes



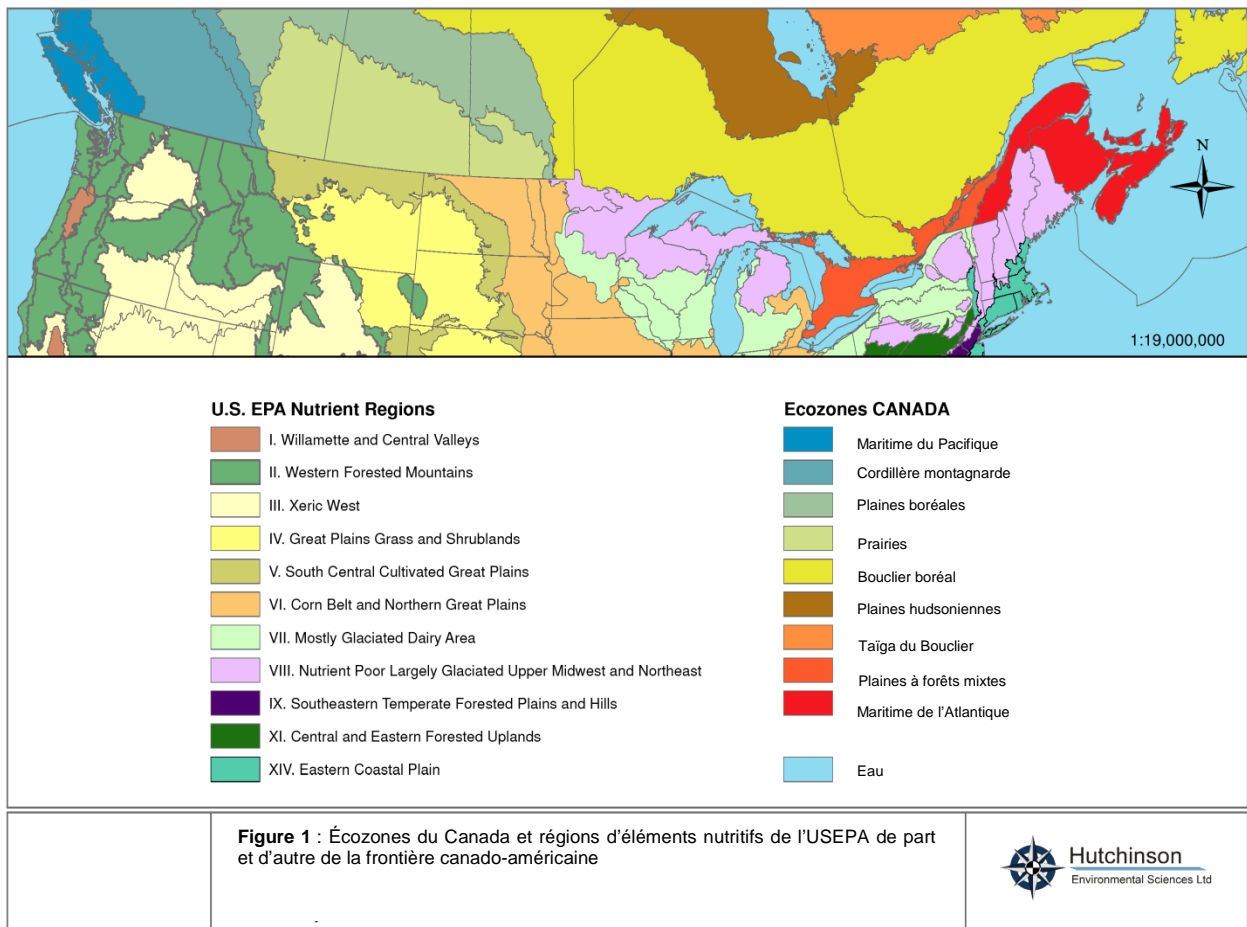
statistiquement significatifs de concentrations similaires de phosphore parmi 14 des 17 écorégions de cette province.

En Alberta, des cibles préliminaires ont été établies pour les cours d'eau agricoles de trois « écorégions », soit les écorégions boréale (écozone des plaines boréales), de la forêt-parc et des prairies (écozone des prairies) (Janna Casson, ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta, communication personnelle).

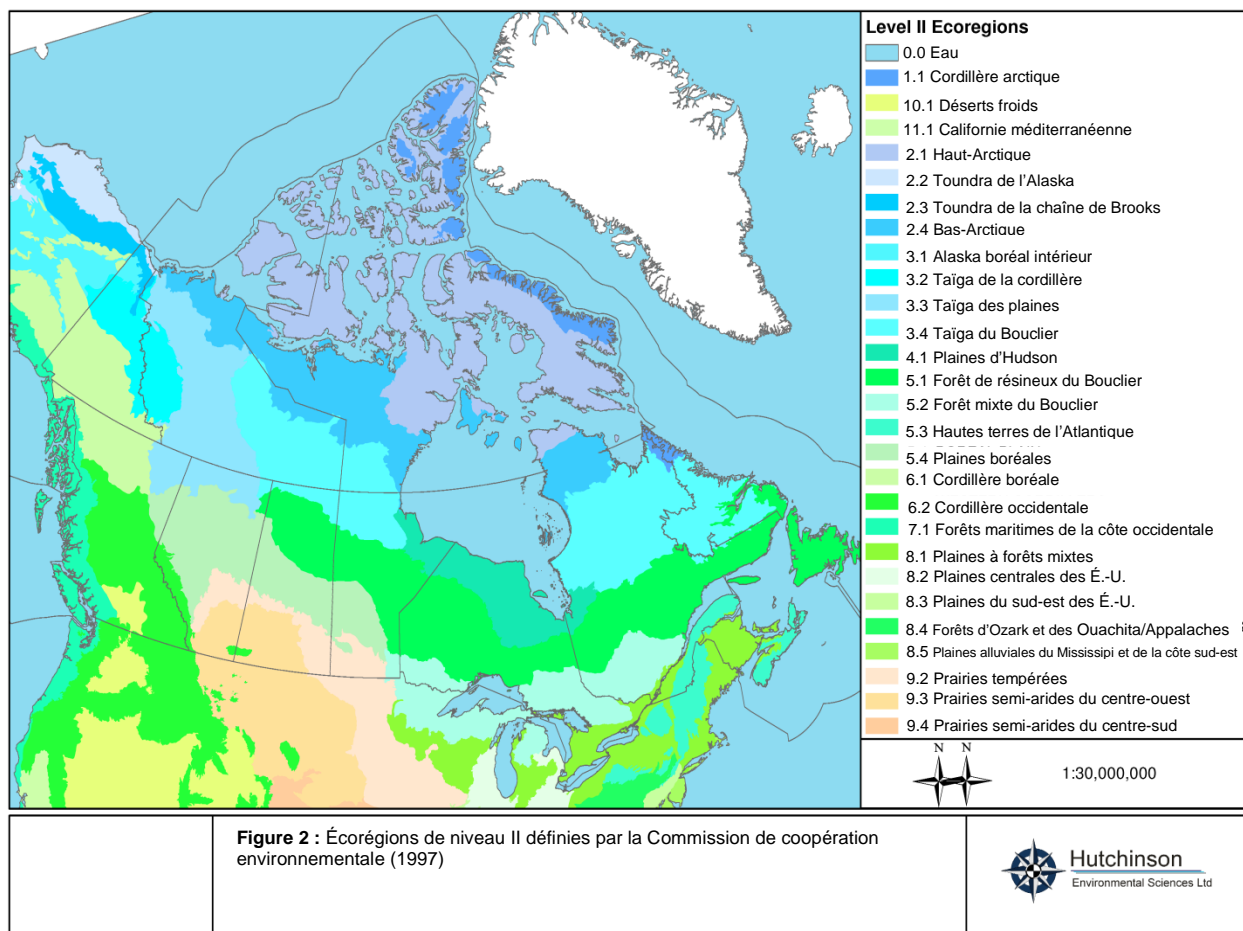
Les niveaux d'écorégions utilisés par l'USEPA sont très semblables à ceux du Canada présentés ci-dessus, mais ils n'y correspondent pas. Le système de classification des États-Unis, qui inclut des écorégions de niveaux I, II, III et IV, a été mis au point en collaboration avec des organismes canadiens. Il peut donc constituer un système de régionalisation valable. Par exemple, dans la classification des écorégions de niveau II en Amérique du Nord, la région de la vallée de l'Okanagan est considérée comme un désert (figure 2), tandis que dans les classifications canadiennes par écozones et écodistricts, cette région fait partie de l'écozone de la Cordillère montagnarde avec les montagnes Rocheuses.

On peut se procurer facilement les cartes des écorégions et classer les cours d'eau en fonction de leur position dans les écorégions à l'aide de systèmes d'information géographique (SIG). Puisque les cours d'eau prennent souvent leur source dans une écorégion pour se déverser dans une autre, les divers sites présents dans un cours d'eau peuvent se trouver dans différentes catégories. On peut remédier à cette situation en utilisant une unité de classification (écorégion) qui inclut le bassin versant entier et en classant les divers sites selon le lieu géographique (hautes terres vs basses terres) et la taille du cours d'eau à l'emplacement de chaque site (p. ex. Schaumburg *et al.*, 2004) ou encore en assignant l'écorégion qui couvre la majeure partie du bassin versant à chacun de ces sites (Heiskary *et al.*, 2010).

**Figure 1. Écozones du Canada et régions d'éléments nutritifs de l'USEPA de part et d'autre de la frontière canado-américaine (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995).**



**Figure 2. Écorégions de niveau II définies par la Commission de coopération environnementale (1997)**



### 3.2.1.1 Écorégions d'éléments nutritifs de l'USEPA

Les écorégions de niveau III de l'USEPA ont été regroupées en 14 écorégions d'éléments nutritifs (Rohm *et al.*, 2002) dans le cadre de la U.S. National Nutrient Strategy, qui comprend l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs. Ces écorégions ont depuis servi de cadre de classification pour l'élaboration de critères dans des États particuliers. Un certain nombre d'études résumées ci-dessous ont évalué l'applicabilité de ces écorégions à des États particuliers et au pays entier.

Herlihy *et al.* (2008) ont analysé des données recueillies dans les 48 États contigus et ont conclu que cette classification était « trop imprécise pour rendre compte de la variation naturelle des concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau [traduction] ». Une autre analyse effectuée à l'échelle du pays a montré que l'occupation des terres expliquait mieux la variation des concentrations d'azote et de phosphore que les écorégions d'éléments nutritifs (Wickham *et al.*, 2005).

Au Montana, Suplee *et al.* (2008) ont choisi la meilleure méthode selon eux, à savoir la classification par écorégions de niveau III, plus détaillée que la classification par regroupements de l'USEPA. Au Minnesota, pour les besoins de l'établissement de critères relatifs aux éléments nutritifs applicables à des écorégions particulières, le territoire a été subdivisé en zones nord, centrale et sud, qui correspondent dans l'ensemble aux regroupements de l'USEPA (Heiskary, 2010). Une analyse de la rivière Rouge (Red River), qui est située au point de rencontre d'un certain nombre de régions regroupées dans le centre-sud des États-Unis, a montré que, si un bassin versant se trouvait près des limites d'une écorégion, des données particulières à ce bassin étaient alors nécessaires (Longing et Haggard, 2010). D'autres auteurs ont perfectionné la classification par regroupements, faisant un compromis entre les zones d'éléments nutritifs de niveaux élevés et les écorégions très détaillées, par exemple pour le Haut-Midwest (Robertson *et al.*, 2001).

La United States Geological Survey (USGS) a établi des zones environnementales d'éléments nutritifs qui diffèrent des écorégions de l'USEPA (Robertson *et al.*, 2001). Des arbres de régression ont été utilisés pour déterminer les caractéristiques environnementales qui expliquent le mieux la variabilité des éléments nutritifs. Les zones ont alors été définies en fonction de la distribution des caractéristiques environnementales les plus statistiquement significatives seulement. Fait intéressant, les régions obtenues étaient similaires, qu'on ait inclus ou non les variables d'utilisation du territoire, ce qui illustre le lien de dépendance entre l'utilisation du territoire et les caractéristiques naturelles (p. ex. l'utilisation des terres agricoles dépend de sols profonds, riches en éléments nutritifs).

Aucun consensus ne semble se dégager aux États-Unis sur l'utilisation des écorégions par les États. Les petits États (ME, NY, NH, VT) n'ont utilisé aucun système de régionalisation. Les grands États ont utilisé le système de la USGS (Wisconsin, Robertson *et al.*, 2006), qui est semblable aux régions d'éléments nutritifs de l'USEPA (Minnesota, Heiskary *et al.*, 2010), ou les écorégions de niveau III, qui sont plus détaillées que les régions de l'USEPA (Montana, Suplee *et al.*, 2008). La taille de la région visée par une recommandation ainsi que la disponibilité de données et de régionalisations préétablies jouent toutes un rôle dans le choix final du système de classification.

### 3.2.1.3 Autres systèmes régionaux

En Australie, des régions fondées sur des zones climatiques ont servi à la classification de plans d'eau dans le cadre de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs; par exemple, l'Australie tropicale a ainsi été différenciée du Sud-Ouest, du Centre-Sud (faibles précipitations) et du Sud-Est de l'Australie (ANZECC, 2000a, 2000b). Ces régions ont ensuite été subdivisées en zones de hautes terres et de basses terres. La distinction hautes terres/basses terres a également été utilisée dans les systèmes de classification européens avec de nombreuses autres variables (Schaumburg *et al.*, 2004). Ces systèmes régionaux utilisaient des attributs qui sont inclus dans les systèmes d'écorégions, notamment le climat et la topographie.

### 3.2.2 Variables de classification

Diverses variables peuvent être utilisées pour produire une classification de cours d'eau particulière à une région. Les principaux types de variables employés à cette fin sont résumés ci-dessous.

#### 3.2.2.1 Variables géographiques et physiques

Dans le guide de l'USEPA (2000) sur les critères relatifs aux éléments nutritifs, le chapitre consacré à la classification des cours d'eau propose un certain nombre de variables ou de méthodes de classification, notamment la géomorphologie fluviale, la méthode Rosgen, l'ordre des cours d'eau et des facteurs physiques (hydrologie, morphologie, débit, géologie).

La directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne (2000) recommande une liste semblable, quoique beaucoup plus détaillée, de variables de classification. L'altitude, la position géographique, la géologie et le bassin versant comptent parmi les facteurs obligatoires, tandis que la distance de la source du cours d'eau, la température, les précipitations, la largeur, la profondeur, la pente, le débit, le substrat et le transport de solides sont des facteurs facultatifs.

Wickham *et al.* (2005) ont utilisé la couverture terrestre (qui est, en elle-même, un reflet du climat, de la topographie et des sols), tandis que Robertson *et al.* (2001) ont utilisé le climat et la géologie dans leur système de classification des États-Unis.

En Floride, les « *nutrient watershed regions* » sont basées sur la géologie, la composition du sol et l'hydrologie (USEPA, 2010b).

Dans certains États des États-Unis, des études sur l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs ont porté sur les cours d'eau traversables à gué (Suplee *et al.*, 2008; Herlihy, 2010; Wang *et al.*, 2006) ou non (Weigel et Robertson, 2007) ou ont comparé les deux types (Heiskary *et al.*, 2010).

Les thèmes communs de ces variables sont le climat (surtout en raison de son influence sur les précipitations, sur l'hydrologie et, par le fait même, sur le ruissellement), la géologie (qui détermine la teneur du sol et des eaux de ruissellement en éléments nutritifs) et la taille (exprimée sous forme de débit, de superficie du bassin versant, de largeur, de profondeur, de guéabilité et d'ordre des cours d'eau). Ce sont toutes des variables de classification utiles, qui définissent les effets des facteurs naturels sur l'état des éléments nutritifs à partir de l'information disponible.

#### 3.2.2.2 Communautés et variables biologiques

L'approche des conditions de référence (section 3.4) se fonde sur les communautés biotiques intactes propres à chaque région pour la classification des cours d'eau (USEPA, 2000). Cette approche a été utilisée pour établir des critères relatifs aux éléments nutritifs en fonction de communautés d'invertébrés benthiques bien documentées à Victoria, en Australie (Newall et

Tiller, 2002). Puisque cette classification est basée sur la variable-réponse biologique qui est ciblée dans la recommandation sur les éléments nutritifs, elle tient compte des facteurs naturels qui déterminent la variation des communautés biologiques dans la région.

L'établissement de systèmes de classification utilisant divers groupes d'organismes d'un même pays a montré que divers biotes réagissaient différemment à des facteurs régionaux et locaux (Schaumburg *et al.*, 2004). Par exemple, en Allemagne, dans une classification des types de cours d'eau de référence par plantes benthiques, 7 types de cours d'eau ont été classés selon les communautés de macrophytes, 14 types selon les diatomées benthiques et 5 types selon le phytobenthos restant (p. ex. les algues benthiques autres que les diatomées). De nombreux types de cours d'eau se chevauchaient, mais la classification tenait compte de divers facteurs qui influent sur ces groupes d'organismes; par exemple, la géologie du socle rocheux était importante pour les diatomées, très sensibles aux variations du pH, tandis que la vitesse des cours d'eau était le principal facteur influant sur les macrophytes. Ces résultats soulignent l'importance d'opter pour une classification des cours d'eau qui est adaptée aux variables biologiques choisies pour l'élaboration des recommandations.

### 3.2.2.3 Facteurs de confusion

Le but de la classification est d'obtenir une variabilité minimale à l'intérieur des groupes de sites et une variabilité maximale entre les groupes de sites. Lorsque deux ou plusieurs types de cours d'eau n'ont pas la même sensibilité aux effets de l'enrichissement en éléments nutritifs, il peut être nécessaire d'établir une classification basée sur cette sensibilité.

Dans une étude sur la sensibilité des cours d'eau à la croissance des algues, la variance résiduelle de la relation observée entre les éléments nutritifs et la chlorophylle *a* (sensibilité observée) a été utilisée pour mesurer l'importance d'autres facteurs de confusion (Lin *et al.*, 2007). D'autres facteurs ont ensuite été utilisés pour expliquer la variation des résidus, ce qui a donné une sensibilité « prédite ». Si un facteur permettait d'expliquer les résidus, il pouvait être utilisé pour classer les cours d'eau en fonction de leur sensibilité aux effets de l'enrichissement en éléments nutritifs.

Un de ces facteurs de confusion est la fréquence des crues, qui influe considérablement sur l'augmentation de la biomasse du périphyton dans les cours d'eau de la Nouvelle-Zélande (Biggs *et al.*, 2000b; Snelder *et al.*, 2004) et qui a donc été utilisée comme facteur de classification pour les recommandations sur les éléments nutritifs (Biggs *et al.*, 2000a).

Kistritz et MacDonald (1990) ont mis au point des indices de sensibilité à l'eutrophisation basés sur la lumière, la vitesse, la température et les brouteurs pour les cours d'eau canadiens. En utilisant des valeurs de sensibilité faible, moyenne ou élevée pour chacun de ces facteurs, ils ont proposé une classification des tronçons de cours d'eau basée sur les sensibilités faible et élevée. Des recommandations ont ensuite été établies en fonction de ces deux types de cours d'eau, la biomasse benthique ayant été utilisée pour les cours d'eau à faible sensibilité et le PRS, pour les cours d'eau à sensibilité élevée (Kistritz et McDonald, 1990).

### 3.2.3 Méthodes de classification

Diverses méthodes statistiques peuvent servir à la classification des cours d'eau. Le choix de la méthode dépend du type de variable, soit chimique, physique ou biologique, comme il est résumé ci-dessus. Les techniques de regroupement, la vérification des différences entre groupes à l'aide de techniques de randomisation et l'analyse discriminante sont des exemples de méthodes de classification (REFCOND, 2003).

La détermination d'intervalles consécutifs (p. ex. des « classes » telles que l'ordre des cours d'eau) pour chaque variable est une méthode simple pour définir des classes dans le cas d'une classification à une ou deux variables seulement, où un facteur modificateur influe grandement sur la relation stress-réponse (USEPA, 2010a). Une analyse de regroupement peut être utilisée avec plus de deux variables et s'avère particulièrement utile pour les données relatives aux communautés biologiques.

Un score de propension est une variable composée qui résume les apports de plusieurs covariables (possiblement des variables de confusion) et qui simplifie ainsi l'analyse. Les données sont ensuite classées en intervalles discrets de cette nouvelle variable composée (Rosenbaum, 2002 dans USEPA, 2010a). L'analyse bayésienne (voir glossaire, section 6) est également citée comme une méthode de classification possible (Lamon et Qian, 2008 dans USEPA, 2010a).

Les méthodes d'ordination sont d'autres techniques multivariées qui s'avèrent particulièrement utiles à la classification de données sur les communautés biotiques (abondance) ou de l'utilisation d'une multitude de variables sur les communautés. Les méthodes d'ordination indirecte (analyse en composantes principales, analyse des correspondances, positionnement multidimensionnel non métrique, analyse en coordonnées principales et ordination de Bray Curtis) sont utilisées pour regrouper les sites selon le degré de similarité des compositions de communautés. Les méthodes d'ordination directe (analyse canonique de redondance, analyse canonique de correspondance) sont utilisées pour déterminer les variables environnementales qui sont responsables des groupements biologiques, ce qui permet de déterminer les facteurs de confusion. Par exemple, Lavoie *et al.* (2006) ont trouvé deux groupes de diatomées dépendantes du pH, ce qui a entraîné la création de deux ensembles de valeurs-indices (l'une pour les eaux acides et l'autre pour les eaux neutres et alcalines) lors de l'élaboration d'un indice fondé sur les diatomées pour l'Est du Canada.

### 3.3 Résumé et évaluation des méthodes de classification des cours d'eau

Le tableau 4 résume les diverses méthodes de classification des cours d'eau décrites plus haut. Il présente une évaluation des forces, des faiblesses et de l'applicabilité de chaque méthode, en plus de décrire le degré d'effort et les ressources nécessaires à la classification.

**Tableau 4. Forces et faiblesses des méthodes de classification des cours d'eau**

<b>Méthode</b>	<b>Forces</b>	<b>Faiblesses</b>	<b>Applicabilité</b>	<b>Ressources</b>
Systèmes de classification existants				
Écorégions du Canada	Représente des régions naturelles basées sur des caractéristiques connues et courantes, régions qui diffèrent possiblement par l'état de leurs éléments nutritifs.	Il faut considérer trois niveaux (écozones, écoprovinces et écorégions) et possiblement les utiliser en combinaison.	Partout au Canada	Faible Les écorégions ont été définies et décrites partout au Canada; on peut employer des techniques géomatiques (SIG) utilisant des données existantes.
Régions d'éléments nutritifs de l'USEPA	Utile dans certains États des É.-U.; basée sur des écorégions aux caractéristiques connues et courantes, qui diffèrent par l'état de leurs éléments nutritifs.	N'inclut pas le nord du Canada; certaines études ont permis de trouver de meilleurs systèmes.	Partie sud des provinces canadiennes	Faible à modéré Les régions d'éléments nutritifs n'ayant pas été définies et décrites partout aux États-Unis, il faudrait adapter la méthode aux régions restantes; on peut employer des techniques géomatiques (SIG) utilisant des données existantes.
Zones climatiques	Représente des régions naturelles basées sur des caractéristiques connues et courantes, régions qui diffèrent possiblement par l'état de leurs éléments nutritifs.	Ne tient pas compte de la géologie, des sols et de la topographie.	Régions qui ont de grands gradients climatiques.	Faible On peut employer des techniques géomatiques (SIG) utilisant des données existantes.
Hautes terres – basses terres	Traite de la fluctuation de la taille des cours d'eau et des caractéristiques du débit.	Doit être combinée avec un autre système.	Régions qui présentent de grandes variations de relief (p. ex. Alberta).	Faible On peut employer des techniques géomatiques (SIG) utilisant des données existantes.



<b>Méthode</b>	<b>Forces</b>	<b>Faiblesses</b>	<b>Applicabilité</b>	<b>Ressources</b>
Milieus récepteurs (eaux réceptrices)	Approche par bassin versant : façon efficace de gérer l'eutrophisation des lacs et des eaux côtières.	Propre à un site seulement; nécessite une distance qui permet de supposer raisonnablement que les éléments nutritifs en amont atteignent les eaux en aval; ne s'applique pas à beaucoup de cours d'eau.	Là où la charge d'éléments nutritifs pose problème dans les eaux en aval.	Faible Nécessite seulement la classification du milieu récepteur d'un cours d'eau; on peut employer des techniques géomatiques (SIG) utilisant des données existantes.
<b>Systèmes de classification sur mesure</b>				
Géographique/physique	Traite directement et particulièrement des facteurs influant sur l'exportation d'éléments nutritifs par les bassins versants, notamment le climat, la géologie et les sols, et peut donc être « conçue sur mesure » pour une région.	La classification doit être liée à l'état des éléments nutritifs.	Partout	Modéré à élevé La classification peut se faire à l'aide des couches cartographiques existantes des SIG, mais l'effort à fournir variera en fonction de la taille de la région classée et de la disponibilité de données pour la classification.
Taille	Reconnaît la différence fondamentale entre les effets des éléments nutritifs sur de petits cours d'eau et leurs effets sur de grands cours d'eau (productivité benthique vs planctonique) et l'effet du débit.	N'offre pas nécessairement une représentation précise des différences concernant les éléments nutritifs; capacité d'explication limitée et indirecte.	Partout	Faible Classification par SIG basée sur la taille du bassin versant (disponible partout au pays) et données sur les éléments nutritifs disponibles pour les bassins versants tertiaires et quaternaires.

Méthode	Forces	Faiblesses	Applicabilité	Ressources
Biologique	Traite directement des facteurs qui causent une variation naturelle dans les communautés biologiques; exclut les facteurs sans rapport avec la santé des écosystèmes.	Les classifications peuvent varier en fonction du groupe d'organismes et ne sont généralement pas uniformes au pays; exige un bon ensemble de sites de référence.	Là où il y a un nombre suffisant de sites de référence; propre à un site.	Élevé Nécessite la collecte de données biologiques et de données sur la qualité de l'eau ainsi qu'une classification dans la plupart des cas.
Facteurs de confusion	Traite des différences de sensibilité à l'enrichissement en éléments nutritifs dans les classifications et les sites.	L'importance du facteur de confusion doit être connue pour toute la région d'intérêt.	Là où un facteur de confusion est très important pour la détermination de la biomasse.	Élevé Nécessite la collecte de données biologiques et de données sur la qualité de l'eau ainsi qu'une classification dans la plupart des cas.

### 3.4 Approche des conditions de référence

L'approche des conditions de référence consiste à décrire d'abord les conditions « naturelles », « non perturbées » ou « de référence » d'un certain type de plan d'eau dans une région déterminée telle qu'une écorégion, puis à définir un écart acceptable par rapport aux conditions de référence, écart qui devient la recommandation. On peut définir les conditions de référence en utilisant des variables relatives aux éléments nutritifs ou des variables biotiques. L'avantage de cette approche est qu'elle tient compte de toutes les caractéristiques naturelles d'une région sans nécessairement les quantifier, en plus d'établir une norme régionale pertinente qui sert de point de comparaison pour l'évaluation d'autres sites. Les faiblesses de cette approche sont qu'elle requiert des données provenant d'une large gamme de sites et que, dans les régions soumises à d'importants effets anthropiques, les sites de référence risquent d'être inexistantes ou en nombre insuffisant. Dans de tels cas, il faut déduire les conditions de référence, ce qui accroît l'incertitude de la valeur guide.

Le degré d'utilisation du territoire, particulièrement à des fins agricoles, est souvent directement lié à des caractéristiques naturelles, telles la profondeur et la richesse du sol. Ces facteurs influent sur les concentrations d'éléments nutritifs en milieu aquatique, ce qui peut compliquer la détermination des concentrations naturelles d'éléments nutritifs.

Hutchinson *et al.* (1991) ont proposé une approche des conditions de référence basée sur un pourcentage d'augmentation de la concentration de phosphore total par rapport à la concentration « naturelle ». Puis, une recommandation (concentration naturelle + 50 %) a été adoptée par le

ministère de l'Environnement de l'Ontario (2010) pour la gestion des lacs du bouclier précambrien utilisés à des fins récréatives ainsi que par Environnement Canada (2004) comme valeur-seuil pour l'évaluation de l'état trophique. Dans ces exemples, les conditions de référence sont déterminées par : a) l'utilisation des concentrations de phosphore mesurées pour des lacs non perturbés; b) l'utilisation des centiles inférieurs des concentrations de phosphore mesurées pour un ensemble de lacs perturbés; c) des techniques de modélisation rétrospective des concentrations naturelles; d) des approches paléolimnologiques.

L'approche des conditions de référence basée sur les conditions écologiques a été enchâssée dans la réglementation européenne par la directive-cadre sur l'eau (Union européenne, 2000). L'USEPA recommande d'utiliser les centiles des données sur la qualité de l'eau recueillies aux sites de référence pour établir des critères relatifs aux éléments nutritifs, mais elle souligne également l'importance de valider ces valeurs avec des données biologiques (USEPA, 2000). Dans les recommandations de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande, on mentionne que, pour des indicateurs biologiques et des facteurs de stress physique et chimique dont les effets biologiques ou écologiques ne sont pas documentés, il faut privilégier l'utilisation de données de référence locales dans le calcul des valeurs guides (ANZECC, 2000a, 2000b).

Diverses méthodes peuvent être utilisées dans l'approche des conditions de référence. Le choix de la méthode dépend principalement du nombre de sites de référence (à savoir, y en a-t-il suffisamment pour permettre une caractérisation adéquate des conditions de référence?) ainsi que des variables-stress et des variables-réponses prioritaires. Cette section présente les diverses méthodes et variables qui sont utilisées dans la détermination, la description et l'utilisation des conditions de référence pour l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs.

### 3.4.1 Identification des sites de référence

Les sites de référence sont généralement définis comme des endroits ou des tronçons de cours d'eau non perturbés ou peu perturbés par l'activité humaine (Union européenne, 2000; IQE du CCME [CCME 2001]; Jones *et al.*, 2007). L'interprétation des termes « non perturbé » et « peu perturbé » varie d'un auteur à l'autre, un point que l'on doit prendre sérieusement en considération pour produire des recommandations valables, qui sont comparables d'un endroit à l'autre (Pardo *et al.*, 2012).

La consultation de sources de données multiples peut être utile à l'identification des sites de référence, comme cela a été démontré pour la Floride (USEPA, 2010b). Il est important de suivre un processus clair, qui permet une évaluation indépendante des diverses sources de données afin d'éviter la circularité, c'est-à-dire l'utilisation d'une même donnée pour l'établissement et la validation des conditions de référence (REFCOND, 2003). À cette fin, on peut utiliser des critères de pression pour identifier des sites ou des valeurs représentant des conditions de référence potentielles. Puis, une fois les éléments biologiques identifiés, on se sert de ces derniers pour corroborer l'état écologique de référence (REFCOND, 2003).

### 3.4.1.1 Gradients de pression

La méthode la plus utilisée pour identifier des sites de référence consiste à repérer des plans d'eau qui ont subi peu de modifications d'origine anthropique (aussi appelées « pressions anthropiques ») dans le bassin versant et le cours d'eau proprement dit. Par exemple, lors d'études réalisées en vue de mettre en œuvre la directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne, on a utilisé des critères de pression comme mesure de substitution pour évaluer le risque et ainsi établir des sites de référence potentiels, qui ont ensuite été corroborés par une analyse des critères écologiques (p. ex. Pardo *et al.*, 2012; REFCOND, 2003; Schaumburg *et al.*, 2004).

Pour l'identification des cours d'eau de référence méditerranéens, les critères de pression ont été définis comme étant l'absence de pressions majeures (p. ex. une végétation riveraine intacte), l'absence d'espèces introduites, l'absence de pollution de sources ponctuelles, une faible pollution de sources diffuses (exprimée sous forme de pourcentage d'utilisation des terres agricoles) et l'absence de modifications à l'hydrologie, à la morphologie ou à l'habitat (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009).

Lors du choix de sites de référence potentiels pour les besoins du Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario, des facteurs semblables sont pris en considération, notamment l'absence de contamination de sources ponctuelles, la régulation du niveau d'eau (p. ex. les effets des barrages et des bassins de retenue), la disparition de la végétation riveraine naturelle, la perturbation des habitats aquatiques (p. ex. le dragage, la modification du lit d'un cours d'eau), la déforestation, le développement, les utilisations urbaine et agricole du territoire dans le bassin versant, l'imperméabilité et le drainage artificiel du bassin versant, l'acidification d'origine anthropique et les caractéristiques chimiques de l'eau (Jones *et al.*, 2007).

En Floride, un indice d'utilisation du territoire (Landscape Development Index ou LDI) est l'une des nombreuses sources de données que l'on a utilisées pour identifier des sites de référence. Cet indice est basé sur le pourcentage de couverture de divers types d'utilisation du territoire dans une superficie donnée qui, pour les besoins des critères relatifs aux éléments nutritifs, a été définie comme une bande de terre qui s'étend le long d'un cours d'eau sur 100 mètres de largeur et sur 10 kilomètres en amont du site (Floride, USEPA, 2010b).

Lors de l'élaboration de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) (Lavoie *et al.*, 2006), la variable « pollution agricole » (basée sur une analyse par SIG) a été utilisée pour des sites en fonction d'un gradient de pression.

Les systèmes d'information géographique (SIG) sont la source d'information la plus courante concernant les pressions de l'utilisation des terres sur les cours d'eau. Parmi les autres sources possibles d'information figurent les photographies aériennes, les données hydrométriques et les évaluations de l'habitat faites sur le terrain.

### 3.4.1.2 Jugement professionnel et connaissances locales

Le jugement professionnel de scientifiques locaux dont l'expertise repose sur des connaissances de terrain peut être utile à l'identification des sites peu perturbés. Ces experts peuvent permettre d'économiser des ressources en identifiant les régions qui abritent des sites potentiels de référence ou en excluant les sites soumis à des pressions connues. Les sites choisis peuvent ensuite faire l'objet d'études de terrain visant à collecter les données nécessaires à leur classification comme sites de référence et à leur comparaison avec des sites perturbés. L'inconvénient de cette approche est que la classification d'un site de référence fondée sur des avis d'experts peut être difficile à normaliser, à reproduire et à défendre scientifiquement. Elle sera donc plus utile si elle est employée en combinaison avec d'autres méthodes (p. ex. Cunha *et al.*, 2011; USEPA, 2010b) ou si les critères utilisés par les experts sont documentés.

### 3.4.1.3 État biologique

Il est également possible de définir des sites de référence en se fondant uniquement sur des critères biologiques. Par exemple, un indice benthique d'intégrité biotique, le Maryland Benthic Index of Biotic Integrity (BIBI) (Morgan *et al.*, 2012), a servi à identifier les sites les moins perturbés à chaque niveau d'écorégions dans le cadre de l'établissement de critères relatifs aux éléments nutritifs dans l'État du Maryland, aux États-Unis. Le Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario (Jones *et al.*, 2007) est un autre exemple de cette méthode.

## 3.4.2 Description des conditions de référence

### 3.4.2.1 Conditions de référence spatiales

Une des méthodes les plus simples pour établir les conditions de référence est de contrôler les données d'un nombre représentatif de sites de référence appartenant à un type de cours d'eau particulier ou à une région donnée (REFCOND, 2003). Il faut veiller à ce que la période de collecte de données représente adéquatement la variabilité naturelle de la région et les saisons d'intérêt (généralement les périodes où les eaux sont libres de glace pour les critères relatifs aux éléments nutritifs) et à ce que les données permettent une mesure fiable des valeurs moyenne, médiane ou modale des concentrations d'éléments nutritifs ainsi que des mesures connexes de variation (USEPA, 2000). Un programme et des protocoles de suivi rigoureux sont nécessaires à l'obtention de données fiables sur les éléments nutritifs, mais cette question dépasse le cadre du présent guide.

Les conditions de référence spatiales sont utiles à l'élaboration de recommandations régionales sur les éléments nutritifs, mais moins à l'élaboration de recommandations propres à un site. Puisque la plupart des autorités compétentes disposent déjà d'une base de données susceptible de contenir un nombre suffisant de sites de référence, il est possible d'établir des conditions de référence basées sur des données existantes. Si l'on ne dispose pas de telles données, mais qu'on peut identifier un nombre suffisant de sites de référence, la mise en place d'un programme de surveillance de la qualité des eaux permettra de recueillir les données manquantes. Bien qu'un relevé synoptique (c.-à-d. une visite ponctuelle) dans un grand nombre de sites puisse fournir un

ensemble substantiel de données, il ne permettra pas de déceler les variations saisonnières et interannuelles dues aux variations du climat et du débit. Pour rendre compte de cette variabilité, il est suggéré d'étendre la collecte de données sur plusieurs années. Par ailleurs, pour déceler les effets de différentes conditions climatiques et d'écoulement, la collecte devra s'étendre sur au moins deux ans, mais préférablement trois ou plus (USEPA, 2000). En raison de ces exigences, il pourrait s'avérer utile d'inclure des sites de référence représentatifs dans les réseaux de surveillance à long terme. Cette mesure donnerait une occasion supplémentaire d'évaluer les effets relatifs, sur la qualité des eaux, de changements à long terme qui n'ont pas de lien avec l'utilisation du territoire, tels les changements climatiques.

### 3.4.2.2 Modélisation prédictive

S'il n'y a pas suffisamment de sites de référence dans la région d'intérêt ou si une recommandation particulière est nécessaire pour un site perturbé, les conditions de référence peuvent être déduites grâce à la modélisation prédictive. Parmi les méthodes permettant de déduire des conditions de référence, on compte la méthode de l'ordonnée à l'origine, les modèles de bassins versants (p. ex. approches fondées sur les SIG) et les modèles empiriques utilisés pour déterminer la production naturelle d'éléments nutritifs (p. ex. modèles de coefficients d'exportation [Johnes, 1996], [Johnes *et al.*, 1996]).

#### *Méthode de l'ordonnée à l'origine*

Parmi les méthodes prédictives utilisées pour déduire les conditions de référence, la méthode de l'ordonnée à l'origine est la plus citée. Elle est basée sur une analyse de régression linéaire simple dans laquelle la variable prédictive (indépendante) est l'utilisation humaine du territoire (p. ex. le pourcentage de terres agricoles dans le bassin versant) et la variable-réponse (dépendante) est la concentration d'éléments nutritifs dans les cours d'eau (Chambers *et al.*, 2008; Dodds et Oakes, 2004; Morgan *et al.*, 2012). L'ordonnée à l'origine du modèle de régression représente les concentrations d'éléments nutritifs avant toute utilisation humaine du territoire (c.-à-d. 0 % de terres agricoles) dans le bassin versant, soit la condition de référence naturelle pour ce bassin versant. Bien que la revue de la littérature effectuée pour le présent guide n'ait révélé aucune application des méthodes de régressions multiples et de régressions non linéaires dans ce contexte, ces méthodes pourraient représenter une solution valable si de solides modèles étaient développés.

Pour pouvoir utiliser la méthode de l'ordonnée à l'origine, il faut qu'il existe une relation étroite entre les concentrations d'éléments nutritifs et la variable d'utilisation du territoire employée dans la régression. De plus, la pente et la force de cette relation ne doivent pas changer lorsque les valeurs d'utilisation du territoire sont situées hors de la plage d'étalonnage (plage des valeurs ayant servi à établir la relation). S'il est possible d'évaluer la force de cette relation, son extrapolation ne peut être vérifiée, ce qui constitue une faiblesse de cette méthode. Néanmoins, il s'agit d'une méthode simple, qui offre l'un des rares moyens d'utiliser l'approche des conditions de référence dans des milieux grandement perturbés. Avec un ensemble approprié de données de suivi et un SIG, cette méthode peut être mise en œuvre n'importe où.

### *Modèles de bassins versants*

Les modèles de bassins versants dotés d'une composante « qualité des eaux dans les cours d'eau » constituent la méthode la plus perfectionnée pour estimer des conditions de référence dans le cadre de l'élaboration de recommandations propres à un site. La méthode consiste d'abord à élaborer le modèle en utilisant les charges d'éléments nutritifs correspondant à différentes utilisations du territoire selon les scénarios actuels d'utilisation du territoire, puis à étalonner le modèle à l'aide de données de suivi pour déterminer les taux et les constantes qui sont difficiles à mesurer et qui peuvent varier d'un site à l'autre. Ensuite, pour estimer les conditions de référence, on applique des scénarios fictifs dans lesquels les utilisations humaines sont remplacées par des utilisations naturelles du territoire dans le bassin versant (Soranno *et al.*, 2008).

Les modèles de bassins versants exigent beaucoup de ressources – une grande quantité de données sur le débit et la qualité de l'eau (pour l'étalonnage), des données très précises sur l'utilisation du territoire en un format compatible avec les SIG, la connaissance des charges de sources diffuses et une grande expertise technique en modélisation. Ils offrent cependant une méthode valable pour estimer les conditions de référence, en plus de favoriser l'établissement de stratégies de réduction des éléments nutritifs qui tiennent compte des effets cumulatifs de diverses sources. Par exemple, à l'Île-du-Prince-Édouard, un modèle de bassin versant qui utilise la technologie SIG et des charges estimatives de nitrate déversées dans les eaux souterraines et les eaux de surface par divers types d'utilisations du territoire a servi à déterminer les charges critiques de nitrate dans diverses régions du bassin versant. Ces données contribueront à améliorer la qualité de l'eau potable et à réduire les charges de nitrate dans les eaux réceptrices estuariennes (Nishimura et Jiang, 2011). En Ontario, le modèle CANWET<sup>3</sup>, qui utilise lui aussi un SIG, a été créé pour estimer les flux et les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau de divers bassins versants.

### *Modèles empiriques de charges*

Smith *et al.* (2003) ont proposé des modèles empiriques pour la production naturelle d'azote total (NT) et de phosphore total (PT) dans les petits bassins versants, modèles qui sont fonction du ruissellement annuel, de la superficie du bassin, du taux de dépôt d'azote atmosphérique et de facteurs régionaux. Ils ont calculé la production des bassins versants des 14 écorégions d'éléments nutritifs des États-Unis, puis divisé ces charges par le débit afin de calculer les concentrations dans les cours d'eau. Les concentrations de PT du 75<sup>e</sup> centile obtenues avec ce modèle étaient semblables en moyenne aux valeurs du 25<sup>e</sup> centile de tous les cours d'eau calculées par l'USEPA, mais certaines régions d'éléments nutritifs affichaient des différences significatives. L'idée de modéliser les concentrations naturelles d'éléments nutritifs dans les cours d'eau en fonction de quelques facteurs clés est prometteuse, surtout dans le cas des régions ou des types de cours d'eau pour lesquels il n'existe pas de site de référence. Les valeurs présentées dans Smith *et al.* (2003) peuvent être appliquées à des régions adjacentes du Canada

---

<sup>3</sup> (<http://www.grnland.com/index.php?action=display&cat=17>)

en remplacement de recommandations sur les éléments nutritifs basées sur des conditions de référence. La même méthode pourrait servir à la modélisation de la production naturelle des bassins versants canadiens et éventuellement faciliter l'élaboration de recommandations régionales ou propres à un site. Un modèle applicable à d'autres sites exigerait un grand ensemble de données, assorti de facteurs régionaux appropriés (p. ex. profondeur du sol et géologie), et devrait être doté d'un bon pouvoir de prédiction.

#### 3.4.2.3 Conditions de référence temporelles (simulation rétrospective)

Les conditions de référence temporelles sont les conditions qui prévalent à un site avant toute intervention humaine. Deux méthodes permettent de reconstituer des conditions de référence passées : l'analyse de données historiques et la paléoreconstruction, qui peuvent être utilisées seules ou combinées (REFCOND, 2003). Ces conditions sont intrinsèquement liées à un site et s'appliquent donc seulement à des recommandations propres à un site.

L'inconvénient des données historiques est généralement leur quantité limitée et leur faible qualité par rapport aux données actuelles (méthodes de collecte et d'analyse différentes, limites de détection). Seules les données historiques relativement récentes respectent les critères de fiabilité applicables à l'élaboration de recommandations.

La paléolimnologie, qui désigne la reconstitution de l'état passé de la qualité de l'eau et des conditions biologiques à partir de l'étude des sédiments, est une méthode utile, qui a été largement appliquée, notamment à des lacs européens (Bennion *et al.*, 2011), dans le cadre du programme EMAP des États-Unis (Dixit *et al.*, 1999) et à des études régionales menées au Canada (p. ex. Hall et Smol, 1996). Cependant, dans le cas des cours d'eau, la reconstitution de la qualité des eaux à l'aide de la méthode paléolimnologique est seulement possible dans les rares cas où la faible vitesse du courant permet l'accumulation de sédiments sur de longues périodes, par exemple dans les lacs fluviaux des grands réseaux hydrographiques (p. ex. le lac Saint-François, dans le fleuve Saint-Laurent, Reavie *et al.*, 1998), dans les chaînes de lacs reliés par un cours d'eau (vallée de la rivière Qu'Appelle, Hall *et al.*, 1999) et dans les cours d'eau à marées (estuaire de la rivière Kennebec, baie Merrymeeting, Köster *et al.*, 2007).

Les études paléolimnologiques peuvent être coûteuses, car elles requièrent la datation de sédiments, des analyses taxonomiques de microfossiles et des analyses statistiques nécessaires à la reconstitution des concentrations d'éléments nutritifs. Néanmoins, elles sont récemment devenues plus accessibles grâce à de nouveaux modèles d'inférence des éléments nutritifs, qui couvrent de grandes étendues géographiques, et au nombre croissant de diplômés universitaires dotés de l'expertise nécessaire. De plus, l'approche surface-fond (*top-and-bottom approach*) utilisée dans le programme EMAP (Dixit *et al.*, 1999) et, plus récemment, dans les récents relevés du programme NAWQA (Bachmann, 2012), permet de collecter de grands ensembles de données régionales sur l'état des lacs avant la colonisation.



#### 3.4.2.4 Communautés biologiques

À l’instar des études sur la répartition spatiale des concentrations d’éléments nutritifs, les études régionales sur l’état biologique peuvent servir à décrire les conditions de référence d’une région donnée, notamment grâce aux indices biologiques existants ou aux analyses multivariées de communautés.

Des indices biologiques ont été utilisés pour décrire les conditions de référence à des sites de référence prédéfinis selon des critères de pression et d’autres méthodes. Ces indices se fondent sur des taxons d’algues indicateurs (Kelly et Whitton, 1995, Grande-Bretagne; Schaumburg *et al.*, 2004, Allemagne; Maine Department of Environmental Protection, 2012), sur des variables relatives à des communautés d’invertébrés (p. ex. le Stream Condition Index de la Floride [USEPA, 2010b]) ou sur des espèces de macrophytes indicatrices (Schaumburg *et al.*, 2004). Les indices fondés sur des espèces indicatrices sont généralement basés sur les moyennes pondérées des valeurs de classes des indices, c’est-à-dire que les valeurs de classes de chaque espèce indicatrice sont pondérées par l’abondance de cette espèce.

Les résultats descriptifs d’une étude taxonomique et d’une évaluation rapide du périphyton ont également servi à décrire des sites de référence en Floride (USEPA, 2010b). De plus, des techniques d’ordination (p. ex. analyse de correspondance) ont été employées pour décrire les communautés de diatomées en fonction des conditions de référence (Lavoie *et al.*, 2006, Schaumburg *et al.*, 2004).

### 3.4.3 Définition d’un écart acceptable par rapport aux conditions de référence

Une fois que les conditions de référence sont bien décrites, il faut définir un écart qui est acceptable par rapport à ces conditions et qui deviendra la recommandation. Par exemple, l’Union européenne (2000) a défini un « bon état » comme un faible écart par rapport aux conditions d’un milieu « non perturbé », laissant cependant à chaque État membre le soin de définir le terme « non perturbé ». Cette définition peut être interprétée de différentes façons, ce qui est en soi un inconvénient de l’approche des conditions de référence. Bien que l’écart entre les concentrations d’éléments nutritifs et les conditions de référence puisse être estimé par une méthode statistique ou un modèle de prédiction utilisant des variables-réponses biologiques, il est difficile de définir et de mesurer un changement écologique « acceptable » (ANZECC, 2000a, 2000b). Les méthodes ayant déjà servi à établir des valeurs guides observant un certain écart par rapport aux conditions de référence sont présentées dans les sections suivantes.

#### 3.4.3.1 Centiles des concentrations d’éléments nutritifs

Une méthode couramment utilisée pour élaborer des recommandations fondées sur des conditions de référence consiste à définir, comme valeur guide, le centile supérieur (p. ex. 75<sup>e</sup>) des concentrations d’éléments nutritifs observées dans un ensemble de sites de référence ou encore le centile inférieur (p. ex. 25<sup>e</sup>) des concentrations observées à tous les sites de la région géographique d’intérêt. La méthode du centile supérieur des populations de référence est plus

rigoureuse, car elle détermine au départ les sites de référence. Ainsi, elle offre un degré de confiance plus élevé quant à l'applicabilité de la valeur guide que la méthode du centile inférieur.

L'USEPA a recommandé l'utilisation du 75<sup>e</sup> centile pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs (USEPA, 2000), tandis que l'ANZECC (2000a, 2000b) a établi les recommandations au 80<sup>e</sup> centile. Dans le cas des variables pour lesquelles le seuil de protection se situe dans les valeurs supérieures (p. ex. oxygène dissous), le 25<sup>e</sup> ou le 20<sup>e</sup> centile est utilisé. Pour le Maine, le 90<sup>e</sup> centile a été proposé (Maine Department of Environmental Protection, 2012), car l'État compte de nombreux plans d'eau de grande qualité et qu'il ne semblait pas réaliste de classer 25 % des sites de référence au-dessus de la recommandation.

Une autre méthode possible pour les régions qui abritent peu ou pas de sites de référence est de calculer une valeur située entre le 5<sup>e</sup> et le 25<sup>e</sup> centile de l'ensemble des sites selon la distribution relative des sites perturbés et non perturbés (USEPA, 2000). Dans l'étude de cas de l'Ontario, où l'approche par écorégions a servi à l'élaboration de recommandations sur le phosphore (Environnement Canada, 2006), on a également utilisé le 25<sup>e</sup> centile de l'ensemble des sites comme mesure des conditions naturelles, afin de tenir compte de la grande quantité de données prélevées dans les cours d'eau situés en zones habitées et du peu de données disponibles dans les régions qui pourraient certainement être désignées comme des régions de référence. Cette méthode devrait recevoir le plus faible coefficient de pondération parmi les différentes sources de données utilisées lors de l'élaboration de recommandations, puisqu'elle est purement statistique et qu'il n'y a aucun moyen de vérifier si le 25<sup>e</sup> centile représente vraiment les conditions de référence quand il est appliqué à une région particulière.

La méthode du centile inférieur repose sur le pourcentage de sites perturbés, qui peut varier considérablement d'une région à l'autre de telle sorte que le 25<sup>e</sup> centile peut s'avérer une valeur encore trop prudente. Par exemple, au New Hampshire, où la plupart des cours d'eau ont des usages désignés, un centile supérieur sera nécessaire à l'élaboration de recommandations appropriées (New Hampshire Department of Environmental Services, 2002). Les autorités de cet État ont donc proposé une méthode basée sur un centile de référence (du 75<sup>e</sup> au 90<sup>e</sup> centile), qui se fonde sur une définition modifiée des sites de référence. Cela a entraîné l'inclusion, dans la population de référence, de tous les sites où les conditions d'oxygène dissous n'étaient pas détériorées, contrairement à l'approche initiale, plus restrictive, dans laquelle les sites de référence étaient déterminés en fonction de leur conductance spécifique ( $\leq 50 \mu\text{S}/\text{cm}$ ).

L'avantage des méthodes fondées sur les centiles est que les centiles sont faciles (et donc peu coûteux) à calculer. Ces méthodes exigent simplement des données qui offrent une bonne représentation des cours d'eau pour l'ensemble de la région d'intérêt et pour chaque type de cours d'eau. Quand on prévoit utiliser les centiles de tous les sites, la façon la plus rigoureuse de concevoir un programme de suivi est d'établir un plan d'échantillonnage aléatoire, c'est-à-dire de choisir au hasard un sous-ensemble de sites parmi le nombre total de sites (USEPA, 2000). Toutefois, puisque les valeurs centiles ne sont liées à aucune réponse biologique, il faudrait, si possible, vérifier les recommandations basées sur des centiles à l'aide d'autres méthodes. Une autre façon de s'assurer que la valeur centile choisie représente bien l'intégrité écologique est d'utiliser seulement les données sur la qualité de l'eau qui proviennent de sites pour lesquels il

existe également des données biologiques, ce qui permet de confirmer les conditions de référence (USEPA, 2010b).

#### 3.4.3.2 Analyse du point milieu

L'analyse du point milieu est une combinaison des deux méthodes fondées sur les centiles proposées par l'USEPA (Sheeder et Evans, 2004). Les seuils de concentration des éléments nutritifs correspondent au point milieu entre la valeur supérieure de l'intervalle de confiance-95 % de la médiane établie pour les sites de référence et la valeur inférieure de l'intervalle de confiance-95 % de la médiane établie pour les sites perturbés (Sheeder et Evans, 2004). Le principal avantage de cette technique est qu'elle tient compte des plages de variabilité des sites de référence et des sites perturbés séparément et qu'elle permet d'inclure des situations où il y a un grand nombre de sites de référence et un petit nombre de sites perturbés ou vice versa. Pour assurer le succès de cette technique, cependant, il faut identifier rigoureusement au préalable les sites perturbés et non perturbés.

#### 3.4.3.3 Intervalles d'intervention

Dans son *Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce*, Environnement Canada (2004) suggère d'utiliser la plus faible des valeurs suivantes comme écart limite acceptable par rapport aux conditions de référence : la limite supérieure d'un intervalle d'intervention prédéfini pour l'état trophique (voir section 3.6.2.2) ou une augmentation de 50 % par rapport à la concentration naturelle. En plus de proposer des moyens simples et peu coûteux de gérer les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux canadiennes, ce document permet de tenir compte des différences écorégionales et d'assurer le maintien d'une diversité d'états trophiques. Toutefois, puisque les limites des intervalles d'intervention sont basées sur la classification de l'état trophique des lacs, leur applicabilité aux cours d'eau est limitée (Berryman, 2006). Bien que la protection des eaux en aval soit un facteur à considérer dans l'élaboration de recommandations pour les cours d'eau (voir section 3.9.1), l'applicabilité de ce facteur diminue à mesure qu'augmente la distance entre le cours d'eau et les eaux réceptrices finales en raison de la présence de puits d'éléments nutritifs. Quant au pourcentage d'augmentation par rapport à la concentration naturelle, il s'agit d'une valeur qui n'a pas été corroborée par des données sur les réponses biologiques dans les cours d'eau et qui ne respecte donc pas les critères scientifiques pour la protection des usages de l'eau.

#### 3.4.3.4 Ordination des données biologiques

Les ordinations sont des techniques d'analyse multivariée qui permettent de grouper des échantillons biologiques ou chimiques en se fondant sur la composition des communautés dans un espace multidimensionnel. Lavoie *et al.* (2006) ont utilisé une analyse de correspondance pour délimiter les communautés de référence par rapport aux communautés perturbées, analyse dans laquelle la position des échantillons sur le premier axe d'ordination représentait le degré de dégradation environnementale. Les limites entre les classes de dégradation, qui étaient au départ uniquement basées sur le jugement, ont par la suite été précisées à l'aide d'approches de prédiction (Grenier *et al.*, 2010, Lavoie *et al.*, 2010).

L'analyse de correspondance a également été utilisée pour définir et délimiter les communautés de macroinvertébrés et les variables connexes des sites de référence. Des intervalles de confiance de 95 % ont été calculés et les sites évalués situés à l'extérieur de ces intervalles ont été considérés comme étant perturbés (Jones *et al.*, 2007). Cette méthode n'a pas été expressément conçue pour l'enrichissement en éléments nutritifs, mais elle pourrait facilement être utilisée à cette fin, et des variables relatives à d'autres groupes d'organismes (p. ex. périphyton) pourraient être analysées.

L'avantage de l'analyse des conditions de référence biologiques est que la réponse biologique à l'enrichissement en éléments nutritifs est directement mesurée et que les facteurs modificateurs régionaux ou locaux qui influent sur cette réponse sont intégrés aux résultats. Par ailleurs, le biote intègre les conditions avec le temps, ce qui fait de lui un meilleur indicateur des conditions moyennes que les mesures ponctuelles de concentrations d'éléments nutritifs. Cependant, l'analyse par ordination nécessite une connaissance approfondie et poussée des statistiques. De plus, outre des données sur les éléments nutritifs, cette méthode exige un grand ensemble de données biologiques représentatives des sites de références et des sites perturbés, dont la collecte est généralement plus coûteuse que les mesures correspondantes d'éléments nutritifs. Pour les autorités compétentes qui ont déjà recueilli de tels ensembles de données ou qui ont l'expertise pour le faire, l'utilisation de cette méthode peut être un ajout précieux aux critères numériques applicables aux éléments nutritifs.

#### 3.4.3.5 Rapport de qualité écologique et indices biologiques

Le rapport de qualité écologique (RQE), qui compare l'état observé à l'état attendu, offre une façon de convertir les gradients stress-réponse en une variable continue pouvant être normalisée à l'échelle régionale (REFCOND, 2003). Ce rapport donne lieu à un système de classification qui est basé sur des variables biologiques et dont les valeurs vont de 0 (pire état) à 1 (meilleur état). Les limites des classes sont établies en fonction de variables biologiques (p. ex. entre élevé [= référence] et bon [= peu perturbé] et bon et modéré [perturbé]) (Kelly *et al.*, 2009).

Le RQE est plus facile à calculer si les données sur les communautés biologiques sont exprimées sous forme d'indices biologiques. Ces indices sont généralement basés sur de grands ensembles de données relatives aux communautés qui ont été liés à des gradients de stress et dans lesquels la relation stress-réponse est classée et convertie en un système numérique. Cette méthode a été abondamment utilisée en Europe pour décrire les conditions de référence (voir section 3.4.2.4), puis pour déterminer les limites de classes entre, d'une part, les conditions de référence, et d'autre part, les conditions peu perturbées et les conditions modérément perturbées. Par exemple, en Allemagne, pour l'approche des conditions de référence des végétaux (incluant les macrophytes, les diatomées et autres phytobenthos), on a d'abord identifié les espèces indicatrices liées aux conditions de référence, puis on a utilisé ces espèces pour calculer un indice qui décrit l'écart par rapport aux conditions de référence en se fondant sur une comparaison entre l'abondance des espèces indicatrices de référence et celle des espèces indicatrices plus tolérantes (Schaumburg *et al.*, 2004).

### 3.5 Modélisation prédictive

La modélisation prédictive est la façon la plus directe d'établir des critères numériques relatifs aux éléments nutritifs qui correspondent aux résultats visés préalablement formulés. Aux États-Unis, dans le cadre de l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs propres à un État, de nombreuses études ont cherché à quantifier les relations stress-réponse et à concevoir des méthodes numériques visant à déterminer les seuils écologiques.

Il y a deux façons d'établir une recommandation avec la modélisation prédictive. La première consiste à utiliser un résultat visé (un état du biote qui correspond au « résultat visé », voir section 4.2) comme point de départ et à prédire ensuite les conditions requises (p. ex. les concentrations d'éléments nutritifs) pour atteindre ce résultat. Cette méthode donne de meilleurs résultats avec les relations stress-réponse linéaires, particulièrement si le résultat visé est hors de la plage des données analysées.

La deuxième méthode s'applique si le résultat visé ne peut être préalablement défini ou si une réponse non linéaire à des variables-stress est attendue. Dans ce cas, les seuils écologiques des variables-réponses biologiques sont liés aux concentrations d'éléments nutritifs (analyse du point de changement).

#### 3.5.1 Détermination des relations

##### 3.5.1.1 Exploration des données

Toute analyse de données débute par la description et l'exploration des données. Des statistiques sommaires doivent être effectuées ainsi que des tests et des visualisations de la distribution des données. Les valeurs extrêmes peuvent être identifiées et étudiées. Il convient en outre d'utiliser des techniques statistiques paramétriques et non paramétriques pour les données à distribution normale et à distribution non normale respectivement. Si les données sont log-normales, on peut effectuer une transformation logarithmique et utiliser des méthodes paramétriques.

##### 3.5.1.2 Corrélations

Les corrélations entre toutes les variables-stress, les variables-réponses et les variables incluses en raison de leur potentiel de modification des relations (p. ex. MES) doivent être explorées à l'aide de diagrammes de dispersion et de coefficients de corrélation. Les résultats indiqueront les relations les plus fortes et la forme potentielle des relations. Ces informations aideront à choisir le bon modèle pour quantifier les relations, comme le décrit la section suivante.

#### 3.5.2 Examen des relations

Il existe diverses méthodes pour établir des relations entre les variables-stress (éléments nutritifs) et les variables-réponses (biote). Le choix des méthodes dépend des distributions de données préalablement déterminées et de la forme de la relation indiquée par la corrélation. Le but de cette étape est d'identifier les variables-stress et le modèle qui prédisent le mieux la

variable-réponse, c'est-à-dire de maximiser le pouvoir prédictif et de réduire au minimum le degré d'incertitude.

Pour maximiser le pouvoir prédictif de n'importe quel des modèles présentés, il est généralement recommandé d'utiliser la plus grande plage de données possible pour toutes les variables mesurées (Nutrient STEPS, 2012). Plus la variation des concentrations d'éléments nutritifs et des variables-réponses est grande, plus il y a de chances que le modèle puisse expliquer une grande variation dans les données et que le degré d'incertitude (variation inexpliquée ou termes d'erreur) reste assez faible.

Une autre façon de réduire au minimum l'incertitude est d'inclure, dans le modèle, des facteurs modificateurs propres au site, si l'effet de ces facteurs n'a pas été éliminé par la classification des cours d'eau. Des exemples sont présentés à la section 3.5.3.4.

#### 3.5.2.1 Régression

Pour établir des relations entre les variables-réponses et les variables-stress, on peut se servir d'un certain nombre de techniques de régression. La régression linéaire simple (une variable-stress et une variable-réponse) et la régression linéaire multiple (plusieurs variables-stress et une variable-réponse) peuvent être utilisées si les données ont une distribution normale et, dans le cas d'une régression multiple, si les variables explicatives sont indépendantes. Si les données ne présentent pas une distribution normale, on peut se servir d'une régression par quantile, d'une régression non paramétrique (USEPA, 2010a, p. 32-52) ou de la méthode LOWESS (ou LOESS) pour modéliser les relations.

Les techniques de régression ont l'avantage d'être faciles à interpréter et à évaluer, de pouvoir inclure plus d'une variable explicative et de tenir compte des interactions entre les variables. Certaines de ces techniques sont toutefois fondées sur des hypothèses strictes quant à la distribution des données et la forme de la relation et sont sensibles aux données aberrantes (Nutrient STEPS, 2012).

Toutes ces techniques comportent des exigences semblables en ce qui concerne la quantité et la qualité des données. Cependant, les techniques de régression non paramétrique peuvent être complexes et nécessiter des compétences avancées en statistique. Plus l'ensemble de données est grand, plus les variables sont susceptibles de présenter une distribution normale ou log-normale qui convient aux techniques de régression paramétrique (linéaire) puissantes et bien connues.

#### 3.5.2.2 Modèle d'équation structurelle

Reckhow *et al.* (2005) ont proposé un modèle d'équation structurelle, qui représente les relations conceptuelles entre diverses variables-stress et variables-réponses et dans lequel les corrélations individuelles et le pouvoir prédictif global du modèle sont quantifiés. Ce modèle, qui a été présenté dans le cadre d'une étude universitaire, ne semble pas avoir été appliqué à l'élaboration de recommandations.

### 3.5.2.3 Ordination

Weigel et Robertson (2007) ont utilisé l'analyse de redondance pour déterminer les variables qui ont le plus d'effets sur les variables relatives aux macroinvertébrés et aux poissons dans les cours d'eau du Wisconsin. L'analyse de redondance est une technique multivariée qui évalue les relations entre plusieurs variables explicatives et variables biologiques (abondance ou autres variables) dans un ensemble d'échantillons.

Lorsqu'on utilise des données sur des communautés biologiques pour élaborer des recommandations numériques sur les éléments nutritifs, l'ordination est la méthode idéale pour explorer les relations entre les variables biotiques et environnementales. Cette méthode exige une bonne connaissance des techniques d'ordination, ce qui requiert généralement plus que des compétences élémentaires en statistique. De plus, elle nécessite un assez grand ensemble de données biologiques et physico-chimiques concordantes puisqu'idéalement le nombre d'échantillons disponibles pour l'analyse doit être considérablement plus élevé que le nombre de variables-stress potentielles étudiées. S'il n'existe pas de données biologiques, le coût de collecte et d'analyse de telles données peut être élevé.

### 3.5.3 Établissement d'un seuil ou de critères

Lorsque les relations susmentionnées sont quantifiées, on peut s'en servir pour prédire une valeur guide qui correspond à un résultat visé de la variable-réponse ou à un seuil écologique.

#### 3.5.3.1 Méthode de l'ordonnée à l'origine

La méthode de l'ordonnée à l'origine est une forme de régression linéaire dans laquelle la relation est extrapolée au-delà de la plage de données disponibles (voir section 3.3.2.2). Wong et Clark (1979) l'ont utilisée pour déterminer la biomasse de plantes aquatiques qui correspondait à un bilan d'oxygène (respiration-photosynthèse) nul. Chambers *et al.* (2008) ont aussi fait appel à cette méthode pour extrapoler la relation entre les concentrations d'éléments nutritifs et un gradient de pression donné (% de terres agricoles) afin de déterminer les conditions de référence dans des bassins versants agricoles. Ils ont ensuite utilisé ces conditions de référence pour élaborer des recommandations sur les éléments nutritifs à l'aide de sources de données multiples.

La force de cette méthode est qu'elle permet d'élaborer des recommandations pour des régions où les données de référence sont rares ou inexistantes. De plus, elle est peu coûteuse si l'on dispose d'un bon ensemble de données sur une paire variable-stress/variable-réponse représentative (la collecte de telles données entraînera des coûts).

En revanche, le point faible de cette méthode est que les données sont extrapolées au-delà de la plage d'étalonnage du modèle. La méthode repose sur l'hypothèse que la pente et la forme de la relation ne varient pas, ce qui ne peut être confirmé par les données et augmente ainsi l'incertitude. Il ne faudrait donc employer cette méthode que si elle s'appuie sur un modèle théorique reconnu et que si la relation de régression est forte et peu variable.

### 3.5.3.2 Analyse du point de changement

L'analyse du point de changement consiste à déterminer les points d'une régression où la pente de la relation change de façon significative (USEPA 2010a, p. 53-54). En d'autres mots, elle permet d'identifier le point d'une distribution où la somme des carrés des résidus (déviante) de chaque côté du point est inférieure à la déviante globale de l'ensemble des données.

Une variante de l'analyse du point de changement est l'arbre de régression, où un seul point est déterminé dans la relation entre deux variables (Weigel et Robertson, 2007; Chambers *et al.*, 2009, Miltner, 2010).

La régression des forêts aléatoires (*random forests regression*) est une analyse d'arbres de régression qui ne dépend pas d'hypothèses préalables sur la relation entre les variables-stress et les variables prédictives et qui permet des interactions et des relations non linéaires entre les variables (Black *et al.*, 2010).

Les modèles de régressions segmentées sont des modèles discontinus dans lesquels deux lignes se joignent à des points inconnus dits « points de rupture ». Ces types de modèles sont efficaces pour la modélisation de points de rupture abrupts ou de seuils (Black *et al.*, 2010).

Les méthodes d'analyse du point de changement comptent parmi les rares méthodes statistiques rigoureuses qui permettent de déterminer des seuils dans les relations stress-réponse. Elles offrent l'avantage de pouvoir être utilisées avec des données à distribution anormale et des relations non linéaires (King et Richardson, 2003). De plus, elles permettent de présenter des intervalles de confiance autour du point de changement, fournissant ainsi une mesure de l'incertitude. Elles présentent toutefois l'inconvénient d'exiger beaucoup de données et de calculs et d'être sensibles à la variabilité des données (Nutrient STEPS, 2012).

### 3.5.3.3 Modèles de cours d'eau (*whole-river models*)

À l'instar des modèles de bassins versants qui prédisent des conditions de référence, les modèles de cours d'eau bien étalonnés peuvent prédire les concentrations d'éléments nutritifs nécessaires à l'obtention des résultats visés. Il faut d'abord étalonner le modèle avec des données sur les conditions passées, puis l'utiliser pour effectuer des prédictions à partir de différents scénarios susceptibles de faciliter l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Par exemple, le modèle WASP mis au point pour la rivière Bow, en Alberta, a fourni des simulations qui ont permis d'établir, pour le tronçon modélisé de la rivière, un objectif pour le phosphore dissous qui assurait le respect de la concentration minimale souhaitée d'oxygène dissous de 5 mg/L (Golder Associates, 2007; BRBC, 2008). Aquatox et QUAL2K sont d'autres modèles de qualité de l'eau qui ont été proposés pour l'élaboration de recommandations (Chapra *et al.*, 2005). Le module d'eutrophisation du modèle QUAL2K a été entièrement intégré dans les dernières versions de WASP, qui est le modèle administré et mis à jour par l'USEPA.

Les modèles de qualité de l'eau, tout comme les modèles combinés bassins versants-cours d'eau, comportent diverses exigences : un ensemble étendu de données est nécessaire à leur étalonnage



et une expertise professionnelle en modélisation est requise pour la préparation, l'étalonnage et l'interprétation des résultats. Aux étapes initiales, un modèle de qualité de l'eau est donc coûteux, mais une fois qu'il est bien étalonné pour le cours d'eau ou le tronçon d'intérêt, il peut être utilisé pour modéliser non seulement les relations stress-réponse, mais aussi l'impact des facteurs modificateurs et de divers scénarios de charges. Puisqu'un modèle de qualité de l'eau n'a pas à être doté d'une composante « bassin versant » pour explorer les relations des variables de la qualité de l'eau, il est moins coûteux qu'un modèle de bassin versant (voir section 3.4.2.2).

La revue de la littérature n'a révélé aucune autre façon d'appliquer les modèles de cours d'eau à l'élaboration de recommandations. Un cadre de gestion régional demande généralement l'établissement d'objectifs propres à chaque site et prévoit des mesures de gestion concrètes, ce qui, en exigeant des modèles plus de précision qu'ils peuvent en offrir, se traduit par de plus grands besoins en ressources. Les modèles de cours d'eau sont souvent utilisés aux États-Unis pour déterminer les charges totales maximales journalières (*total maximum daily loads* ou TMDL), qui sont également propres à chaque site et ont des conséquences directes sur la réglementation. Les modèles de cours d'eau et de bassins versants peuvent être utiles à l'établissement d'objectifs et de recommandations propres à un site, mais ils s'avèrent particulièrement utiles à l'établissement d'objectifs qui sont destinés à servir d'outils de gestion et qui, à ce titre, doivent offrir un haut degré de certitude.

#### 3.5.3.4 Inclusion de facteurs modificateurs

Il est possible d'utiliser les modèles théoriques ou l'analyse exploratoire de données pour évaluer si certaines variables peuvent améliorer l'exactitude et la précision des relations stress-réponse (USEPA, 2010a). Par exemple, la relation entre les MES et le PT est bien connue ainsi que celle entre le PT et le carbone organique dissous (COD), particulièrement dans les eaux du bouclier précambrien. Il faut évaluer les variables qui présentent une forte corrélation avec la variable-stress ou la variable-réponse. Si l'analyse des relations montre qu'un facteur modificateur exerce une forte influence, il peut être pertinent d'utiliser ce facteur pour l'établissement de critères relatifs aux éléments nutritifs. Cela a déjà été fait de diverses façons pour l'élaboration de recommandations, comme il est expliqué ci-dessous.

#### **Stratification par facteur modificateur**

- En Nouvelle-Zélande, une analyse des relations stress-réponse a montré un effet important de l'affouillement dû au débit sur le développement de la biomasse maximale de périphyton dans les cours d'eau. Les chercheurs ont établi des critères relatifs aux éléments nutritifs en fonction de diverses classes de fréquence des crues (Biggs, 2000a) afin de réduire au minimum la variabilité attribuable à l'affouillement dans chaque catégorie de cours d'eau.
- Une étude portant sur de petits cours d'eau de l'Ohio a montré que l'ombre modifiait l'effet des éléments nutritifs sur la croissance du périphyton en plus d'améliorer l'ajustement des modèles de régressions (Miltner, 2010). Après avoir identifié un point de rupture au niveau de la couverture végétale, l'auteur a analysé les différents résultats que pourrait entraîner

l'atteinte de critères numériques ou d'objectifs de gestion des éléments nutritifs à vocation protectrice basés sur la couverture végétale (Miltner, 2010).

### **Modèle de régression pour des variables fortement corrélées**

- Au cours de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à des tronçons, on a observé une forte dépendance saisonnière du PT à l'égard des concentrations de MES liées au débit ( $r^2 = 0,86 - 0,96$ ) dans la rivière North Saskatchewan. Au lieu d'utiliser les centiles de référence du PT, comme cela a été fait pour d'autres variables dans cette étude, on a employé l'équation de régression entre les valeurs de référence des MES et les valeurs de référence du PT afin d'établir des objectifs pour le PT en saison des eaux libres (NSWA, 2010). Cette approche part du principe que la concentration de PT de référence, qui dépend de la quantité de MES, tient compte de la variation naturelle du PT attribuable à la charge de sédiments liée au débit et que toute augmentation au-delà de cette concentration sera due à d'autres sources.

### **Exceptions**

- La recommandation pour le phosphore total applicable à la rivière Liard à Upper Crossing, en Colombie-Britannique, a été établie à 0,03 mg/L pour des degrés de turbidité allant jusqu'à 6 uTN. La relation entre le PT et la turbidité a été utilisée pour déterminer à quel degré de turbidité le PT était présumément lié surtout aux solides et était ainsi non disponible pour être absorbé par les plantes (Tri-Star Environmental Consulting, 2005b).

Une analyse des relations stress-réponse peut et devrait toujours passer par l'exploration et la prise en compte des facteurs modificateurs. Généralement, ces données ont déjà été recueillies dans le cadre du programme de surveillance qui a fourni l'ensemble de données sur les éléments nutritifs et n'entraînent donc pas de dépenses supplémentaires. La collecte de données complémentaires sur des facteurs modificateurs qui n'entrent habituellement pas dans le cadre des études de terrain, telle la fréquence des crues ou la couverture végétale, pourrait cependant occasionner des dépenses supplémentaires.

### **3.6 Utilisation de recommandations existantes ou de valeurs de la littérature**

Il peut s'avérer pratique et économique d'élaborer des recommandations à partir de recommandations existantes qui ont été élaborées pour d'autres pays, provinces ou territoires, surtout si celles-ci s'appliquent aux conditions locales ou régionales (voir section 4.5.3.1). Il est important d'évaluer le degré d'applicabilité des valeurs guides établies par d'autres instances, ce qui peut nécessiter une classification des cours d'eau qui respectera les conditions qui prévalent dans les régions où ont été établies ces valeurs.

Il est également possible d'inclure les valeurs de la littérature relatives aux interactions entre les variables-stress et les variables-réponses dans les différentes sources de données utilisées pour l'élaboration de recommandations (section 3.6.2).

### 3.6.1 Recommandations existantes

Les recommandations sur les éléments nutritifs déjà établies pour des provinces canadiennes ou les États limitrophes des États-Unis peuvent être applicables si les attributs physiques des cours d'eau sont semblables. Le document *Literature Review Related to Setting Objectives for Lake Winnipeg* (North/South Consultants, 2006) présente une revue exhaustive des recommandations canadiennes sur les éléments nutritifs. Le tableau 5 du présent guide résume les recommandations actuelles des provinces, des régions et du CCME sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau ainsi que les méthodes qui ont servi à leur élaboration. Le tableau 6 résume les recommandations pour les États des États-Unis qui sont limitrophes du Canada. Enfin, le tableau 7 présente les critères de l'USEPA relatifs aux éléments nutritifs dans les cours d'eau, qui ont été établis en fonction des régions d'éléments nutritifs (voir Figure 1).

**Tableau 5. Recommandations canadiennes sur les éléments nutritifs adoptées et proposées et méthodes utilisées**

Région	Utilisation	PT (mg/L)	NT (mg/L)	Périphyton (mg Chl-a/m <sup>2</sup> )	Référence	Méthode
<b>Alberta</b>	Vie aquatique	0,05 <sup>‡</sup>	1		MEA, 1999	Inconnue
Alberta - Montane		0,002*	0,100*	26	Chambers et Guy, 2004	Mesures empiriques pour déterminer les éléments nutritifs limitants et modèles de régressions multiples pour expliquer l'abondance de Chl a.
Alberta - Lower Foothills		0,003*	0,105*	45		
Alberta - Dry Mixed Wood		0,004*	0,074*	12		
Alberta - Prairies	Vie aquatique	0,087	0,94	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>+</sup>
Alberta - Bow River	Vie aquatique	0,018		<150	Sosiak, 2002	Analyse de régression multiple des éléments nutritifs et de la biomasse mesurés
<b>Colombie-Britannique</b>	Esthétique et loisirs			50	MECB, 2001	Valeurs de la littérature; expérience de biologistes de la C.-B.
Colombie-Britannique	« Changements indésirables »			100	MECB, 2001	
C.-B. - Île de Vancouver (préliminaire)	Vie aquatique	0,005 (moy.) 0,010 (max.)			Nordin, 2009; MECB, 2012	Revue de la littérature; méthode des centiles et méthode des valeurs de référence +50 %; groupes de travail

Région	Utilisation	PT	NT	Périphyton	Référence	Méthode
<b>Manitoba</b>	« Pour prévenir la croissance et la reproduction nuisibles de plantes, de champignons ou de bactéries aquatiques enracinés, fixés et flottants ou pour éviter de rendre de quelque autre façon l'eau impropre à divers usages bénéfiques » [ <i>traduction</i> ]	0,025/ 0,05***			Gestion des ressources hydriques Manitoba, 2011	Apparaît dans les recommandations descriptives, mais aucune méthode n'est mentionnée en ce qui a trait à l'élaboration de recommandations.
Manitoba (transition entre les prairies et les plaines boréales)	Vie aquatique	0,101	0,41	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>+</sup>
<b>Nouveau-Brunswick</b>	Vie aquatique	0,012	1,05	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>+</sup>
<b>Ontario</b>		0,03	-	-	Ontario MEEQ, 1994 – 50 % de la valeur limitante pour les algues et le périphyton	La moitié de la concentration (60 ug/L) sous laquelle la croissance des plantes aquatiques est contrôlée. Basée sur les données de production empiriques des cours d'eau de taille moyenne du sud de l'Ontario. Les cours d'eau de tête qui affichent une concentration inférieure à 30 ug/L n'abritent pas d'espèces problématiques.

Région	Utilisation	PT	NT	Périphyton	Référence	Méthode
Ont. - Plaines à forêts mixtes	Vie aquatique	0,024	1,07	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
<b>Île-du-Prince-Édouard</b>	Vie aquatique	Propre à un site		-	Van Den Heuvel, 2009	Moyenne des concentrations « naturelles » (présumées être principalement attribuables aux eaux souterraines) + 2; Écarts-types, avec suppression des valeurs aberrantes qui représentent un débit et une turbidité élevés.
	Vie aquatique dans la partie aval de l'estuaire	-	Propre à un site		Bugden <i>et al.</i> 2013	Basée sur les charges requises pour atteindre l'objectif visé pour l'oxygène dans l'estuaire.
Île-du-Prince-Édouard	Vie aquatique	0,024	1,15	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
<b>Québec</b>	Vie aquatique et loisirs (pour les cours d'eau)	0,03			Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2009	Adoption de la recommandation de l'Ontario
Québec (Chaudière-Appalaches)	Vie aquatique	0,024	1,28	-	Chambers <i>et al.</i> , 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
<b>CCME</b>	Vie aquatique (pour les cours d'eau se déversant dans un lac)	Référence + 50%, reste dans l'intervalle d'intervention**			CCME, 2004	

† sera bientôt révisé (AESRD, comm. pers.)

+ 25<sup>e</sup> centile de toutes les données, 80<sup>e</sup> centile des données de référence, valeurs de référence +50 %

\*P sous forme de PTD, N sous forme de nitrate + nitrite

\*\*Intervalles d'intervention (mg/L):

<i>ultra-oligotrophe</i>	<0,004
<i>oligotrophe</i>	0,004-0,01
<i>mésotrophe</i>	0,01-0,02
<i>méso-eutrophe</i>	0,02-0,035
<i>eutrophe</i>	0,035-0,100
<i>hyper-eutrophe</i>	>0,100

\*\*\* 0,025 au point d'entrée des affluents dans les plans d'eau - 0,05 ailleurs dans les cours d'eau

**Tableau 6. Recommandations sur les éléments nutritifs élaborées pour les États des États-Unis limitrophes du Canada**

État	PT (mg/L)	NT (mg/L)	Chl a (colonne d'eau ug/L)	Référence	Notes
Maine	Classe AA = 0,018 Classe A = 0,018 Classe B = 0,030 Classe C = 0,033		Classe AA = 3,5/5,0 Classe A = 3,5/5,0 Classe B = 8 Classe C = 8	Maine Department of Environmental Protection, 2012	Version préliminaire – critères détaillés et complexes
Minnesota	Nord = 0,055 Centre = 0,1 Sud = 0,15		Nord = <10 Centre = <20 Sud = <40	Heiskary <i>et al.</i> , 2010	Basées sur différentes sources de données et de nombreuses données empiriques. Autres critères établis pour le flux d'oxygène dissous et la DBO5.
Montana	0,03	0,3		Suplee <i>et al.</i> , 2008	Northern Rockies
	0,025	0,35			Canadian Rockies
	0,03	0,3			Idaho Batholith
	0,03	0,3			Middle Rockies
	0,105	0,25			Absaroka- Gallatin Volcanic Mountains
	0,11	1,4			Northwest glaciated Plains
	0,08	0,56			Upplands / Foothills
	0,14	1,4			Northwest Great Plains and Wyoming Basin
New York	0,065/0,030			Smith et Tran, 2010	Actuelles/proposées (saison de croissance)
Vermont	0,01 - 0,044			Laidlaw, 2010	Varié selon les classes de cours d'eau et les usages (loisirs vs esthétique)
Wisconsin	0,075	-	-	Laidlaw, 2010	Cours d'eau guéables
	0,1				Cours d'eau non guéables
	0,01				Moyenne saisonnière, stratifiée par écorégion



**Tableau 7. Critères de l'USEPA relatifs aux éléments nutritifs pour les régions d'éléments nutritifs de l'USEPA (écorégions de niveau III regroupées)**

Ecorégion	N°	PT (mg/L)	NT (µg/L)	Chl a (µg/L)	Turbidité uTN
Willamette and Central Valleys	1	0,047	0,31	1,8	4,25
Western Forested Mountains	2	0,01	0,12	1,08	1,3
Xeric West	3	0,022	0,38	1,78	2,34
Great Plains grass and shrubland	4	0,023	0,56	2,4	4,21
South Central Cultivated Great Plains	5	0,067	0,88	3	7,83
Corn Belt and Northern Great Plains	6	0,076	2,18	2,7	6,36
Glaciated Dairy Region	7	0,033	0,54	1,5	1,7
Glaciated Upper Midwest and Northwest	8	0,01	0,38	0,63	1,3
Southeastern temperate forested Plains and Hills	9	0,037	0,69	0,93	5,7
Texas Louisiana Coastal and Mississippi Alluvial Plains	10	0,128*	0,76	2,1	17,5
Central and Eastern Forest Uplands	11	0,01	0,31	1,61	2,3
Southern Coastal plain	12	0,04	0,9	0,4	1,9
Southern Florida Coastal Plain	13				
Eastern Coastal Plain	14	0,031	0,71	3,75	3,04

\*notée comme anormalement élevée

Nota : Les régions d'éléments nutritifs qui sont situées à la frontière canado-américaine sont énumérées à la section 3.2.2.1.

### 3.6.2 Valeurs de la littérature

Les valeurs de la littérature peuvent être utiles pour déterminer les relations stress-réponse, pour définir l'état trophique ou pour établir des seuils écologiques pertinents. Elles présentent l'avantage d'avoir été préalablement vérifiées et revues par des pairs, mais doivent être interprétées prudemment avant d'être appliquées hors de la région pour laquelle elles ont été élaborées.

#### 3.6.2.1 Seuils écologiques

Les seuils d'éléments nutritifs sont utiles, car ils indiquent les concentrations en deçà desquelles s'exerce un contrôle positif de l'environnement. Les mesures de contrôle des éléments nutritifs qui ne réduisent pas les concentrations sous ces seuils n'auront pas d'impact mesurable sur le seuil considéré pour la variable-réponse quel que soit ce seuil. Pour déterminer les relations entre les éléments nutritifs et la réponse biologique, il faut recueillir des données empiriques dans le cadre d'activités intensives de surveillance de façon à ce que ces données puissent être avantageusement utilisées partout où elles sont pertinentes. Cela réduit les frais à engager et augmente les sources de données disponibles pour l'élaboration de recommandations. Ailleurs qu'au Canada, des modèles de régressions ont souvent été utilisés pour établir ces valeurs, qui devraient être examinées ou utilisées dans le cadre d'une démarche « multisources ».

Un nombre considérable d'études ont examiné les réactions biotiques à diverses concentrations d'éléments nutritifs pour estimer de tels seuils (tableau 8). De nombreuses concentrations ont été définies comme seuils pour la croissance des algues et pour d'autres indicateurs biologiques, sans doute en raison de différences entre les facteurs modificateurs des régions et des sites à l'étude ainsi que de différences entre les communautés d'organismes.

**Tableau 8. Seuils des réponses biologiques aux éléments nutritifs et à d'autres facteurs (modifié de North/South Consultants, 2006)**

Paramètre	Seuil	Unité	Réponses	Référence*
AT : PT ambiant	> 20	molaire vs concentration	P est limitant pour les algues benthiques.	USEPA, 2000
	< 10	rapport non indiqué	N est limitant pour les algues benthiques.	USEPA, 2000
NT et PT	< 3,0 et < 0,415	(mg/L)	Maximum d'algues benthiques < 200 mg/m <sup>2</sup>	Calculé à partir de Dodds et al., 1997 dans Dodds et Welch, 2000
	< 0,35 et < 0,030	(mg/L)	Biomasse benthique acceptable (moyenne < 100 mg/m <sup>2</sup> et maximum < 150 mg/m <sup>2</sup> )	Dodds et al., 1997
	< 0,47 et < 0,065	(mg/L)	Moyenne d'algues benthiques < 50 mg/m <sup>2</sup>	Dodds et al., 1997
	< 0,25 et < 0,021	(mg/L)	Moyenne d'algues benthiques < 50 mg/m <sup>2</sup>	Lohman et al., 1992
	< 0,29 et < 0,042	(mg/L)	Chlorophylle a du phytoplancton des cours d'eau < 8 µg/L	Calculé dans Dodds et Welch, 2000 à partir d'autres études
	0,58 - 1,67 et 0,012 - 0,087	(mg/L)	Communautés biologiques de grande qualité (phytoplancton, périphyton, macroinvertébrés)	Mandel et al., 2011
	< 0,4 - 1 et 0,01 - 0,03	mg/L	La plupart des réponses sont observées dans la biomasse d'algues benthiques	Stevenson et al., 2006
	0,3 et 0,02	mg/L	Croissance nuisible du périphyton à 150 mg/m <sup>2</sup>	Clark Fork River Tri-State Council, MT dans USEPA, 2000
PRS	< 0,047	(mg/L)	Prévient la croissance nuisible d'algues et maintient une qualité d'eau adéquate pour les salmonidés dans les rivières de l'Irlande.	McGarrigle, 1993 dans USEPA, 2000
	< 0,01	(mg/L)	Absorption par le périphyton saturée	Bothwell, 1985, 1989; Walton et al., 1995
	0,01-0,03	(mg/L)	Biomasse maximale de <i>Cladophora</i>	Freeman, 1986 et Watson, 1989 dans Welch et al., 1992
	>0,015	mg/L	Biomasse maximale du périphyton 100 mg/m <sup>2</sup>	Quinn, 1991 dans USEPA, 2000

Paramètre	Seuil	Unité	Réponses	Référence*
PTD	< 0,010 (moyenne estivale)	(mg/L)	Biomasse maximale de périphyton restée inférieure à 100 mg/m <sup>2</sup> dans la rivière Bow (Alb.)	Comm. pers. de Sosiak dans USEPA, 2000c
	0,0064	mg/L	Concentrations nuisibles de Chl a périphytique maximale de 150 mg/m <sup>2</sup> dans la rivière Bow	Sosiak, 2002
PT	0,022	(mg/L)	Concentrations médianes pondérées en fonction du débit de 85 sites dans des bassins assez peu développés aux États-Unis	Clark et al., 2000
	0,01 - 0,02	mg/L	Seuils de biomasse, activité de la phosphatase, indices et attributs de diversité de la composition taxonomique dans des cours d'eau bien tamponnés des hautes terres du littoral central de l'Atlantique	Stevenson et al., 2008
	0,02	mg/L	Croissance nuisible de <i>Cladophora</i>	Chetelat et al., 1999 dans USEPA, 2000
NIT et PRS	> 0,61 et 0,060	(mg/L)	Effets nocifs sur les communautés de poissons des cours d'eau d'ordre inférieur en Ohio	Miltner et Rankin, 1998 dans USEPA, 2000
NIT et PT	> 1,37 et > 0,17	(mg/L)	Effets significatifs sur l'indice d'intégrité biotique pour les poissons et les invertébrés (cours d'eau de tête, Ohio)	Miltner et Rankin, 1998 dans Dodds et Welch, 2000
NID et PT	> 0,435 et > 0,038	(mg/L)	Point de changement de la Chl a périphytonique	Miltner, 2010
NID et PRS	0,025 et 0,003	mg/L	Chl a périphytonique maximale de 100 mg/m <sup>2</sup> et diversité réduite d'invertébrés	Nordin, 1985 dans USEPA, 2000
NTD et PT	0,553 et 0,118	(mg/L)	Biomasse élevée de macrophytes (200 g/m <sup>2</sup> ) dans la rivière Saskatchewan (Sask.)	Chambers et Prepas, 1994
	0,277 et 0,06	(mg/L)	Biomasse moyenne de macrophytes (135 g/m <sup>2</sup> ) dans la rivière Saskatchewan (Sask.)	Chambers et Prepas, 1994
NID	0,08	(mg/L)	Croissance non limitée de <i>Cladophora</i>	Freeman, 1986 dans Welch et al., 1992

Paramètre	Seuil	Unité	Réponses	Référence*
NT	0,26	(mg/L)	Concentrations médianes pondérées en fonction du débit de 85 sites situés dans des bassins assez peu développés aux États-Unis.	Clark et al., 2000
Densités des brouteurs	< 3000	individus/m <sup>2</sup>	Prolifération du périphyton dans des cours d'eau de la Nouvelle-Zélande	Welch et al., 1992
Vitesse	> 0,3	(m/s)	Algues filamenteuses < 100 mg/m <sup>2</sup>	Biggs et al., 1998a dans Biggs, 2000a
	< 0,1	(m/s)	Propice à l'établissement des plantes	Chambers et al., 1991 dans Chambers et Prepas, 1994
Chlorophylle a benthique	< 100	(mg/m <sup>2</sup> )	Couverture surfacique d'algues filamenteuses inférieure à 20 %	Welch et al., 1988
	> 100	(mg/m <sup>2</sup> )	Algues filamenteuses généralement dominantes	Welch et al., 1988
	5 - 26	(mg/m <sup>2</sup> )	Conditions de référence (médianes) pour les rivières Athabasca et Wapiti	Chambers et Guy, 2004
	> 100	(mg/m <sup>2</sup> )	Frai du saumon perturbé en Alberta	Nordin, 1985 dans Chambers et Guy, 2004
	> 100	(mg/m <sup>2</sup> )	Biomasse « excessive »	Welch et al., 1988
Chlorophylle a phytoplanc-tonique	> 13	ug/L	Richesse taxonomique réduite des poissons dans les cours d'eau non guéables de la Virginie	Garman et al., 2007
Macrophytes	100-500	(g/m <sup>2</sup> )	« Limite supérieure tolérable » de la biomasse des macrophytes	Résumé dans Chambers et al., 1999
	< 1-50	(% couverture)	« Limite supérieure tolérable » de la biomasse des macrophytes	Résumé dans Chambers et al., 1999

### 3.6.2.2 État trophique

Les recommandations basées sur l'état trophique peuvent être utiles dans les régions où les cours d'eau présentent une vaste gamme d'états trophiques. Les valeurs d'intervention établies par le CCME pour la gestion du phosphore total en fonction de différentes classes trophiques sont basées sur l'échelle trophique élaborée pour les lacs par l'OCDE dans les années 1980, échelle dont le CCME a subdivisé la classe méso-eutrophe en deux sous-classes pour rendre compte de la grande diversité d'états trophiques des lacs au Canada (tableau 5). Toutefois, cette classification basée sur les lacs a une applicabilité limitée aux cours d'eau, puisque les relations éléments nutritifs/productivité observées dans les lacs sont très différentes de celles observées dans les cours d'eau.

Dodds *et al.* (1998) ont proposé une classification trophique pour les cours d'eau fondée sur une distribution statistique des éléments nutritifs et de la chlorophylle algale d'un grand nombre de cours d'eau en Europe, en Nouvelle-Zélande et aux États-Unis. Le point faible de ce système tient au fait qu'il inclut les eaux touchées par l'activité humaine et qu'il ne représente donc pas une échelle « naturelle » de l'état trophique des cours d'eau douce. De plus, les données utilisées pour ces travaux se rapportent à une grande variété de milieux naturels, y compris des climats plus chauds que les climats canadiens ainsi que des cadres géologiques, des altitudes et des zones de végétation différents de ceux du Canada. Il se peut donc que ces données ne soient pas représentatives des cours d'eau canadiens. Toutefois, cette classification de l'état trophique des cours d'eau est la plus reconnue – elle inclut un seuil accepté de croissance « nuisible » ( $>100 \text{ mg/m}^2$ ), en plus d'avoir été corroborée par des données sur la fréquence d'occurrence des algues nuisibles dans chacune des classes trophiques (Dodds, 2006). Une croissance nuisible du périphyton ( $> 100 \text{ mg/m}^2$ ) a été observée dans moins de 5 % des cours d'eau oligotrophes, dans 5 à 25 % des cours d'eau mésotrophes et dans plus de 25 % des cours d'eau eutrophes, selon la classification basée sur le PT. La classification fondée sur l'azote total (NT) a donné des chiffres semblables (Dodds, 2006). Il est à noter que la définition de « croissance nuisible » est tirée de Welch *et al.* (1988), qui ont établi l'intervalle de 100 à  $150 \text{ mg/m}^2$  comme indicateur d'une croissance nuisible. L'autre valeur communément utilisée comme indicateur d'effets nuisibles ( $150 \text{ mg/m}^2$ ) est également tirée de cette publication.

**Tableau 9. Classification suggérée de l'état trophique pour les cours d'eau (Dodds *et al.*, 1998)**

Paramètre	Unité	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
Chlorophylle a benthique moyenne	( $\text{mg/m}^2$ )	< 20	20-70	> 70
Chlorophylle a benthique maximale	( $\text{mg/m}^2$ )	< 60	60-200	> 200
Chlorophylle a sestonique	( $\mu\text{g/L}$ )	< 10	10-30	> 30
NT	( $\text{mg/L}$ )	< 0,7	0,7-1,5	> 1,5
PT	( $\text{mg/L}$ )	< 0,025	0,025-0,075	> 0,075

Il peut être difficile d'évaluer l'incertitude inhérente à des recommandations basées sur l'état trophique, puisque les valeurs considérées s'inscrivent dans des intervalles de valeurs. Environnement Canada (2004) recommande d'utiliser les valeurs de référence plus 50 % pour augmenter les intervalles d'intervention proposés et de privilégier une approche fondée sur le principe de non-dégradation plutôt qu'une approche basée sur une « limite autorisée de pollution ».

### **3.7 Résumé et évaluation des méthodes**

Diverses méthodes peuvent servir à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs, comme l'ont montré les sections précédentes. Il n'y a pas de méthode idéale, puisque chacune a ses forces et ses faiblesses, qui varient selon le contexte. Il apparaît donc d'autant plus nécessaire de considérer plusieurs sources de données lors de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs. Le choix des méthodes dépend grandement des données, des programmes de surveillance, de l'expérience et du savoir-faire dont dispose chaque instance ou encore des ressources disponibles pour constituer les ensembles de données nécessaires, sujet traité plus en détail à la section 4. Le tableau 10 résume les forces et les faiblesses de toutes les méthodes précédemment décrites et inclut des commentaires sur leur applicabilité au contexte canadien.

**Tableau 10. Forces, faiblesses et applicabilité des méthodes d'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs**

Approche	Méthode	Forces	Faiblesses	Applicabilité	Besoin en ressources
Approche des conditions de référence		Normes régionales basées sur les « conditions naturelles »; pas nécessaire de quantifier les facteurs régionaux ou les relations stress-réponse.	Disponibilité de sites de référence; définition d'un écart acceptable par rapport aux conditions de référence; exige beaucoup de données et d'analyse.	Seulement aux régions qui abritent des sites de référence.	De modéré à élevé pour la collecte et l'analyse des données.
Identification des sites de référence	Gradients de pression	Tient compte de tous les facteurs de stress potentiels pour un écosystème aquatique; « approche fondée sur le risque ».	Suppose que toutes les pressions analysées ont un impact sur la santé de l'écosystème aquatique.	Là où des données sur les pressions et les réactions sont disponibles.	De modéré à élevé pour la collecte et l'analyse de données.
	Jugement professionnel et connaissances locales	Utilisation efficace des connaissances locales existantes.	Difficile à reproduire et à défendre scientifiquement.	Partout	Faible
	État biologique	Identifie directement les sites de référence « peu perturbés »; exclut les pressions qui n'ont pas d'impact.	Grande variabilité naturelle du biote.	Partout, particulièrement là où il y a des programmes de surveillance.	Élevé pour la collecte et l'analyse des données biologiques.
Description des conditions de référence	Spatiale	Utilisation des données existantes.	Doit être représentative : les mesures ponctuelles peuvent être non représentatives des schémas très variables d'éléments nutritifs et de productivité observés dans les cours d'eau.	Recommandations régionales ou locales.	Faible s'il y a des données locales disponibles. De modéré à élevé pour la collecte et l'analyse des données, selon l'effort fourni et l'échelle spatiale.



<b>Approche</b>	<b>Méthode</b>	<b>Forces</b>	<b>Faiblesses</b>	<b>Applicabilité</b>	<b>Besoin en ressources</b>
	Méthode de l'ordonnée à l'origine	Une des rares méthodes disponibles pour les milieux grandement perturbés.	Exige une forte relation entre une variable d'utilisation du territoire et des concentrations d'éléments nutritifs; prédiction au-delà de la plage d'étalonnage.	Là où il y a des données disponibles sur l'utilisation du territoire ou les pressions.	De faible à modéré puisque cette méthode dépend d'une analyse simple des données existantes.
	Modèle de bassin versant	Estime une gamme de conditions naturelles à de courts intervalles (p. ex. chaque jour ou heure); permet d'élaborer des scénarios hypothétiques.	Suppose qu'il n'y a aucune variation de taux et de constantes; exige de bonnes données sur l'utilisation du territoire, l'hydrologie et la qualité de l'eau pour l'étalonnage du modèle; présume que l'étalonnage est bon.	Propre à un site	Élevé, car nécessite des données détaillées, un SIG et de l'expertise pour la mise en œuvre.
	Modèle empirique de charge	Permet de prédire les conditions naturelles des éléments nutritifs pour de grandes régions; une des rares méthodes disponibles pour les bassins versants fortement perturbés.	Exige un grand ensemble de données sur la profondeur et la géologie du sol ainsi qu'un grand pouvoir de prédiction.	Partout où il y a des données disponibles.	Effort modéré de modélisation s'il y a des données disponibles.
	Simulation rétrospective	Conditions réelles antérieures à toutes perturbations; inclut tous les facteurs locaux de confusion.	Incertitudes liées aux modèles d'inférence et aux données historiques.	Propre au site	Élevé, car méthode basée sur la modélisation rétrospective ou sur l'utilisation de techniques paléolimnologiques.

Approche	Méthode	Forces	Faiblesses	Applicabilité	Besoin en ressources
	Communautés biologiques	Indication directe de la santé des écosystèmes; intégration des conditions au fil du temps, ce qui représente de façon optimale les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs.	Le type d'indicateur biologique varie en fonction du type de cours d'eau.	Partout, particulièrement là où existent des programmes de suivi biologique.	Modéré, car cette méthode exige des données sur les éléments nutritifs et des données biologiques ainsi que des compétences en modélisation et en interprétation des données.
Élaboration d'une recommandation	Centiles	Simplicité du calcul et de la mise en œuvre; ne nécessite pas l'identification de sites de référence; réalisable en utilisant seulement des données sur la qualité des eaux.	Approche purement statistique; la valeur du centile dépend de l'étendue des impacts, et l'application universelle d'un nombre est donc arbitraire.	Partout	Faible s'il y a des données disponibles.
	Point milieu	Permet l'utilisation de n'importe quel rapport sites perturbés/sites de référence.	Exige une identification rigoureuse des sites de référence.	Partout	Modéré pour l'interprétation des données.
	Intervalles d'intervention, conditions de référence + 50 %	Simplicité de la mise en œuvre; utilise seulement des données sur la qualité des eaux.	Basée sur l'état trophique; non corroborée par une réponse biologique à l'enrichissement en éléments nutritifs.	Partout	Modéré, car nécessite l'utilisation de modèles et de données de surveillance.
	Communautés biologiques	Indication directe de la santé des écosystèmes; facteurs modificateurs inclus; intégration des conditions au fil du temps	Exige un ensemble de données de référence représentatives.	Partout, particulièrement là où il existe un programme de surveillance biologique.	Effort modéré pour l'interprétation des données si les données sont déjà disponibles; effort élevé s'il faut obtenir les données.

<b>Approche</b>	<b>Méthode</b>	<b>Forces</b>	<b>Faiblesses</b>	<b>Applicabilité</b>	<b>Besoin en ressources</b>
	Indices biologiques	Mêmes que pour les communautés biologiques; des indices existants peuvent être utilisés.	Il faut vérifier l'applicabilité des indices existants à la région d'intérêt.	Partout, particulièrement là où il existe un programme de surveillance biologique.	Effort faible pour l'interprétation des données si les données sont déjà disponibles; il faut calculer les indices et comparer.
Modélisation prédictive	Régression	Facile à interpréter et à évaluer; une variable prédictive ou plus; les interactions peuvent être quantifiées.	Hypothèses strictes sur les distributions de données et la forme de la relation.	Partout	Modéré, car nécessite une quantité suffisante de données pour établir une relation entre les variables dépendantes et indépendantes.
	Ordonnée à l'origine	Permet d'élaborer des recommandations pour des régions où il y a peu de données de référence.	Exige une forte relation; extrapolation au-delà de la plage d'étalonnage.	Partout	Modéré, car nécessite une quantité suffisante de données pour établir une relation entre les variables dépendantes et indépendantes.
	Point de changement	Méthode statistique rigoureuse permettant de déterminer les seuils écologiques; les hypothèses ne sont pas strictes.	Exige beaucoup de données biologiques et de données sur les éléments nutritifs; nécessite une expertise.	Partout	Effort élevé pour l'interprétation et nécessite des données d'entrée.
	Modèle de cours d'eau	Permet l'analyse de divers scénarios de charges et de climats.	Exige beaucoup de données, mais moins que les modèles de bassins versants.	Propre à un site	Élevé, car les bons modèles exigent beaucoup de données et d'expertise et sont généralement développés et perfectionnés avec le temps.
Valeurs de la littérature	Recommandations canadiennes existantes	Pertinentes à l'échelle régionale et publiées.	Certaines méthodes sont périmées; leur applicabilité doit être confirmée.	Partout	Faible; il faut vérifier l'applicabilité des valeurs de la littérature; nécessite seulement des données sur la qualité des eaux.

<b>Approche</b>	<b>Méthode</b>	<b>Forces</b>	<b>Faiblesses</b>	<b>Applicabilité</b>	<b>Besoin en ressources</b>
	Recommandations existantes aux États-Unis	Élaborées à l'aide de méthodes récentes et publiées.	Leur applicabilité à la région d'intérêt doit être confirmée.	Partout, sauf dans le nord du Canada.	Faible; il faut vérifier leur applicabilité; nécessite seulement des données sur la qualité des eaux.
	Relations stress-réponse	Inclut une composante de la réponse de l'écosystème.	Applicabilité difficile à évaluer.	Partout	Modéré; il faut vérifier l'applicabilité des valeurs de la littérature; nécessite des données sur la qualité des eaux et sur la réponse de l'écosystème.
	État trophique	Système connu; simplicité.	Ne prend pas en considération la réponse de l'écosystème; l'état trophique présent peut être perturbé.	Là où il y a une vaste plage d'états trophiques.	Faible; comparaison simple avec la classification; nécessite seulement des données sur la qualité des eaux.
	Seuils écologiques	Inclut une composante de la réponse de l'écosystème.	L'applicabilité peut être difficile à évaluer.	Partout	Modéré; il faut vérifier l'applicabilité des valeurs de la littérature; nécessite des données sur la qualité des eaux et sur la réponse écologique.

### 3.8 Considérations relatives aux coûts

Il est impossible d'estimer avec précision les coûts à engager pour élaborer une recommandation sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau, puisque les coûts varieront en fonction des conditions et des caractéristiques propres à chaque région. Parmi ces conditions figurent la nature, la quantité et la qualité des données disponibles; la portée géographique de la recommandation (propre à un site, propre à un bassin versant, provinciale ou territoriale); les ressources disponibles pour la collecte de données (bénévoles, organismes, consultants) et la complexité du processus d'élaboration. Les coûts dépendront aussi du calendrier et de la méthode d'élaboration. Par exemple, le gestionnaire peut élaborer une recommandation générale préliminaire avec des ressources limitées et l'adapter au fil du temps à mesure que progressent les connaissances sur le ou les plans d'eau. La présente section traite des facteurs susceptibles d'influer sur les coûts d'élaboration d'une recommandation et contient de l'information complémentaire sur les ressources nécessaires à cette tâche, également énumérées dans le tableau 9. Elle part du principe qu'un gestionnaire souhaite élaborer des recommandations sur les éléments nutritifs pour les cours d'eau qui sont situés sur son territoire.

#### 3.8.1 Recommandations existantes

- S'il existe une recommandation publiée pour son territoire, le gestionnaire peut l'adopter et l'utiliser de façon générale sans modification et sans coût.
- S'il existe une recommandation pour un territoire adjacent situé dans une écorégion semblable à celle du territoire d'intérêt, le gestionnaire peut l'adapter à faibles coûts.
- Les coûts d'élaboration augmentent si la recommandation qui peut être adaptée au territoire d'intérêt est une valeur de la littérature.
- Ce sont les territoires qui n'ont pas de recommandation pertinente à appliquer ou à modifier et où le gestionnaire doit élaborer ses propres recommandations qui assumeront les coûts les plus élevés.

#### 3.8.2 Données existantes

Certaines provinces, comme l'Alberta, disposent de données facilement accessibles sur la qualité des eaux et les indicateurs écologiques pour des sites et des bassins versants particuliers de l'ensemble de leurs écorégions. D'autres, comme l'Ontario, ont des données à long terme sur la qualité des eaux des régions peuplées de leur territoire, mais peu de données sur les régions plus isolées. À d'autres endroits, comme au Nunavut, les données sur la qualité des eaux et les indicateurs écologiques qui offrent une bonne couverture temporelle ou spatiale sont rares.

#### 3.8.3 Collecte des données

Toute activité de collecte de données dépend d'un organisme de coordination qui, en plus de veiller à l'assurance de la qualité, dirige et coordonne le programme de collecte de données; ces

tâches reviennent généralement au gestionnaire des eaux chargé de l'élaboration des recommandations.

- Les coûts d'acquisition des données pour l'élaboration de recommandations sont minimaux lorsqu'il existe des données à long terme qui couvrent un territoire adéquat. Les coûts sont maximaux en l'absence de données.
- Les coûts d'acquisition des données sont minimaux lorsque les données peuvent être recueillies par des bénévoles (p. ex. Programme de partenariat pour la protection des lacs ontariens). Le recours à des organismes de gestion des bassins versants est un moyen économique de recueillir des données. Les coûts de collecte augmentent, toutefois, si on fait appel à des offices de protection de la nature, si on engage du personnel ou des consultants pour exécuter un programme ponctuel ou encore si on engage du personnel à temps plein pour mener à bien un programme de surveillance continue. Dans ce dernier cas, toutefois, il faut évaluer les coûts en mettant en balance la meilleure rentabilité des mises à jour de données faites par les employés à temps plein.
- Les coûts d'acquisition des données augmentent en fonction de la taille et de l'éloignement du territoire d'intérêt et de la nécessité d'utiliser des bateaux, des aéronefs ou autres véhicules motorisés pour la collecte de données.
- Les coûts d'acquisition des données augmentent avec la diversité des régions naturelles du territoire d'intérêt. En présence d'une grande diversité de régions naturelles, il sera sans doute nécessaire de faire une classification des cours d'eau et d'avoir un grand nombre de sites d'échantillonnage pour représenter adéquatement chaque région naturelle.
- Les coûts d'acquisition des données augmentent également en fonction de la nature des données nécessaires. Les recommandations basées uniquement sur des données sur la qualité des eaux sont les moins dispendieuses, mais les coûts augmentent avec l'ajout de variables biologiques.
- Une collecte de données saisonnières plutôt qu'une collecte axée sur les périodes de fortes perturbations augmente considérablement les coûts de l'exercice de collecte puisqu'elle exige plus de travail de terrain.
- L'inclusion de facteurs modificateurs tels que les MES ou le COD augmentera légèrement les coûts en raison des frais de laboratoire supplémentaires.

#### 3.8.4 Analyse des données

Comme pour la collecte de données, le coût de l'analyse des données augmente en fonction du nombre de variables considérées et avec l'inclusion de variables biotiques et de systèmes de classification des cours d'eau. De plus, il existe divers niveaux de techniques d'analyse statistique, qui vont des plus élémentaires aux plus perfectionnées. Ces techniques peuvent en effet aller de l'analyse bivariée simple (p. ex. régression linéaire) à l'analyse multivariée

(utilisation de plusieurs variables chimiques) en passant par l'analyse de communautés (ajout de données sur les communautés biologiques).

Lorsque des analyses de communautés biologiques sont effectuées, notamment des ordinations, les échantillons de biotes prélevés (p. ex. invertébrés benthiques, algues fixées) doivent être traités par un taxinomiste qualifié avant l'analyse des données. De tels services peuvent s'avérer coûteux, puisque le coût de traitement par échantillon varie de 100 à 300 dollars et que les programmes de surveillance biologique rigoureux prévoient généralement des échantillonnages répétés.

### 3.8.5 Spécificité géographique

Le degré de spécificité géographique de la recommandation influe sur le coût du processus d'élaboration. Les coûts associés à la régionalisation et à la classification des cours d'eau sont faibles si l'on adopte des systèmes de classification existants, mais varient de moyens à élevés si l'on établit une nouvelle classification. Le degré de synthèse et d'interprétation augmente si le gestionnaire élabore des recommandations qui s'appliquent à divers types de cours d'eau plutôt que des recommandations génériques pour tous les plans d'eau. En outre, pour que la classification des cours d'eau tienne bien compte de la variation régionale des facteurs ayant une influence majeure sur l'état des éléments nutritifs dans les cours d'eau, des analyses plus complexes et donc plus coûteuses peuvent être réalisées, notamment des analyses SIG et des analyses de la qualité des eaux plus perfectionnées. Ces divers degrés de spécificité de la classification augmentent l'utilité, mais aussi le coût, des recommandations.

### 3.8.6 Perfectionnement des recommandations

Le présent document résume un ensemble d'approches et de méthodes qui peuvent servir à l'élaboration de recommandations. Ces approches et méthodes présentent des niveaux de complexité différents et leur perfectionnement exige divers degrés de savoir-faire et différentes quantités de données et de ressources techniques spécialisées. Les coûts d'élaboration d'une recommandation augmentent donc en fonction de la méthode utilisée, dans l'ordre suivant : l'adoption d'une recommandation issue de la littérature, le perfectionnement d'une recommandation issue de la littérature, l'élaboration d'une recommandation basée sur des centiles, l'utilisation de l'approche des conditions de référence, la modélisation des relations stress-réponse, les modèles de qualité des eaux propres à un site et, enfin, les modèles applicables à l'échelle du bassin versant. Les coûts augmentent également en fonction du nombre de variables utilisées, les recommandations fondées sur un paramètre occasionnant moins de frais que celles fondées sur des variables biologiques.

L'inclusion de variables-réponses biologiques principales ou secondaires dans le processus accroît la pertinence de la recommandation. En effet, plus on en sait sur les relations entre les éléments nutritifs et la santé de l'écosystème de la région d'intérêt, plus la recommandation élaborée est susceptible de protéger la santé de l'écosystème. Bien qu'une recommandation simple puisse convenir et suffire à la gestion de l'eau, une connaissance plus approfondie et plus

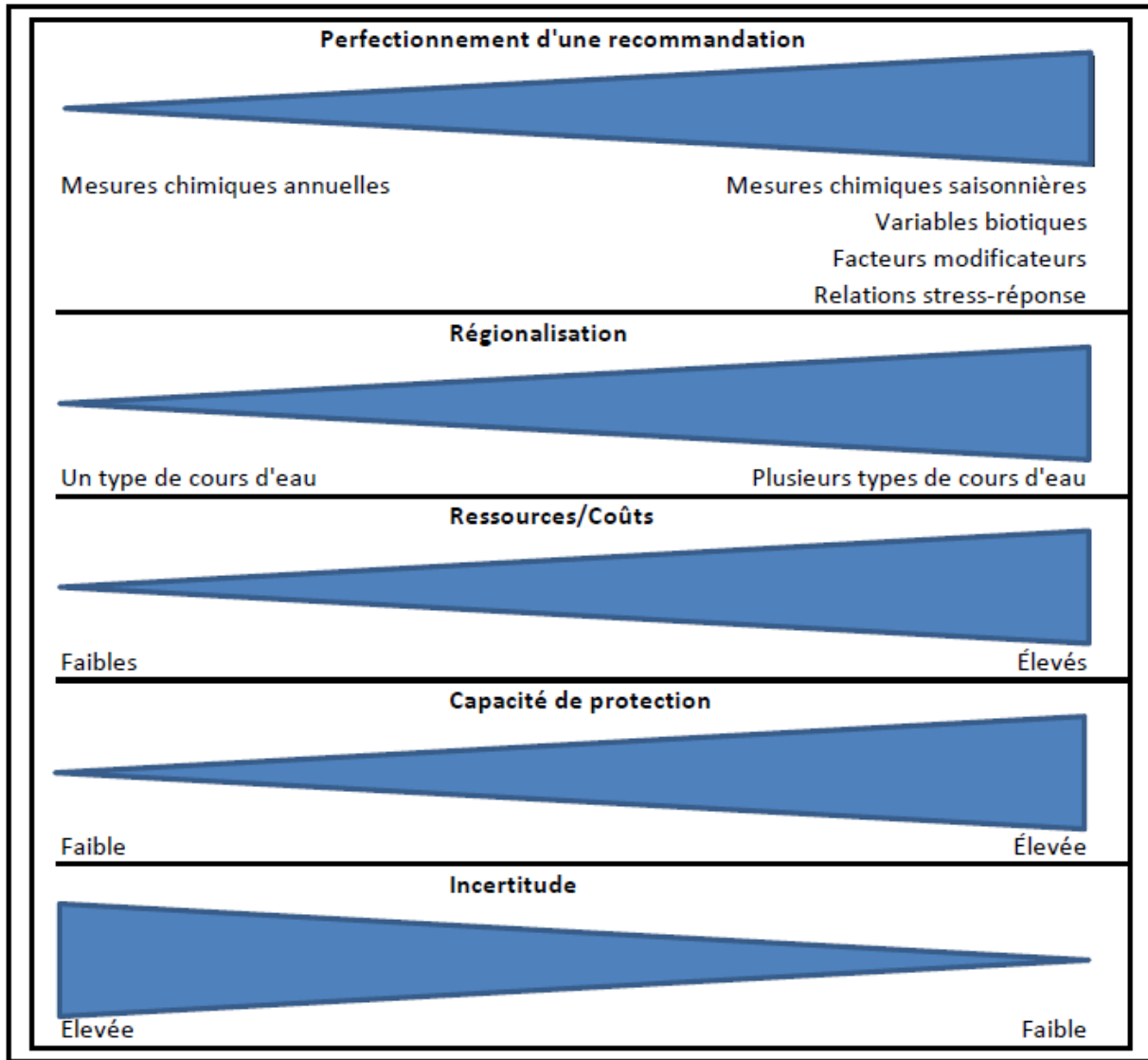
précise du contexte est tout de même profitable, puisqu'elle fournit plus de sources de données et réduit ainsi l'incertitude inhérente à la valeur guide.

### 3.8.7 Résumé des considérations relatives aux coûts

Les données et les recommandations existantes permettent de réduire les coûts et constituent un bon point de départ pour l'élaboration d'une recommandation. Elles peuvent aussi faciliter le choix des approches à utiliser dans ce processus. En outre, il y a plusieurs choix à faire qui influenceront directement sur la qualité et le coût de la recommandation. Il faut notamment établir un équilibre entre le respect du budget, le degré de protection souhaité et le degré d'incertitude inhérent à la recommandation. Encore une fois, les conditions régionales détermineront les priorités, car les besoins (p. ex. besoins en matière de régionalisation et d'inclusion de facteurs modificateurs) peuvent différer considérablement d'un endroit à l'autre. La figure 3 illustre les relations simplifiées entre la spécificité géographique, les méthodes d'élaboration, le coût et la qualité de la recommandation.



Figure 3. Relations simplifiées entre le degré de perfectionnement, la spécificité géographique, le coût et la qualité d'une recommandation



### 3.9 Autres considérations

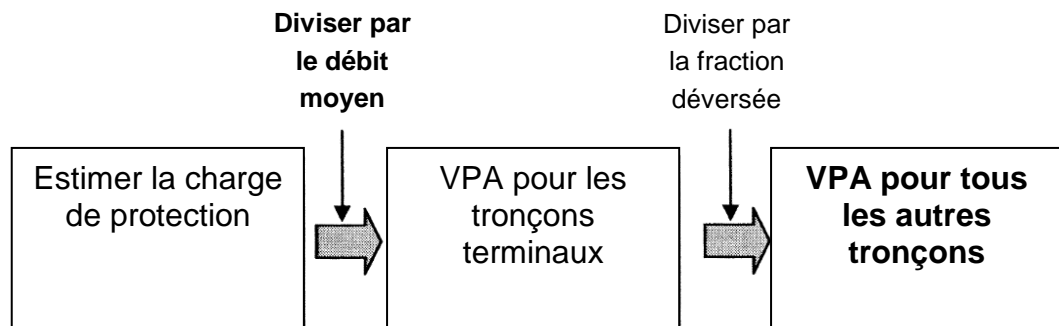
#### 3.9.1 Eaux réceptrices en aval

Les lacs, les réservoirs ou les eaux côtières en aval d'un cours d'eau sont souvent la principale cible des mesures de gestion. Les critères relatifs aux éléments nutritifs visent généralement la protection d'eaux réceptrices fragiles en aval ou encore la remise en état de milieux récepteurs dégradés (comme, par exemple, les charges journalières maximales totales [TMDL] de l'USEPA, conçues pour favoriser le rétablissement de plans d'eau perturbés). De nombreuses instances ont adopté de tels critères afin d'atteindre des cibles précises de concentrations

d'éléments nutritifs dans des eaux réceptrices, notamment dans la mer Baltique (Helsinki Commission, 2007), la baie de Chesapeake (USEPA, 2010c) et le lac Simcoe (Louis Berger Group et Greenland International, Inc., 2006).

Dans la réglementation de l'USEPA, la protection des eaux en aval est décrite comme suit : *Lors de la désignation des usages d'un plan d'eau et de l'établissement de critères appropriés pour ces usages, l'État doit tenir compte des normes de qualité de l'eau applicables aux eaux en aval et veiller à ce que ses normes de qualité de l'eau respectent les normes de qualité de l'eau applicables aux eaux en aval [traduction] (USEPA, 2012).* Par exemple, pour l'État de la Floride, l'application de cette réglementation est décrite comme un processus à deux étapes : *La première étape consiste à déterminer la charge annuelle moyenne d'éléments nutritifs qui peut être déversée dans un estuaire sans que les usages désignés de celui-ci n'en soient compromis. C'est ce qu'on appelle la « charge de protection ». La seconde étape consiste à déterminer, pour tout le réseau de cours d'eau se déversant dans un estuaire, les concentrations d'éléments nutritifs qui, si elles sont respectées, devraient se traduire par des apports d'éléments nutritifs à l'estuaire inférieurs ou égaux à la charge de protection établie pour cet estuaire. Ces concentrations, appelées « valeurs de protection en aval » (VPA), dépendent de la charge de protection de l'estuaire récepteur et tiennent compte des pertes d'éléments nutritifs dues à des processus biologiques naturels dans les cours d'eau [traduction] (USEPA, 2010b).* Cette deuxième étape est réalisée à l'aide de modèles de bassins versants.

**Figure 4. Étapes à franchir pour déterminer les valeurs de protection aval (VPA) (USEPA, 2010d)**



Les recommandations sur les éléments nutritifs destinées à la protection des eaux réceptrices sont calculées comme des charges limites plutôt que comme des concentrations visant à protéger les usages, mais il est toutefois possible de déterminer les concentrations à partir des charges par rétrocalcul. Les recommandations utilisées de cette manière ne sont pas expressément conçues pour protéger la vie aquatique dans les cours d'eau et peuvent offrir une protection plus élevée (charges faibles) ou plus faible (charges élevées) que toute autre recommandation applicable à un cours d'eau particulier. Toutefois, puisque la valeur offrant la meilleure protection doit s'appliquer, les recommandations visant les récepteurs en aval doivent être appliquées seulement si elles sont plus restrictives que la recommandation visant à protéger les usages *in situ* de l'eau.

Au Manitoba, deux types de recommandations ont été établies pour le phosphore total : celles applicables aux cours d'eau qui se déversent dans un lac ou un réservoir (0,025 mg/L) et celles applicables aux autres cours d'eau (0,05 mg/L) (Gestion des ressources hydriques Manitoba, 2011).

### 3.9.2 Saisonnalité

Bon nombre des recommandations présentées dans les sections précédentes n'indiquent pas à quelle saison devraient être atteintes leurs valeurs guides. Or, dans les systèmes lotiques, on observe souvent des différences saisonnières marquées dans les concentrations d'éléments nutritifs, particulièrement lorsque les matières en suspension sont liées au débit. Les facteurs à considérer pour assurer la protection de la vie aquatique devraient inclure, s'il y a lieu, des recommandations saisonnières ou tenir compte de facteurs modificateurs tels que les MES, qui varient selon les saisons. Pour certains plans d'eau, l'application de recommandations ou d'objectifs saisonniers moins restrictifs (p. ex. l'hiver comparativement à l'été) peut être une façon valable d'interpréter une recommandation sur les éléments nutritifs, comme le montrent les expériences des rivières North Saskatchewan (NSWA, 2010) et Bow (BRBC, 2008).

Les recommandations sur les éléments nutritifs sont généralement liées à la croissance des plantes et des algues ou aux concentrations d'oxygène et visent ainsi à protéger la vie aquatique pendant la période de croissance maximale ou dans les conditions environnementales les plus défavorables. Par exemple, c'est en été pendant leur période de croissance maximale que le périphyton et les plantes aquatiques enracinées ont le plus d'effet sur l'oxygène dissous dans les cours d'eau. En outre, les évaluations des eaux réceptrices sont fréquemment réalisées en périodes d'étiage sévère (p. ex. débit d'étiage 7Q10 ou 7Q20). Il est donc possible que les recommandations sur les éléments nutritifs soient nécessaires seulement pendant la saison des eaux libres, lorsque l'enrichissement en éléments nutritifs a le maximum d'impact. Les évaluations environnementales qui comparent des données mesurées à des recommandations pour déterminer si les données mesurées dépassent ou non les recommandations prennent souvent en considération les variations saisonnières. Toutefois, bien que certains objectifs saisonniers propres à un site aient été établis à cette fin (NSWA, 2010; BRBC, 2008), aucune recommandation sur les éléments nutritifs n'a été élaborée au Canada pour cibler les variations des conditions saisonnières dans les cours d'eau.

Les recommandations destinées à la protection des eaux en aval devraient être applicables toute l'année, puisqu'elles visent généralement la charge totale d'éléments nutritifs.

### 3.9.3 Remédier à l'incertitude entourant les recommandations

Trois types d'erreurs peuvent contribuer à l'incertitude entourant l'élaboration et l'utilisation des recommandations, soit :

1. Les erreurs et sources d'erreurs liées aux données qui servent à l'élaboration des recommandations, notamment :

- la variabilité naturelle, spatiale et temporelle des données;
  - les erreurs d'échantillonnage;
  - les erreurs d'analyse.
2. Les erreurs statistiques liées aux relations entre les variables-stress et les variables-réponses; certaines de ces erreurs ont un lien avec les facteurs mentionnés au point 1.
  3. Les erreurs liées à l'utilisation d'une recommandation dans une région autre que la région pour laquelle elle a été élaborée. Cette incertitude est difficile à quantifier.

Ces erreurs contribuent collectivement à semer le doute sur la capacité des recommandations à protéger les usages désignés de l'eau dans les cours d'eau. Idéalement, on devrait pouvoir assigner un degré d'erreur aux résultats sur lesquels se fonde une recommandation. Cela est possible quand on utilise des modèles mathématiques ou une analyse de régression (approches prédictives), mais s'avère plus difficile dans le cas d'une approche des conditions de référence, qui fait appel à des énoncés circonstanciés ou à des intervalles de réponses de l'écosystème. Quant aux valeurs de la littérature, le degré d'erreur est souvent difficile à évaluer même lorsqu'on consulte la documentation originale dans laquelle sont analysées les recommandations.

L'utilisation d'une méthode d'évaluation des erreurs est l'une des exigences relatives à l'élaboration de recommandations. Par exemple, la directive-cadre sur l'eau (Union européenne, 2000) exige « un niveau de confiance suffisant concernant les valeurs prévues pour les conditions de référence » ainsi qu'une « confiance et une précision suffisantes dans la classification des éléments de qualité », mais elle ne donne aucune indication particulière quant à la signification de ces exigences. Certaines interprétations de ces exigences ont toutefois été faites (REFCOND, 2003).

L'USEPA (2010a) donne des conseils sur l'évaluation de l'exactitude et de la précision des modèles de prédiction (section 5.1, p. 65-69).

La démarche fondée sur le poids de la preuve utilise des mesures quantifiées de l'incertitude pour pondérer des sources de données en fonction de leur degré d'incertitude. En pratique, cela signifie que les données ayant un degré élevé d'incertitude (ou d'erreur) reçoivent un coefficient de pondération faible, tandis que les données ayant un faible degré d'incertitude reçoivent un coefficient de pondération élevé dans la décision finale (ou, dans le cas présent, la recommandation finale). Le modèle d'eutrophisation élaboré pour le havre de Hamilton, en Ontario, est un exemple de pondération des résultats d'un modèle en fonction de l'incertitude. Les auteurs ont d'abord calculé l'erreur-type de la moyenne pour deux modèles. Ils ont ensuite combiné les prédictions de ces modèles et utilisé les estimations de leurs erreurs-types respectives comme coefficients de pondération pour obtenir une moyenne pondérée (Ramin *et al.*, 2012).

Toutes les approches servant à l'élaboration de recommandations devraient prévoir des mesures pour estimer le degré d'incertitude. Lorsque les résultats de plusieurs approches sont combinés

en vue de l'élaboration d'une recommandation, ces résultats devraient être pondérés en fonction de leur degré d'incertitude au moyen d'une démarche fondée sur le poids de la preuve.

#### **4.0 CONSEILS RELATIFS À L'ÉLABORATION DE RECOMMANDATIONS SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS**

La section 3 résumait les méthodes utilisées pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs ainsi que les ressources nécessaires à l'utilisation de chacune de ces méthodes. La présente section décrit étape par étape le processus d'élaboration, accordant une attention particulière aux décisions que requiert le choix des méthodes. Le processus général d'élaboration est représenté plus loin sous forme d'arbres décisionnels (voir figures 5 et 6).

Le premier arbre décisionnel (figure 5) représente une situation où un gestionnaire ne dispose d'aucune information préalable ou souhaite établir une recommandation rapidement sans avoir une connaissance approfondie du cours d'eau ou de la région d'intérêt. Le gestionnaire peut alors se servir de valeurs de la littérature pour établir une recommandation préliminaire pour la qualité des eaux. En d'autres mots, il utilise ses connaissances du cours d'eau dans un contexte géographique et écorégional pour choisir, dans la littérature, une valeur guide candidate pour les éléments nutritifs. Une fois la valeur guide appliquée, le gestionnaire entreprend une évaluation de la qualité des eaux de la région d'intérêt.

- Si les résultats obtenus pour le cours d'eau ne respectent pas la recommandation, mais que cela n'a pas d'impact inacceptable sur l'environnement, le gestionnaire peut décider d'adopter la recommandation telle quelle ou de perfectionner les valeurs de la littérature par des recherches supplémentaires (figure 5).
- Si les résultats respectent la recommandation, mais que l'on observe des changements écologiques inacceptables dus à un enrichissement en éléments nutritifs, la recommandation doit être révisée.
- Si les résultats respectent la recommandation et que l'état écologique du cours d'eau ne semble pas perturbé, la recommandation peut également être adoptée.
- Si les résultats ne respectent pas la recommandation et que des impacts écologiques inacceptables sont observés, la recommandation peut également être adoptée.

À mesure qu'il approfondit ses connaissances et sa compréhension du système, le gestionnaire peut améliorer la recommandation préliminaire et remplacer la valeur de la littérature par une approche plus perfectionnée. L'arbre décisionnel de la page suivante (figure 6) illustre ce point et le processus complet d'élaboration d'une recommandation, étape par étape.

**Figure 5. Processus d'adoption d'une recommandation existante sur les éléments nutritifs – première application**

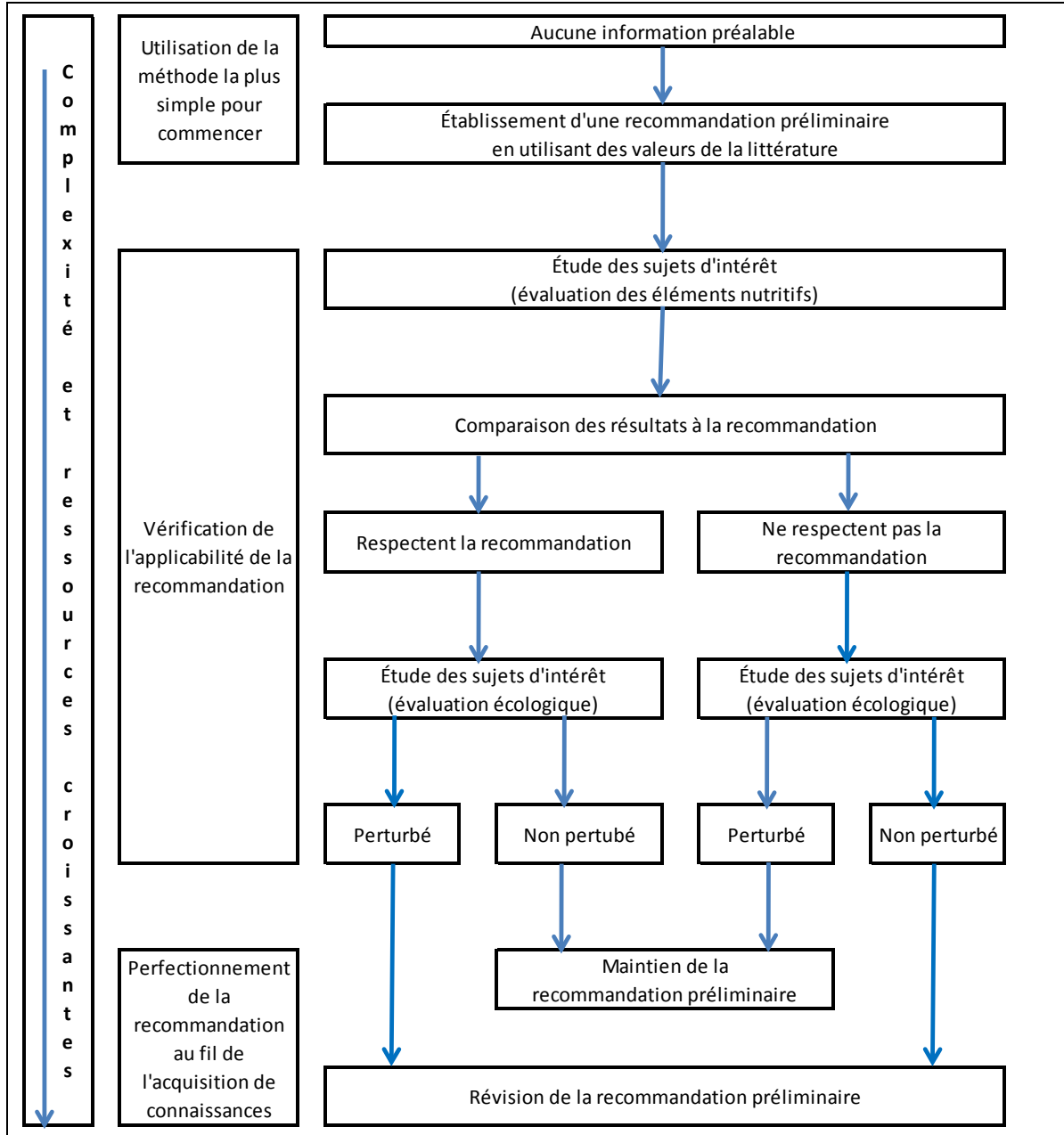
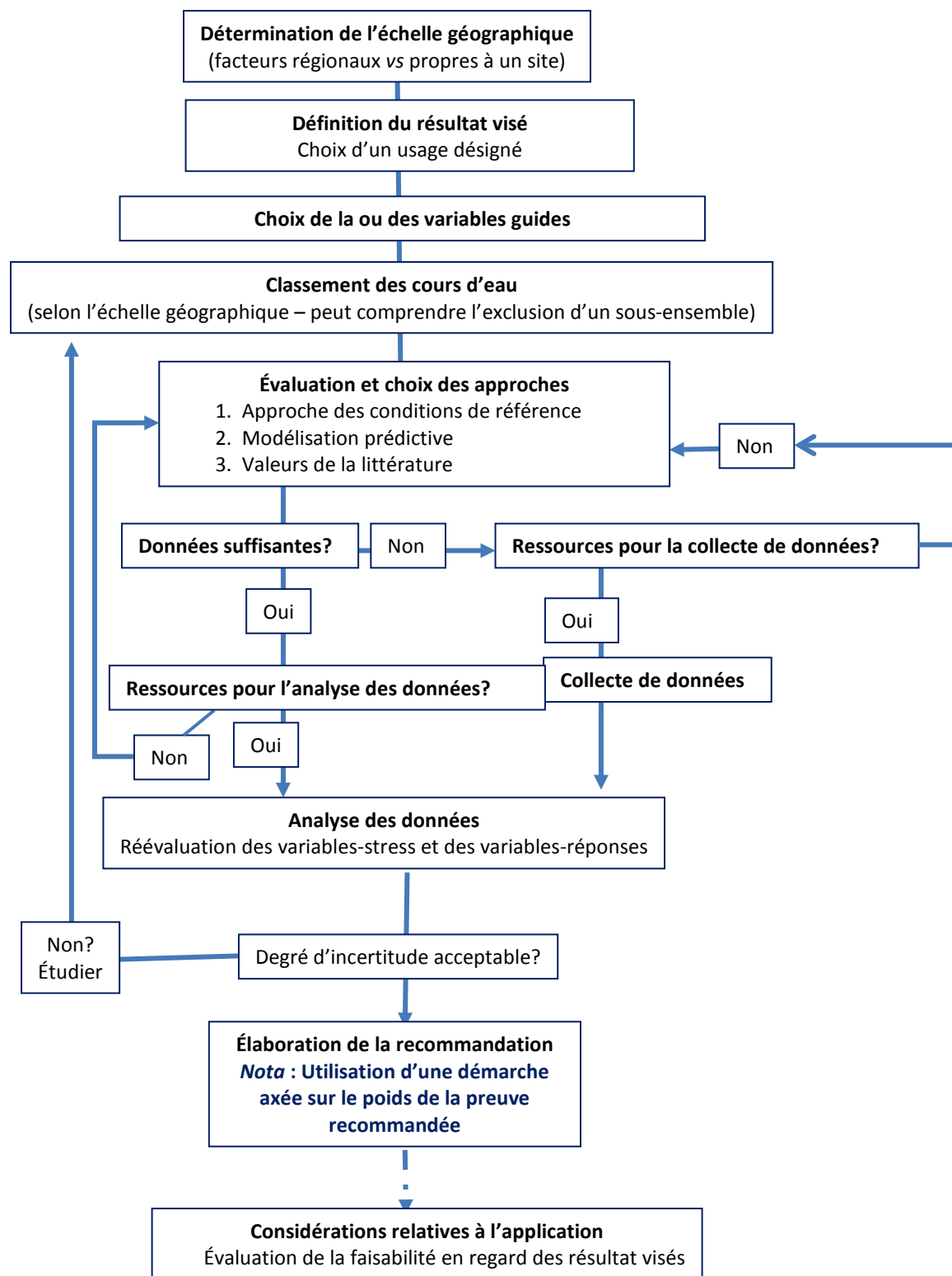


Figure 6. Processus d'élaboration d'une recommandation sur les éléments nutritifs



## 4.1 Détermination de l'échelle géographique

Il importe d'abord de définir l'échelle géographique à laquelle s'appliquera la recommandation sur les éléments nutritifs. Il s'agit normalement de l'« endroit » où il apparaît nécessaire d'établir une recommandation. En d'autres termes, il faut préalablement déterminer si la recommandation sera utilisée à l'échelle provinciale ou territoriale ou encore à l'échelle d'un bassin versant ou d'un site particulier. En déterminant l'échelle géographique, on détermine du même coup l'utilisateur et le lieu d'application de la recommandation. « Qui a besoin de cette recommandation? » est donc une bonne question à se poser d'entrée de jeu; l'évaluation de l'échelle géographique qu'il faudra faire pour répondre à cette question donnera des indications sur les méthodes d'élaboration à utiliser et les données requises.

## 4.2 Définition du résultat visé

Il faut clairement établir le but d'une recommandation avant de prendre toute décision concernant son mode d'élaboration. Une recommandation sur les éléments nutritifs est un outil de gestion qui sert de point de référence pour mesurer l'état des cours d'eau. Il faut donc définir le résultat visé pour les plans d'eau des régions d'intérêt avant de choisir le mode d'élaboration de la recommandation. Pour tout type de cours d'eau, le choix d'une approche ou d'une méthode particulière dépend du résultat visé. Le CCME (2003) recommande que l'approche ou la méthode d'élaboration s'aligne sur la démarche de la Commission mixte internationale (CMI) et du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO), selon laquelle les recommandations « s'appuient sur des valeurs permettant de protéger toute forme de vie aquatique et tous les domaines des cycles de la vie aquatique ». Les facteurs suivants peuvent également être considérés :

- la non-dégradation, c.-à-d. aucun écart par rapport aux conditions actuelles (p. ex. dans les milieux intacts protégés, tels les parcs nationaux);
- la protection des usages désignés (esthétique, loisirs, vie aquatique) – l'usage le plus vulnérable ayant généralement priorité;
- la protection des lacs et des estuaires en aval – approche axée sur les charges à l'échelle du bassin versant vs approche axée sur la protection des cours d'eau; facteur parfois intégré aux recommandations (p. ex. au Manitoba et auparavant au Québec).

Le principe de non-dégradation peut être appliqué à l'élaboration ou à la mise en œuvre d'une recommandation numérique visant des sites particuliers. Dans plusieurs provinces et territoires, notamment au Manitoba, il est établi que la qualité de l'eau de tout « site d'une valeur exceptionnelle » qui respecte une recommandation ou se situe bien en deçà ne doit pas se dégrader davantage (Gestion des ressources hydriques Manitoba, 2011). En Ontario, aux endroits où la qualité de l'eau ne respecte pas la recommandation applicable (appelée « *Policy 2* »), le principe de non-dégradation s'applique à toute forme de rejet, et l'amélioration de la qualité de l'eau est encouragée (MEO, 1994).



On n'insistera jamais assez sur l'importance de définir le résultat visé par une recommandation. La relation entre la biomasse des algues et la concentration d'éléments nutritifs est généralement positive, mais la croissance nuisible d'une algue particulière peut se produire à de faibles concentrations d'éléments nutritifs. Il devient alors nécessaire d'établir une limite inférieure, possiblement en supplément d'une limite supérieure, comme dans le cas de la recommandation pour le pH, qui est un intervalle de valeurs. Des proliférations de *Didymosphenia geminata* se sont déjà produites à de très faibles concentrations de phosphore, car les accumulations nuisibles de cette espèce ne sont pas dues à sa biomasse cellulaire, mais plutôt aux polysaccharides extracellulaires de sa tige (Bothwell et Kilroy, 2011). Puisque de telles accumulations ne se produisent pas lorsqu'il y a ajout de phosphore dans l'eau (Kilroy et Bothwell, 2012), la valeur guide pour cet élément nutritif devra être faible. Même si cette situation se limite possiblement aux endroits où se sont produites des proliférations de *Didymosphenia*, elle montre l'importance de bien définir le résultat visé.

#### 4.2.1 Recommandations régionales sur les éléments nutritifs

Les recommandations régionales peuvent s'appliquer à des provinces ou à des territoires entiers, à des écorégions particulières ou à de grands bassins versants, lesquels sont sans doute les plus petites superficies que peuvent cibler ces recommandations. Une petite province comme l'Île-du-Prince-Édouard peut faire l'objet d'une recommandation régionale, puisqu'elle forme une seule écorégion. Dans le cas d'une province ou d'un territoire de grande taille qui englobe plusieurs écorégions, il faut envisager de diviser les écorégions en plus petites unités ou d'employer une autre classification qui tient compte des variations du climat et du paysage.

Au Canada, des recommandations basées sur les écorégions ont été élaborées en Alberta (Janna Casson, Agriculture et Développement rural Alberta, comm. pers.) et pour plusieurs régions agricoles du pays par l'INENA (Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, Chambers *et al.*, 2009). Des recommandations ont aussi été établies pour de plus petites régions isolées comme l'île de Vancouver. De plus, des plans de gestion ont été préparés ou sont à l'étude pour de grands bassins versants riches en éléments nutritifs, notamment les bassins de la rivière Grand et du lac Simcoe en Ontario. Ces petites régions géographiques pourraient être considérées comme des sites particuliers puisqu'elles comprennent un seul cours d'eau ou un seul milieu récepteur.

#### 4.2.2 Recommandations propres à un site sur les éléments nutritifs

Il convient d'élaborer des recommandations propres à un site si l'on craint que les recommandations régionales existantes soient inadéquates ou s'il n'existe pas de recommandations régionales. Les recommandations propres à un site peuvent s'appliquer à des petits cours d'eau ou à des tronçons de cours d'eau. Dans un rapport qui présente les seules recommandations de ce genre élaborées à ce jour au Canada, Tri-Star Environmental Consulting (2005b) donne des précisions sur la raison d'être de ces recommandations :

*Des recommandations pour la qualité des eaux propres à un site sont élaborées pour certaines étendues d'eaux douces, estuariennes et côtières de la Colombie-Britannique*

*et du Yukon, conformément au mandat d'Environnement Canada de rendre compte de la qualité des eaux. Les recommandations propres à un site visent généralement la protection de tous les usages désignés de l'eau. Toutefois, les recommandations proposées dans le présent rapport diffèrent des objectifs classiques de qualité des eaux en ce qu'elles sont conçues pour rendre compte de la qualité des eaux relativement à un seul usage – la protection de la vie aquatique [traduction] (Tristar Environmental Consulting, 2005b).*

Les recommandations susmentionnées sont essentiellement des interprétations de recommandations génériques basées sur les conditions observées à un site particulier dans un cours d'eau donné. Elles ont été formulées dans le cadre d'un rapport national, mais n'ont aucune autre conséquence en matière de gestion. Ces recommandations diffèrent ainsi des objectifs propres à un site établis pour plusieurs cours d'eau en Alberta – bien qu'élaborés avec des méthodes semblables, ces objectifs sont pour leur part liés à des obligations de gestion.

Dans une étude sur les méthodes utilisées pour l'élaboration de recommandations propres à un site, Golder (2005) a défini « recommandation propre à un site » comme suit : *concentration numérique ou énoncé circonstancié fondé(e) sur des données scientifiques et recommandé(e) pour favoriser et maintenir la protection de la vie aquatique en fonction des conditions observées à un site particulier [traduction].* Cette définition conviendrait aussi aux recommandations relatives aux produits toxiques ou aux éléments nutritifs.

Au Canada, des recommandations propres à un site relatives aux éléments nutritifs ont été élaborées pour les rivières suivantes :

- les rivières Skeena, Kootenay, Sumas et Liard, en Colombie-Britannique (Tri-Star Environmental Consulting, 2005a, b, c, d).

De plus, des objectifs propres à un site relatifs aux éléments nutritifs ont été élaborés pour les rivières suivantes :

- la rivière North Saskatchewan (NSWA, 2010; MacDonald, 2013);
- la rivière Bow (Bow River Basin Council [BRBC], 2008).

### **4.3 Choix des variables guides**

La pertinence d'une variable dépend des résultats visés pour l'écosystème d'intérêt. De plus, les résultats visés peuvent différer d'un écosystème à l'autre. Par exemple, des chercheurs ont élaboré des recommandations fondées sur la biomasse du périphyton (cours d'eau de la Nouvelle-Zélande; Biggs, 2000a), tandis que d'autres ont établi des critères basés sur la biomasse sestonique (grands cours d'eau du Minnesota; Heiskary *et al.*, 2010). Il est parfois préférable d'utiliser des variables fondées sur les macroinvertébrés ou les poissons, particulièrement dans les systèmes naturellement enrichis où l'ajout d'éléments nutritifs aura peu d'impact sur le périphyton. Cette règle peut également s'appliquer dans les systèmes où la nature

du substrat ou la haute turbidité de l'eau ne permettent pas d'utiliser le périphyton comme variable-réponse.

Kelly *et al.* (2009) ont mesuré l'adéquation de différents indicateurs algaux à différents niveaux de pression. Ils ont montré que les variables autotrophes réagissaient particulièrement à de faibles pressions d'éléments nutritifs (d'origine organique) et que les variables hétérotrophes réagissaient davantage à de fortes pressions. Dans le contexte de recommandations sur les éléments nutritifs, cela signifie que les indices fondés sur les macroinvertébrés ou les poissons pourraient s'avérer plus efficaces aux endroits où les concentrations d'éléments nutritifs sont naturellement élevées (p. ex. dans les prairies) et que les indicateurs algaux seront probablement plus efficaces aux endroits où les concentrations d'éléments nutritifs sont naturellement faibles.

Dans tous les cas, il est important de déterminer si la recommandation doit être basée entièrement sur la variable-stress, par exemple le phosphore total (PT) et l'azote total (NT), ou si elle sera mieux exprimée par une variable-réponse. Lorsqu'une forte relation stress-réponse est confirmée, les variables-stress conviennent mieux aux recommandations sur les éléments nutritifs. Si des facteurs modificateurs ont un effet dominant sur la productivité aquatique d'un cours d'eau, une recommandation basée sur la biomasse du périphyton peut s'avérer plus efficace (Kistritz et MacDonald, 1990).

Le Maine Department of Environmental Protection (2012) offre la possibilité d'utiliser un indice phosphore total-diatomées (Diatom Total Phosphorus Index ou DTPI) et un indice azote total-diatomées (Diatom Total Nitrogen Index ou DTNI) comme mesure de substitution (au lieu du PT). Pour qu'un site soit considéré comme « perturbé », le phosphore et au moins une variable-réponse (p. ex. pourcentage de couverture algale, chlorophylle *a* dans la colonne d'eau, profondeur du disque de Secchi, oxygène dissous, amas de bactéries et de champignons, organisme aquatique) doivent excéder les valeurs guides. Il demeure cependant possible d'élaborer des recommandations basées sur le PT pour des sites particuliers si aucun effet biologique n'y a été détecté à des concentrations de PT supérieures à la valeur guide.

En général, le choix des variables guides se fonde sur une analyse des relations stress-réponse (à l'aide de modèles prédictifs; voir section 3.5). La variable choisie pour établir la recommandation devrait être la fraction de l'élément nutritif qui explique le mieux les réponses des communautés biotiques mesurées. Si on utilise cette approche, il faut uniquement sélectionner au départ la ou les variables-réponses; toutes les variables-stress potentielles liées à la dynamique des éléments nutritifs seront examinées au moment de la collecte et de l'analyse des données pour déterminer la ou les variables qui conviennent le mieux à l'élaboration de la recommandation.

À titre d'exemple, mentionnons qu'une relation stress-réponse a été utilisée pour choisir la variable la plus appropriée à l'établissement d'objectifs relatifs au phosphore pour des tronçons particuliers de la rivière Bow, en Alberta. Dans ce cas particulier, l'objectif de gestion (un « écosystème sain ») s'appuyait notamment sur la volonté d'assurer le maintien des concentrations d'oxygène nécessaires à la survie de certaines populations de poissons dans des tronçons particuliers de la rivière. Les concentrations de PT et de phosphore total dissous (PTD)

nécessaires au maintien de ces conditions d'oxygène ont été modélisées (BRBC, 2008). Ce travail de modélisation a permis d'établir des objectifs relatifs au PT et au PTD pour certains tronçons de la rivière et des objectifs relatifs au PTD seulement pour d'autres tronçons, selon les relations prédictives observées entre les éléments nutritifs, la biomasse algale et l'oxygène.

Dans le cadre de l'élaboration de protocoles normalisés sur la mise en œuvre de l'approche des conditions de référence, un groupe de scientifiques européens a défini des critères pour la sélection d'indicateurs (REFCOND, 2003). Dans ce rapport, les « indicateurs » sont des paramètres qui décrivent les variables-réponses biotiques, tandis que la « sélection des indicateurs » est décrite comme un processus itératif qui exige la prise en compte de nombreux facteurs, décrits ci-dessous.

- **Pertinence** : Un indicateur doit décrire l'état du groupe d'organismes biologiques. Il doit pouvoir indiquer la réponse du biote aux pressions.
- **Réponse** : Un indicateur doit être sensible à un agent stressant ou plus, dans ce cas précis, les éléments nutritifs.
- **Intervalle de sensibilité** : Un indicateur doit réagir à différents niveaux de pression, mais sa réaction maximale doit survenir à un faible niveau de pression (p. ex. une espèce sensible peut disparaître). L'utilisation de plusieurs indicateurs peut être nécessaire.
- **Capacité d'estimation des valeurs de référence** : En l'absence de sites de référence, on peut utiliser les sites de régions voisines, des données historiques, des modèles ou le jugement professionnel pour estimer les conditions de référence de certains indicateurs.
- **Variabilité** : Un indicateur dont la variabilité naturelle est élevée et peu connue ne conviendra probablement pas.
- **Confiance** : Un indicateur doit permettre une classification de l'état écologique qui soit d'une fiabilité et d'une précision satisfaisantes et démontrables.
- **Risque de classification erronée** : Si ce risque est trop grand, on peut utiliser plus d'un indicateur pour estimer l'état du biote. Dans ce cas, le nombre d'indicateurs et les moyens utilisés pour combiner les données qui s'y rattachent doivent permettre d'obtenir une estimation de la variable biotique offrant le degré de confiance requis.

Un autre important facteur à considérer est la faisabilité. Une variable guide doit pouvoir être mesurée de façon uniforme et par un grand nombre d'organismes responsables de la surveillance de la qualité des eaux. Si les indicateurs biologiques offrent l'estimation la plus directe de la santé des écosystèmes, ils exigent cependant plus d'efforts de collecte et d'analyse de données que la mesure du phosphore total ou de l'azote total dans les échantillons d'eau. Ainsi, à moins que les autorités compétentes aient l'obligation ou la capacité de réaliser une surveillance biologique dans la province ou le territoire d'intérêt (p. ex. biosurveillance du périphyton dans certains cours d'eau de l'Alberta ou biosurveillance des macroinvertébrés en Ontario), les

recommandations sur le phosphore et l'azote sont actuellement les recommandations sur les éléments nutritifs les plus faciles à mettre en application.

Plusieurs des facteurs susmentionnés confirment le besoin de consulter de nombreuses sources de données lors de l'élaboration de recommandations. Dans certains cas, l'utilisation de multiples variables permettra de réduire l'incertitude inhérente à l'utilisation finale de la recommandation.

**Avant d'entreprendre l'élaboration de recommandations pour l'azote ou le phosphore (ou pour ces deux éléments), il pourrait être utile de regarder ce qui a été fait dans les régions voisines des États-Unis qui ont récemment élaboré des recommandations sur les éléments nutritifs. L'USEPA recommande d'établir des recommandations à la fois sur l'azote et sur le phosphore, ce qui a été fait dans plusieurs États. Certains États ont toutefois élaboré des recommandations seulement sur l'un ou l'autre de ces éléments (figure 7).**



faciliteront la classification des cours d'eau. Si l'on suspecte l'existence de variations considérables, on doit tenter une classification.

#### 4.4.2 Procédure de classification

##### 4.4.2.1 Détermination de l'applicabilité des systèmes de classification existants

Les systèmes de classification existants ou leurs versions modifiées peuvent très bien convenir à la classification des cours d'eau d'une région d'intérêt. Il faut d'abord vérifier l'applicabilité des systèmes de classification par écorégion du Canada et des États-Unis (section 3.2.1), puisqu'il s'agit de la méthode de classification la moins coûteuse et la plus simple. Analyser les données disponibles sur le biote et les concentrations d'éléments nutritifs pour déterminer si ces facteurs présentent d'importantes différences d'une région à l'autre est une façon d'évaluer si les systèmes de classification existants conviennent à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs.

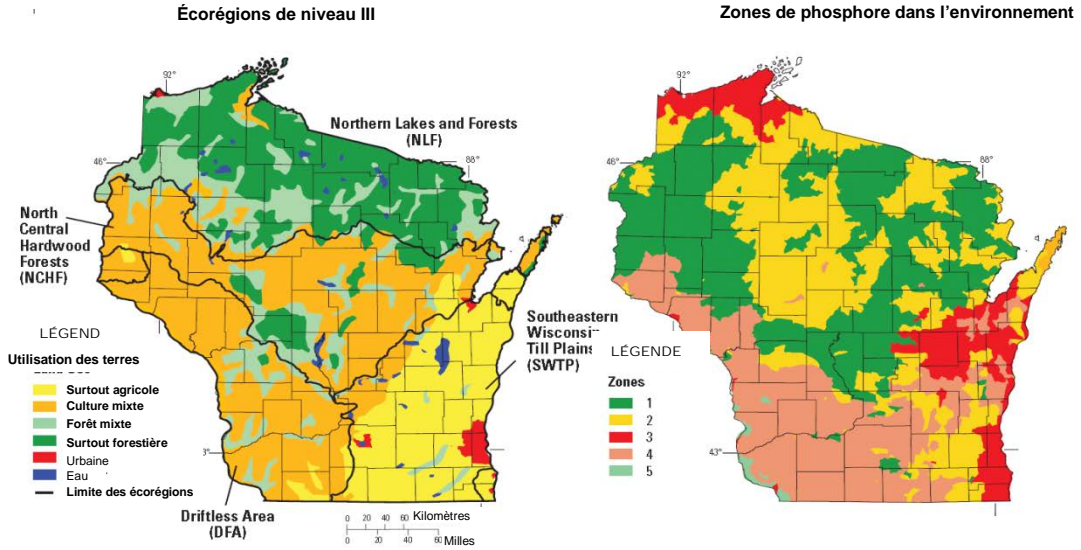
Toutefois, l'établissement d'une classification « sur mesure » ou régionale des cours d'eau peut s'avérer nécessaire dans plusieurs situations, notamment les suivantes :

- 1) des facteurs régionaux autres que ceux pris en compte dans les écorégions jouent un rôle important dans la dynamique des éléments nutritifs de la région;
- 2) la variable-réponse biologique choisie est davantage liée à des facteurs modificateurs locaux qu'à des facteurs régionaux;
- 3) les données de surveillance ne couvrent pas l'ensemble des écorégions.

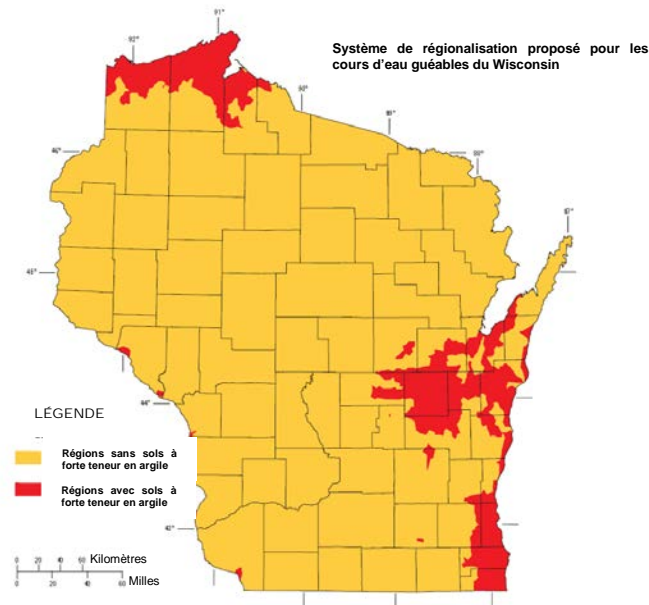
Toutes ces situations peuvent ressortir d'une analyse préliminaire des données existantes ou devenir manifestes seulement au moment de l'analyse des données recueillies pour l'élaboration des recommandations. L'expérience des États-Unis montre qu'il est bon d'établir une ou plusieurs classifications préliminaires des cours d'eau au début du processus d'élaboration et de choisir la classification la plus appropriée pendant l'analyse des données. Par exemple, au Wisconsin, lors de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs, deux systèmes de classification ont été étudiés et utilisés pour l'analyse des données, soit les régions d'éléments nutritifs de l'USEPA et les zones d'éléments nutritifs établies par Robertson *et al.* (2001) (voir section 3.2.1). Finalement, une version modifiée et simplifiée des zones d'éléments nutritifs a été adoptée (figure 8), car elle illustre mieux les différences d'éléments nutritifs et de biotes entre les cours d'eau guéables du Wisconsin (Robertson *et al.*, 2006).

Figure 8. Processus de régionalisation des critères relatifs aux éléments nutritifs au Wisconsin (Robertson *et al.*, 2006)

Systèmes de régionalisation préliminaires considérés



Régionalisation finale proposée après l'analyse des données





#### 4.4.2.2 Élaboration d'une nouvelle classification

Si les systèmes de classification existants sont jugés inappropriés, une nouvelle classification peut être élaborée en fonction des facteurs modificateurs connus ou présumés ou en fonction des variables de classification décrites à la section 3.2.2. Par exemple, les facteurs modificateurs qui agissent à l'échelle régionale (section 1.4.2.1) sont utiles dans les systèmes de classification destinés à l'élaboration de recommandations régionales. Les facteurs modificateurs locaux (section 1.4.2.2) peuvent servir à perfectionner un système de classification régional, à classer les tronçons d'un cours d'eau ou à élaborer des recommandations propres à un site. Tous les facteurs modificateurs qui varient dans une région d'intérêt doivent être pris en considération, même s'ils ne seront peut-être pas tous inclus dans le système final de classification pour des raisons pratiques. De plus, on peut envisager l'application de certaines combinaisons de variables ayant déjà servi à la classification des cours d'eau (section 3.2.2).

La méthode de classification (section 3.2.3) qui servira à analyser les données et à grouper les cours d'eau par type doit être choisie en fonction des variables choisies. L'élaboration d'un nouveau système de classification exigera des données géospatiales et biologiques ainsi que des données sur les éléments nutritifs, s'il en existe. En outre, l'analyse de ces données nécessitera des ressources humaines et, si possible, des connaissances spécialisées sur les SIG. L'élaboration d'un nouveau système de classification est donc susceptible d'exiger plus de données et de ressources que l'adoption d'un système existant.

### **4.5 Évaluation et choix des approches**

Si l'on opte pour une démarche « multisources » comme celle décrite dans le présent document, il faut évaluer les trois approches possibles et choisir celles que l'on préfère ou qui conviennent le mieux à la situation. Il faut également évaluer les données et les ressources disponibles. En outre, pour tirer parti de l'expérience régionale et favoriser une bonne utilisation des ressources, il convient d'intégrer les études antérieures et les données de surveillance disponibles au processus d'élaboration dans la mesure du possible. Les études antérieures peuvent en effet fournir de l'information sur les relations stress-réponse, les différences régionales et le biote sensible susceptible de servir de variable-réponse.

Parmi les trois approches disponibles, la modélisation prédictive est probablement celle qui offre la plus grande rigueur scientifique puisqu'elle se fonde davantage sur des données empiriques que sur le jugement professionnel.

L'approche des conditions de référence offre une bonne rigueur scientifique lorsqu'elle est fondée sur une connaissance approfondie des besoins écologiques des communautés biologiques, sur la compréhension des conditions de référence dans la région d'intérêt et sur de solides méthodes statistiques permettant de déceler des écarts significatifs par rapport aux conditions de référence.

La méthode des centiles, qui est utilisée pour déterminer les conditions de référence et élaborer des recommandations en fonction de la distribution des données, ne s'appuie pas sur des

variables-réponses biotiques et présente donc un fort degré d'incertitude. Elle est cependant simple et peu coûteuse s'il existe des ensembles de données représentatifs. C'est pourquoi cette méthode est utilisée dans de nombreuses études sur les recommandations relatives aux éléments nutritifs.

Enfin, les recommandations existantes peuvent être utilisées si elles sont jugées applicables à la région d'intérêt. Elles ont l'avantage d'exiger peu d'effort et d'être peu coûteuses.

Les sections suivantes contiennent de l'information plus détaillée qui aidera à évaluer l'applicabilité de ces trois approches et à choisir, parmi les méthodes associées à ces approches, celles qui conviennent le mieux à l'élaboration de recommandations. Pour de l'information sur la quantité de ressources nécessaire à l'utilisation de chacune de ces approches ou méthodes, voir la section 3.

#### 4.5.1 Approche des conditions de référence

##### 4.5.1.1 Applicabilité

L'approche des conditions de référence est applicable dans les situations suivantes :

- 1) Il existe des sites de référence pour les types de cours d'eau d'intérêt. S'il y a des sites de référence pour une partie seulement des types de cours d'eau, il est possible de déduire les conditions de référence manquantes (section 3.4.2.2) ou d'utiliser d'autres approches (modélisation prédictive, valeurs de la littérature) pour élaborer des recommandations pour les types de cours d'eau qui n'ont pas de sites de référence.
- 2) Il n'est pas possible de décrire et d'utiliser les relations stress-réponse avec la modélisation prédictive en raison d'une insuffisance de données ou de ressources.

L'approche des conditions de référence a une applicabilité limitée dans les situations suivantes :

- 1) Il n'existe aucun site de référence pour les types de cours d'eau d'intérêt (les conditions de référence ne peuvent être mesurées et doivent être déduites).
- 2) Une recommandation propre à un site est souhaitée (les conditions de référence propres à un site doivent être fondées sur des données historiques, souvent inexistantes ou de mauvaise qualité).

##### 4.5.1.2 Étapes à suivre

Les étapes de l'approche des conditions de référence sont l'identification des sites de référence (section 3.4.1), la description des conditions de référence (section 3.4.2) et la détermination d'un écart acceptable par rapport aux conditions de référence, qui devient alors la recommandation (section 3.4.3).

#### 4.5.1.3 Évaluation et choix des méthodes

Le choix des méthodes à utiliser dans le cadre de l'approche des conditions de référence se fonde principalement sur deux facteurs : 1) le nombre de sites de référence par rapport au nombre total de plans d'eau et 2) la disponibilité de ressources pour réaliser une étude sur les conditions de référence biologiques. S'il n'existe aucun site de référence, les conditions de référence doivent être déterminées par modélisation ou estimées à l'aide de la méthode du centile inférieur. S'il y a un nombre adéquat de sites de référence, on peut utiliser la méthode du centile supérieur, l'analyse du point milieu ou encore des méthodes fondées sur des données biologiques, lesquelles augmentent le degré de fiabilité des valeurs guides. Les méthodes biologiques sont les plus coûteuses, mais il est possible d'utiliser des études antérieures, s'il en existe, pour limiter les coûts.

#### 4.5.2 Modélisation prédictive

##### 4.5.2.1 Applicabilité

L'utilisation de la modélisation prédictive peut être envisagée dans les situations suivantes :

- 1) des données existantes (universitaires, gouvernementales) démontrent ou indiquent de fortes relations entre les variables-stress et les variables-réponses; dans ce cas, on peut choisir :
  - a. d'utiliser ces données pour élaborer une recommandation, sans effectuer de travail supplémentaire,
  - b. d'analyser de nouveau les données existantes à l'aide de méthodes statistiques plus poussées,
  - c. d'ajouter de nouvelles données pour préciser les relations;
- 2) sur la base d'un jugement professionnel, une forte relation est prévue entre les variables-stress et les variables-réponses; on peut alors :
  - a. entreprendre une étude pilote pour vérifier cette prévision,
  - b. recueillir un plus grand ensemble de données pour faciliter l'élaboration des recommandations si une étude pilote confirme l'existence d'une relation ou si l'existence d'une relation est très probable;
- 3) des modèles de cours d'eau sont déjà établis (p. ex. pour la rivière Bow : Golder, 2007) ou il existe des ressources locales de modélisation;
- 4) l'approche des conditions de référence n'est pas applicable ou réalisable.

#### 4.5.2.2 Étapes à suivre

Les étapes générales de l'approche de la modélisation prédictive sont la détermination des relations (section 3.5.1), l'examen des relations (section 3.5.2) et l'établissement de seuils ou de critères (section 3.5.3).

#### 4.5.2.3 Évaluation et choix des méthodes

Le choix des méthodes de modélisation prédictive dépend surtout du type de données disponibles. Si l'on dispose de données chimiques et physico-chimiques ainsi que de données biologiques univariées (p. ex. biomasse du périphyton), la corrélation et la régression sont généralement les techniques les plus appropriées pour la création de modèles d'enrichissement en éléments nutritifs. Avec ces techniques, il est important d'évaluer les distributions des données de toutes les variables analysées (c.-à-d. normales *vs* non normales) ainsi que la forme des relations (linéaires *vs* non linéaires) afin de choisir la méthode d'analyse des données la plus pertinente et la plus puissante.

Si l'on veut analyser des variables-réponses multivariées, telles des données sur des communautés biologiques ou des variables biologiques, ce sont les méthodes multivariées comme l'ordination qui conviennent le mieux. Dans le cas des données biologiques, il est suggéré d'examiner la distribution des données et la forme des relations pour choisir les méthodes d'analyse les plus appropriées (linéaires *vs* unimodales ou autres modèles de réponse).

#### 4.5.3 Valeurs de la littérature

Les valeurs de la littérature, notamment les recommandations existantes, devraient toujours faire partie du processus d'élaboration de recommandations pour les raisons suivantes :

- 1) elles exigent peu de temps et de ressources;
- 2) elles constituent une source supplémentaire de données et confèrent de la crédibilité au processus si elles sont bien choisies;
- 3) leur utilisation permet de mettre à profit les nombreux travaux effectués dans des régions voisines (provinces, territoires ou États).

Les valeurs de la littérature sont un bon point de départ pour élaborer une recommandation lorsqu'on ne dispose d'aucune autre information. On peut établir une recommandation à partir d'une valeur de la littérature, puis entreprendre des recherches pour déterminer si cette recommandation est applicable ou s'il sera nécessaire d'élaborer une autre recommandation à l'aide de méthodes plus poussées. L'élément le plus important à considérer dans l'utilisation des valeurs de la littérature est leur degré d'applicabilité à la région ou au site d'intérêt.

#### 4.5.3.1 Applicabilité

L'applicabilité des valeurs de la littérature doit être évaluée en fonction de divers facteurs, notamment les suivants :

- 1) les facteurs modificateurs régionaux (climat, géologie, sols, voir section 1.4.2.1);
- 2) les facteurs modificateurs locaux (débit et substrat, voir section 1.4.2.2);
- 3) la distance, en raison des facteurs biogéographiques en jeux, si la recommandation est basée sur des communautés biotiques (vérifier si les variables utilisées – algues, invertébrés benthiques ou poissons – sont applicables à la région d'intérêt).

Si l'ensemble ou la plupart de ces facteurs sont comparables entre la région pour laquelle a été établie la valeur de la littérature et la région pour laquelle est requise une recommandation, la valeur de la littérature est une bonne candidate pour la démarche « multisources ».

### **4.6 Collecte et analyse des données**

Le processus de collecte et d'analyse de données qui précède l'élaboration d'une recommandation se distingue du processus de surveillance et d'analyse qui sert à vérifier si la recommandation est respectée ou non (après son élaboration). Par exemple, l'approche des conditions de référence et l'approche de la modélisation prédictive exigent toutes deux un plan d'étude rigoureux qui inclut un programme de surveillance adapté aux hypothèses formulées et aux analyses statistiques prévues. S'il y a lieu, le programme de surveillance devra également être adapté aux imprévus, par exemple à la grande variabilité des variables étudiées ou à l'apparition d'un nouveau facteur modificateur.

De nombreuses sources décrivent les divers aspects d'un plan d'étude, de la collecte des données et de l'analyse des données, en plus d'offrir des conseils sur les méthodes statistiques applicables (USEPA, 2010a). En général, il s'en dégage les points suivants :

- si on utilise l'approche des conditions de référence, il faut évaluer la pertinence des données recueillies aux sites de référence et déterminer la meilleure façon d'élaborer des recommandations à partir de ces données;
- si on utilise la modélisation prédictive, la collecte de données empiriques ou la formulation d'hypothèses permettront de déterminer les nombreuses données à inclure dans les modèles;
- l'utilisation de valeurs de la littérature ou de recommandations existantes ne nécessite généralement pas de collecte et d'analyse de données.

Quelle que soit l'approche utilisée, lorsqu'on élabore des recommandations qui nécessitent une collecte et une analyse de données, il est important de tenir compte de la saisonnalité, c'est-à-dire de déterminer si les usages désignés, les indicateurs de stress et de réponse ou les relations stress-réponse analysées varient d'une saison à l'autre. Il est parfois nécessaire de déterminer les

périodes de l'année où les recommandations sont valables. Par exemple, si l'on prévoit baser les recommandations sur les relations entre les éléments nutritifs, les algues benthiques et les macroinvertébrés, il convient de limiter l'échantillonnage à la saison des eaux libres, alors que si l'on utilise des centiles, il est préférable d'élaborer les recommandations en fonction des saisons ou des périodes de crue et d'étiage.

La durée de la collecte de données dépend de la méthode choisie. Lorsqu'on utilise des centiles pour décrire la population actuelle de sites, on utilise une valeur moyenne (ou médiane) représentative pour chaque site afin de calculer le centile. Pour que cette valeur soit représentative du site, la collecte de données doit s'étendre sur un certain nombre d'années. Au moins deux années de données sont recommandées, mais préférablement trois ou plus (USEPA, 2000). Si le budget est limité, on peut réduire la fréquence d'échantillonnage ou revoir le nombre de composantes analysées de façon à prolonger la période de collecte. La plupart des autorités compétentes pourront utiliser les données de surveillance existantes pour calculer les centiles des cours d'eau de référence ou de tous les cours d'eau compris dans l'ensemble de données. L'USEPA recommande d'utiliser au moins 30 cours d'eau et 3 systèmes de référence peu perturbés par type de cours d'eau ou par écorégion pour l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs fondés sur des centiles.

Pour étudier les relations stress-réponse (éléments nutritifs-biote) et pour déterminer la biomasse algale maximale et des seuils potentiels, il faut effectuer un échantillonnage à une fréquence variant d'une fois aux deux semaines à une fois par mois, et ce, au cours de la saison de croissance et sur plusieurs années (USEPA, 2000). Quant à la détermination des amplitudes interannuelles du climat ou du débit, la collecte de données doit s'étendre sur au moins deux ans. Il est à noter que plus les variations de débit sont grandes dans un réseau hydrographique, plus la fréquence d'échantillonnage doit être élevée (USEPA, 2000).

Les méthodes d'analyse de données à utiliser avec chaque approche sont décrites dans des sections précédentes du présent guide. Le résultat final sera un ensemble de recommandations préliminaires (Chambers *et al.*, 2009 utilisent le terme « provisoire ») qui devront ensuite faire l'objet d'une évaluation (voir section 4.7 ci-dessous).

#### **4.7 Évaluation du degré d'incertitude**

Si les résultats offrent un bon pouvoir prédictif et un faible degré d'incertitude, on peut les utiliser à la prochaine étape pour élaborer la recommandation finale. Dans le cas contraire, il convient d'étudier les raisons de ce faible pouvoir prédictif :

- si les relations stress-réponse varient en fonction de l'espace, il faudra peut-être revoir la classification des cours d'eau;
- si l'influence des facteurs de confusion est trop grande, il peut être utile de les inclure dans l'élaboration de la recommandation (p. ex. corrélation MES-PT).

Si l'approche ou la méthode utilisée ne donne toujours pas de résultats utiles, il faudra peut-être l'exclure du processus d'élaboration. Il se pourrait alors qu'on ait besoin de données supplémentaires pour mener à bien la démarche fondée sur le poids de la preuve; si c'est le cas, il faudra choisir une autre approche ou méthode ou encore obtenir d'autres sources de données, ce qui permettra de réduire l'incertitude à un degré acceptable.

#### **4.8 Élaboration de la ou des recommandations**

Une fois qu'on a établi toutes les recommandations préliminaires et le degré d'incertitude de chacune, on peut élaborer la ou les recommandations finales. Les recommandations préliminaires doivent être pondérées en fonction de leur degré d'incertitude, s'il est connu.

Lors de l'utilisation de recommandations finales, il convient de garder à l'esprit que de nouvelles avancées sont toujours susceptibles de venir confirmer ou déprécier la valeur des recommandations. Il suffit de mentionner, à titre d'exemple, les effets des changements climatiques ou de nombreux facteurs de stress, qui peuvent limiter l'applicabilité des recommandations, ou encore l'évolution rapide des connaissances dans ces domaines. Il est donc recommandé de réévaluer régulièrement les recommandations établies et, si nécessaire, d'y apporter des révisions.

### **5.0 RÉSUMÉ**

L'eutrophisation est l'un des principaux problèmes de qualité de l'eau au Canada. Les recommandations canadiennes actuelles pour la qualité des eaux ciblent principalement les substances toxiques sans aborder les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sur le biote aquatique. Au Canada, plusieurs instances utilisent des recommandations sur les éléments nutritifs, mais celles-ci ne tiennent généralement pas compte des fortes variations naturelles d'éléments nutritifs entre les diverses régions naturelles ou des facteurs modificateurs qui influent sur les réponses biologiques aux concentrations d'éléments nutritifs.

Le présent guide présente des approches et de l'information qui faciliteront l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs qui sont scientifiquement valables et qui tiennent compte de la diversité naturelle des cours d'eau au Canada.

Une revue exhaustive de la littérature a permis de rassembler la documentation sur les approches et les méthodes qui sont utilisées pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs au Canada et ailleurs dans le monde. Cette revue a porté sur les nombreux ouvrages produits dans le cadre de travaux récents visant à normaliser l'élaboration de ces recommandations ailleurs qu'au Canada (États-Unis, Europe, Australie et Nouvelle-Zélande) et sur la documentation scientifique relative aux indicateurs d'éléments nutritifs, aux relations entre les éléments nutritifs et le biote ainsi qu'aux systèmes de classification des cours d'eau.

Cette revue de la littérature a révélé l'existence de trois approches générales utilisables pour l'élaboration de recommandations, soit l'approche des conditions de référence, la modélisation

prédictive et l'adoption de recommandations d'autres instances ou de valeurs de la littérature. Chacune de ces approches peut être mise en œuvre à l'aide d'une large gamme d'indicateurs et de méthodes dont le choix dépend de la disponibilité des données, de l'accessibilité des ressources et des caractéristiques naturelles de la région d'intérêt.

Le processus général d'élaboration d'une recommandation comprend un certain nombre d'étapes successives et des considérations connexes, qui sont énumérées et brièvement décrites ci-dessous.

1. La détermination de la région d'intérêt et du type de recommandation à formuler (régionale ou propre à un lieu) :
  - une recommandation régionale peut s'appliquer à une province, à un territoire, à une écorégion ou à un grand bassin versant;
  - une recommandation propre à un site est nécessaire si l'on craint qu'une recommandation régionale ne soit pas adéquate; elle peut s'appliquer à un petit cours d'eau, à un tronçon de cours d'eau ou à un site particulier.
2. L'établissement des résultats visés, qui :
  - peuvent inclure la protection d'usages désignés;
  - peuvent inclure le principe de non-dégradation et la protection de plans d'eau en aval;
  - doivent être clairement définis et tenir compte de la spécificité de la région.
3. Le choix de la ou des variables guides :
  - pour le contexte canadien, le présent guide utilise les termes « stress chimique », « variable-réponse principale », « variable-réponse secondaire » et « facteur modificateur »;
  - les variables-stress chimiques telles que le phosphore total (PT) et l'azote total (NT) sont les variables les plus communément utilisées;
  - il est bon de déterminer les variables-stress les plus appropriées par une étude des relations stress-réponse, mais il faut également tenir compte de la faisabilité en évaluant s'il est possible d'effectuer une surveillance continue;
  - les variables-réponses principales, comme la biomasse du périphyton, peuvent s'avérer plus efficaces pour protéger les usages ciblés de l'eau et la santé de l'écosystème, particulièrement lorsque les relations stress-réponse sont peu connues;



- l'élaboration de recommandations fondées sur de multiples variables peut accroître la flexibilité et réduire l'incertitude au moment de l'application.
4. La classification des cours d'eau ou la subdivision de la région d'intérêt en sous-régions :
- une classification des cours d'eau n'est pas toujours nécessaire pour les territoires petits et homogènes, mais elle est utile pour les grands territoires composés de différentes régions naturelles;
  - une classification est nécessaire s'il y a présence de tout facteur modificateur régional (géologie, sols, climat) ou local (propre à un site, taille, substrat, fréquence des crues) qui varie considérablement dans la région d'intérêt;
  - si un besoin de classification des cours d'eau est confirmé, les systèmes de classification existants, notamment les écozones, les écorégions et les écodistricts du Canada ou des États-Unis ou une combinaison de ceux-ci, sont la façon la plus simple de subdiviser la région d'intérêt;
  - si les systèmes de classification existants sont jugés inappropriés, un nouveau système peut être élaboré en fonction des caractéristiques du paysage ou des cours d'eau.
5. L'évaluation et le choix des approches et méthodes :
- il faudrait toujours inclure les valeurs de la littérature, notamment les recommandations existantes et les valeurs seuils, dans le processus d'élaboration d'une recommandation, car il s'agit d'une approche peu coûteuse et parfois très pertinente, qui met à profit les connaissances existantes;
  - la méthode des centiles, qui est la forme la plus simple de l'approche des conditions de référence, offre un moyen facile et peu coûteux d'utiliser les données existantes de la région d'intérêt; elle comporte toutefois un degré élevé d'incertitude, puisqu'elle n'est pas liée à des variables-réponses biotiques;
  - l'approche des conditions de référence peut être scientifiquement rigoureuse si les sites de référence sont en nombre suffisant et ont été correctement choisis, idéalement en fonction des communautés biologiques; cette approche peut toutefois s'avérer coûteuse, puisqu'elle exige une bonne couverture spatiale de la région d'intérêt ainsi qu'une collecte et une analyse de données;
  - la modélisation prédictive est probablement l'approche qui offre la plus grande rigueur scientifique puisqu'elle se fonde surtout sur des données empiriques relatives aux relations stress-réponse; elle exige cependant des données chimiques et biologiques ainsi des connaissances techniques pointues.

6. La collecte et l'analyse de données :

- l'adoption de valeurs de la littérature n'exige aucune collecte et analyse de données; elle nécessite seulement une revue de la littérature et une évaluation de l'applicabilité des valeurs en fonction de l'information disponible;
- la méthode des centiles exige des données couvrant au minimum trois ans et, idéalement, au moins 30 cours d'eau et 3 sites de référence par type de cours d'eau;
- pour l'étude des relations stress-réponse, un échantillonnage effectué à une fréquence variant d'une fois aux deux semaines à une fois par mois est recommandé, et ce, tout au long de la saison de croissance et sur plusieurs années;
- dans l'approche des conditions de référence, la variabilité spatiale et temporelle des sites de référence doit être bien connue; cela exige un effort d'échantillonnage considérable et possiblement coûteux, puisque les sites de référence se trouvent parfois dans des régions éloignées;
- le programme de surveillance doit être adapté à l'approche choisie pour que les données recueillies puissent être utilisées dans les analyses statistiques requises; il faudra peut-être modifier le programme si les variables contrôlées indiquent une variation plus élevée que prévu ou si de nouveaux facteurs modificateurs sont découverts.

7. L'évaluation du degré d'incertitude :

- le pouvoir prédictif des relations stress-réponse ou les degrés de variation des résultats donnent une idée de l'incertitude entourant la valeur guide;
- les variations spatiales peuvent être ajustées par une révision de la classification des cours d'eau, et l'influence des facteurs de confusion peut être intégrée au processus d'élaboration de la recommandation;

8. L'élaboration de la recommandation :

- il est suggéré d'utiliser plusieurs sources de données, c'est-à-dire qu'il conviendrait d'utiliser un certain nombre de valeurs guides préliminaires issues de diverses approches pour élaborer la valeur guide finale;
- s'il y a lieu, la saisonnalité doit être explicitement prise en compte dans l'élaboration de la recommandation, puisque les effets des éléments nutritifs varient considérablement d'une saison à l'autre;
- si possible, le degré d'incertitude inhérent à chaque approche est utilisé dans une démarche fondée sur le poids de la preuve, selon laquelle les résultats ayant un

faible degré d'incertitude obtiennent, dans la recommandation finale, un poids ou un coefficient de pondération plus élevé que ceux ayant un degré élevé d'incertitude.

Les facteurs régionaux, provinciaux et territoriaux jouent un rôle crucial à chacune de ces étapes. Il n'y a pas de méthode idéale et universelle pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs, car chaque région, province ou territoire présente une combinaison unique de caractéristiques naturelles, de ressources économiques et intellectuelles et de programmes de suivi des données.

L'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs n'est pas une tâche simple et ponctuelle. Dans certains cas, les décisions initiales telles que le choix des variables et la classification des cours d'eau doivent être reconsidérées après l'évaluation de la faisabilité de la méthode et l'obtention des résultats d'analyse des données. De plus, il peut être nécessaire de vérifier l'applicabilité des recommandations préliminaires et de les améliorer au fil du temps.

Dans les régions où les ressources sont très limitées ou aux endroits où l'on souhaite utiliser, pour commencer, des recommandations provisoires, il est parfois préférable d'utiliser une procédure plus simple que le processus complet décrit ci-dessus. Cette procédure consiste à convertir une valeur de la littérature en recommandation provisoire, puis à modifier la recommandation à mesure que l'on obtient de nouvelles données écologiques sur les cours d'eau.

Le coût de l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dépend de divers facteurs. Il augmente généralement en fonction du degré de spécialisation des méthodes utilisées, du nombre de variables et de saisons prises en compte ainsi que de l'inclusion d'une classification des cours d'eau. Le recours aux données et à l'expertise technique disponibles, de même qu'à des partenariats, peut cependant réduire les coûts. L'utilisation de valeurs de la littérature ou de la méthode des centiles est économique, mais entraîne un degré d'incertitude plus élevé, qui peut affaiblir la protection de l'écosystème aquatique.

Le présent guide résume diverses variables, approches et méthodes qui peuvent servir à l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs et propose des façons d'utiliser ces outils à cette fin. Ce document vise ainsi à favoriser l'élaboration de recommandations qui sont scientifiquement valables et applicables à l'échelle régionale et locale partout au Canada.

## 6.0 GLOSSAIRE

TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Biomasse algale	Masse de matière algale vivante par unité de surface à un moment donné.	Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Poids sec sans cendre	Mesure de la biomasse algale qui détermine la biomasse algale totale (poids sec) et permet d'estimer la production nette.	APHA, 2000	Site Web de N-Steps
Analyse bayésienne	Analyse fondée sur le théorème de Bayes, une formule qui permet d'actualiser des probabilités <i>a priori</i> à la lumière de nouvelles données. On a utilisé cette méthode dans la classification des cours d'eau pour trouver les combinaisons de variables de classification qui expliquent le mieux la variabilité observée.	Lamon et Qian, 2008; statistics.com	USEPA, 2010
Benthos/ benthique	Ensemble d'organismes qui vivent dans le fond ou à l'interface solide-liquide d'un système aquatique./ Désigne généralement des organismes qui vivent dans le substrat.	Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Intégrité biologique	Capacité d'un écosystème aquatique de soutenir et de maintenir une communauté d'organismes équilibrée, adaptative et ayant une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles des habitats naturels dans une région donnée.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Communauté	Tous les groupes d'organismes qui vivent ensemble dans une région donnée et qui, en général, interagissent entre eux ou dépendent les uns des autres pour leur survie.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Critère	Élément des normes de qualité des eaux d'une autorité compétente exprimé sous forme de concentration ou d'énoncé circonstancié et représentant un niveau de qualité de l'eau propice à un usage particulier. Lorsque le critère est respecté, la qualité de l'eau assure généralement la protection de l'usage désigné. Au Québec, un critère est l'équivalent d'une recommandation (voir ce terme dans le présent glossaire).	USEPA, 1994	USEPA, 2000
Usage désigné	Usage défini dans les normes/objectifs de qualité des eaux pour chaque plan d'eau ou partie d'un plan d'eau, que cet usage soit atteint ou non.	USEPA, 1994	USEPA, 2000
Écodistrict	Subdivision d'une écorégion se caractérisant par un ensemble particulier de reliefs, de caractéristiques géologiques, de sols, de végétation, de plans d'eau et de faune. Le Canada est divisé en 1024 écodistricts.	Marshal et Schut, 1999	Environnement Canada, 2006

TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Seuil écologique	Limite à laquelle se produit un changement soudain dans une caractéristique, une propriété ou un phénomène propre à un écosystème ou à laquelle les faibles variations d'un facteur environnemental provoquent de fortes réactions dans un écosystème.	Groffman <i>et al.</i> , 2006	Groffman <i>et al.</i> , 2006
Écoprovince	Subdivision d'une écozone caractérisée par de grands assemblages de formes structurelles ou de surface, de domaines fauniques, de végétation, d'hydrologie, de sols et de macroclimat. Le Canada est divisé en 53 écoprovinces.	Marshal et Schut, 1999	Environnement Canada, 2006
Écologie	« Étude scientifique des processus qui influencent la répartition et l'abondance des organismes, les interactions entre les organismes ainsi que les interactions entre les organismes et la transformation ou le flux de l'énergie et de la matière. » [traduction]	Likens, 1992	Likens, 1992
Écorégion	Subdivision d'une écoprovince caractérisée par des facteurs écologiques régionaux particuliers, tels le climat, la physiographie, la végétation, le sol, l'eau et la faune. Le Canada est divisé en 194 écorégions.	Marshal et Schut, 1999	Environnement Canada, 2006
Écozone	Région de la surface terrestre représentative de grandes unités écologiques très généralisées caractérisées par des facteurs biotiques et abiotiques en interaction et adaptation constantes. Le Canada est divisé en 15 écozones terrestres. Les écozones définissent la mosaïque écologique du Canada à une échelle sous-continentale.	Marshal et Schut, 1999	Environnement Canada, 2006
Eutrophe	Se dit d'un plan d'eau riche en éléments nutritifs et dont les taux de productivité élevés entraînent fréquemment un appauvrissement en oxygène sous la couche d'eau superficielle.	Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Eutrophisation	Enrichissement naturel ou artificiel d'un plan d'eau en éléments nutritifs et effets de cet enrichissement.	National Academy of Science, 1969	Site Web de la USGS. <a href="http://toxics.usgs.gov/definitions/eutrophication.html">http://toxics.usgs.gov/definitions/eutrophication.html</a>

TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Recommandation (au Québec : critère de qualité de l'eau)	Concentration numérique ou énoncé circonstancié recommandé(e) pour favoriser et maintenir un usage désigné de l'eau. Une recommandation est une limite supérieure (ou limite inférieure pour certains paramètres comme l'oxygène dissous et le pH) visant à protéger les usages de l'eau contre les changements de la qualité de l'eau d'origine anthropique. Elle fournit une valeur de référence scientifique uniforme pour la protection de la qualité de l'eau à l'échelle nationale, régionale ou provinciale, mais ne tient pas compte des conditions et des facteurs locaux ou propres à un site.	MEEA, 2012; CCME, 1999	NSWA, 2010
Habitat	Milieu où les composantes physiques et biologiques des écosystèmes fournissent un environnement favorable à la survie des plantes et des animaux, notamment de la nourriture, des abris et de l'espace.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Hydrologie	Étude de la distribution, des propriétés et des effets de l'eau à la surface de la Terre, dans le sol et les roches sous-jacentes ainsi que dans l'atmosphère.	U.S. Environmental Protection Agency (1997) Terms of Environment: Glossary, Abbreviations and Acronyms.	<a href="http://iaspub.epa.gov/sor_interne/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do">http://iaspub.epa.gov/sor_interne/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do</a>
Lentique	Se dit d'un milieu caractérisé par des eaux relativement calmes.	Goldman et Horne, 1983	Site Web de N-Steps
Lotique	Se dit d'un milieu caractérisé par des eaux courantes.	Goldman et Horne, 1983	Site Web de N-Steps
Macroinvertébré	Petit organisme benthique qui est retenu par un tamis aux mailles d'une dimension supérieure à 2 mm.	Thorp et Covich, 1991	Site Web de N-Steps
Macrophyte (également appelé « végétation aquatique submergée » ou VAS)	Plante aquatique de grande taille (par opp. à une plante microscopique). Les macrophytes incluent les mousses, les hépatiques, les angiospermes, les fougères, les grandes algues et les plantes vasculaires aquatiques. Ce terme n'a pas de signification taxonomique précise.	Goldman et Horne, 1984	Site Web de N-Steps

TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Mésotrophe	Se dit d'un plan d'eau dont la concentration en éléments nutritifs entraîne une productivité moyenne.	Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Analyse multivariée de communautés	Méthode statistique (p. ex. ordination ou analyse discriminante) conçue pour analyser des données physiques et biologiques relatives aux communautés à l'aide de plusieurs variables.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Politique (ou principe) de non-dégradation	Politique environnementale visant à prévenir toute diminution de la qualité naturelle d'un milieu, peu importe les normes de santé préétablies.	U.S. Environmental Protection Agency (1997) Terms of Environment: Glossary, Abbreviations and Acronyms.	<a href="http://iaspub.epa.gov/sor_interne_t/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do">http://iaspub.epa.gov/sor_interne_t/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do</a>
Objectif	Concentration numérique ou énoncé circonstancié qui a été établi(e) pour des eaux particulières et qui est lié(e) à une mesure ou à une obligation de gestion.	MEEA, 2012; CCME, 1999	MEEA, 2012
Oligotrophe	État trophique d'un plan d'eau caractérisé par un faible apport d'éléments nutritifs, une faible production de matière organique et un faible taux de décomposition.	Selon Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Résultat	À des fins de planification, les résultats visés sont les indicateurs qui guident l'élaboration et la mise en œuvre des recommandations.	BRBC, 2008 – rapport du CT au CD	BRBC, 2008 – rapport du CT au CD
Paramètre	Voir « variable ».		
Périphyton	Ensemble des organismes aquatiques qui vivent fixés ou accrochés aux tiges et aux feuilles des plantes enracinées ou à d'autres surfaces offrant un support dans un plan d'eau, notamment des roches (périphyton épilithique), des sédiments (périphyton épipelique), du sable (périphyton épisammique), des plantes (périphyton épiphytique) ou des animaux (périphyton épizoïque).	USEPA, 1994	Site Web de N-Steps
Source ponctuelle	Point isolé, généralement l'extrémité d'un tuyau, d'où provient un rejet de polluants.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps

TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Production primaire	Quantité de matière organique créée par photosynthèse ou chimiosynthèse, ou énergie emmagasinée que représente cette matière. Dans les cours d'eau, les algues et les macrophytes sont généralement les principaux producteurs primaires.	Selon Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Score de propension	Variable composée qui réunit toutes les covariables d'une relation stress-réponse en une seule variable. Lorsqu'il est utilisé dans la classification des plans d'eau, ce score réduit l'effet des covariables sur les relations stress-réponse dans chaque classe.	USEPA, 2010	USEPA, 2010
Conditions de référence	Caractéristiques de parties de plans d'eau peu perturbées par l'activité humaine. Les conditions de référence peuvent servir à décrire des conditions biologiques ou des conditions d'habitat atteignables dans des parties de plans d'eau qui se trouvent dans des bassins versants aux caractéristiques communes et à l'intérieur de régions géographiques définies.	USEPA, 2000	USEPA, 2000
Site de référence	Dans un plan d'eau, point particulier qui est non perturbé ou peu perturbé et qui est représentatif de l'intégrité biologique attendue d'autres points du même plan d'eau ou de plans d'eau situés à proximité.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Riverain	Situé le long d'un cours d'eau ou d'une étendue d'eau.	Goldman et Horne, 1983	Site Web de N-Steps
Classification (ou méthode) de Rosgen	Approche qui réunit plusieurs méthodes de classification des cours d'eau en une méthode complète à plusieurs niveaux. La méthode de Rosgen comprend quatre étapes ou niveaux : la caractérisation morphologique générale (géomorphologique), la description morphologique (types de cours d'eau), l'état ou la condition du cours d'eau et la vérification.	Rosgen, 1994 et 1996	USEPA, 2000
Production secondaire	Matière organique créée par un organisme qui utilise des substrats organiques (c.-à-d. matière provenant de producteurs primaires).	Wetzel, 1983	Site Web de N-Steps
Seston/Sestonique	Ensemble des matières organiques en suspension dans l'eau, généralement composées de phytoplancton, de bactéries et de débris fins./Qui se rapporte au seston.	Thorp et Covich, 1991	Site Web de N-Steps
Facteur de stress (agent stressant)	Facteur physique ou biologique qui a un impact néfaste sur les organismes aquatiques et la fonction de l'écosystème.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Cible	Dans le domaine de la gestion de la qualité des eaux de surface, une cible est une concentration ou un énoncé circonstancié que l'on souhaite atteindre ou « dépasser ».	MEEA, 2012	MEEA, 2012



TERME	DÉFINITION	RÉFÉRENCE	TIRÉE DE
Taxon	Catégorie taxonomique d'organismes dotée d'un nom officiel, par exemple une espèce, un genre ou une famille.	Site Web de N-Steps	Site Web de N-Steps
Seuil	(En gestion de l'eau) Terme général désignant diverses notions (p. ex. cible, limite, déclencheur ou seuil d'intervention); voir seuil écologique.	MEEA, 2012	MEEA, 2012
Charge journalière maximale totale ( <i>total maximum daily load</i> ou TMDL)	Charge maximale que peut contenir un plan d'eau sans que cela n'ait d'effets nuisibles. On l'établit en calculant la capacité d'assimilation d'un plan d'eau relativement à une substance (p. ex. phosphore total) et en déterminant les sources de cette substance.	USEPA, 2000	USEPA, 2000
Seuil d'intervention	Condition au-delà de laquelle une mesure doit être prise (p. ex. surveillance accrue, évaluation des risques, gestion d'un contaminant).	MEEA, 2012	MEEA, 2012
État trophique	Taux de production des processus autotrophes ou hétérotrophes dans un écosystème.	Dodds, 2007	Dodds, 2007
Variable	Substance présente dans l'eau ou condition de l'eau. Parfois appelée « paramètre ». Une variable peut être physique, chimique, biotique ou radiologique.  Aussi, terme calculé ou énumération représentant un attribut d'un ensemble ou d'une fonction biologique ou tout autre attribut biologique mesurable et constituant une caractéristique du biote qui change de façon prévisible sous l'effet d'une activité humaine accrue. En ce sens, le terme employé en anglais est « <i>metric</i> ».	MEEA, 2012  Site Web de N-Steps	MEEA, 2012  Site Web de N-Steps
Recommandation pour la qualité des eaux	Voir « recommandation ».	CCME, 1996	BRBC, 2008
Objectif de qualité des eaux	Voir « objectif ».	CCME, 1996	BRBC, 2008
Bassin versant	Territoire dont les eaux, les sédiments et les matières dissoutes se déversent dans un émissaire commun à un point donné du lit d'un cours d'eau. Synonymes : bassin hydrographique, bassin hydrologique, bassin de drainage.	Dunne et Leopold, 1978	Site Web de N-Steps

## 7.0 BIBLIOGRAPHIE

Les ouvrages recensés dans cette bibliographie, y compris les ouvrages portant sur les lacs<sup>(i)</sup>, ont été classés dans différentes catégories en fonction des thèmes abordés dans le présent guide (voir le tableau 3).

- <sup>(q)</sup> APHA (1995). *American Public Health Association Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19<sup>e</sup> éd., Washington, DC.
- <sup>(g)</sup> Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) and Agriculture and Resource Management Council (2000a). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality : volume 1 (The Guidelines)*, document n° 4, National Water Quality Management Strategy.
- <sup>(g)</sup> Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) and Agriculture and Resource Management Council (2000b). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality : volume 2 (Aquatic Ecosystems : Rationale and Background Information)*, document n° 4, National Water Quality Management Strategy.
- <sup>(i)</sup> Bachmann, R.W. (2012). *The Good News from the 2007 National Lakes Assessment: US Lakes Are Not as Bad as We Thought*, Madison, Wisconsin. Résumé présenté lors du 32<sup>e</sup> symposium de la North American Lake Management Society.
- <sup>(i)</sup> Bennion, H., R.W. Battarbee, C.D. Sayer, G.L. Simpson et T.A. Davidson (2011). « Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis », *Journal of Paleolimnology*, vol. 45, p. 533-544.
- <sup>(m)</sup> Berryman, D. (2006). *Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 2-550-46503-2, Envirodoq n° ENV/2005/0239, collection n° QE/167, 32 p. et 2 ann.
- <sup>(g)</sup> Biggs, B.J.F. (2000a). *New Zealand Periphyton Guideline: Detecting, Monitoring and Managing Enrichment of Streams*, National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), juin 2000. Préparé pour le ministère de l'Environnement.
- <sup>(a)</sup> Biggs, B.J.F. (2000b). « Eutrophication of Streams and Rivers: Dissolved Nutrient-Chlorophyll Relationships for Benthic Algae », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, p. 17-31.
- <sup>(a)</sup> Black, R. W., P.W. Moran et J.D. Frankforter (2010). *Response of Algal Metrics to Nutrients and Physical Factors and Identification of Nutrient Thresholds in Agricultural Streams*, « Environmental Monitoring and Assessment », vol. 175, n° 1-4, p. 397-417.
- <sup>(a)</sup> Bothwell, M.L. (1985). « Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: An intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia) », *Limnology and Oceanography*, vol. 30, n° 3, p. 527-542.
- <sup>(q)</sup> Bothwell, M.L. 1989. « Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic communities: areal biomass and cellular growth rate responses », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 46, p. 1293-1301.
- <sup>(a)</sup> Bothwell, M.L. et C. Kilroy (2011). « Phosphorus limitation of the freshwater benthic diatom *Didymosphenia geminata* determined by the frequency of dividing cells », *Freshwater Biology*, vol. 56, p. 565-578

- <sup>(d)</sup> Bow River Basin Council (BRBC, 2008). *Bow basin watershed management plan, Phase 1: Water Quality*. Version finale 1.0, préparée par le Bow Basin Watershed Management Plan Steering Committee.
- <sup>(c)</sup> Bugden, G., Y. Jiang, M. R. van den Heuvel, H. Vandermeulen, K.T.B. MacQuarrie, C.J. Crane et B.G. Raymond (2013). « Nitrogen loading criteria for estuaries in Prince Edward Island », *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* (numéros non disponibles au moment de la rédaction de la référence).
- <sup>(q)</sup> Chamberlain, W. et J. Shapiro (1973). « Phosphate measurements in natural waters: a critique », dans E. J. Griffith, A. Beeton, J. M. Specer et D. T. Mitchell (éd.), *Environmental phosphorus handbook*, John Wiley and Sons, New York, p. 355-366.
- <sup>(c)</sup> Chambers, P.A. et M. Guy (2004). « Setting nutrient guidelines for the northern rivers of Alberta », dans Environment Canada, *Northern Rivers Ecosystem Initiative: Collective Findings*.
- <sup>(a)</sup> Chambers, P.A. et E.E. Prepas (1994). « Nutrient dynamics in riverbeds: The impact of sewage effluent and aquatic macrophytes », *Water Research*, vol. 28, n° 2, p. 453-464.
- <sup>(a)</sup> Chambers, P.A., R.E. DeWreede, E.A. Irlandi et H. Vandermeulen (1999). « Management issues in aquatic macrophyte ecology: A Canadian perspective », *Canadian Journal of Botany*, n° 77, p. 471-487.
- <sup>(e)</sup> Chambers, P.A., R.B. Brua, D.J. McGoldrick, B.L. Upsdell, C. Vis, J.M. Culp et G.A. Benoy (2008). *Nitrogen and Phosphorus Standards to Protect Ecological Condition of Canadian Streams in Agricultural Watersheds*, rapport technique n° 4-56 de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, 101 p.
- <sup>(e)</sup> Chambers, P.A., M. Guy, S.S. Dixit, G.A. Benoy, R.B. Brua, J.M. Culp, D. McGoldrick, B.L. Upsdell et C. Vis (2009). *Nitrogen and Phosphorus Standards to Protect the Ecological Condition of Canadian Streams, Rivers and Coastal Waters*, rapport de synthèse no 11 de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, Environnement Canada, Gatineau, Québec, 79 p.
- <sup>(a)</sup> Chapra, S., G. Pelletier et H. Tao (2005). *Qual2k: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*, version 2.04.
- <sup>(a)</sup> Clark, G.M., D.K. Mueller et M.A. Mast (2000). « Nutrient concentrations and yields in undeveloped basins of the United States », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 36, n° 4, p. 849-860.
- <sup>(b)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001). *Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 : rapport technique*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- <sup>(b)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (2003). *Guide concernant l'application propre à un lieu des recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique*.
- <sup>(b)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2004). *Le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique*.
- <sup>(b)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). *Canadian Guidance Framework for the Management of Nutrients in Nearshore Marine Systems: Scientific Supporting Document*.
- <sup>(c)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2010). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : ammoniac*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- <sup>(c)</sup> Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2012). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : nitrate*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

- (c) Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE, 1987). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa, Canada.
- (k) Cunha, D.G.F., W.K. Dodds et M. Calijuri (2011). « Defining Nutrient and Biochemical Oxygen Demand Baselines for Tropical Rivers and Streams in São Paulo State (Brazil): A Comparison Between Reference and Impacted Sites », *Environmental Management*, vol. 48, n° 5. p. 945–956.
- (q) Davies, J-M et M.L. Bothwell (2012). « Responses of lotic periphyton to pulses of phosphorus: P-flux controlled growth rate », *Freshwater Biology*, vol. 57 p. 2602–2612.
- (i) Dixit, S.S., J.P. Smol, D.F. Charles, R.M. Hughes, S.G. Paulsen et G.B. Collins (1999). « Assessing lake water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol 56, p. 131-152.
- (f) Dodds, W.K (2003). « Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 22(2), p. 171–181.
- (n) Dodds, W.K (2006). « Eutrophication and trophic state in rivers and streams », *Limnology and Oceanography*, vol. 51. p. 671-680.
- (a) Dodds, W.K (2007). « Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 22 (12), p. 669-676.
- (n) Dodds, W.K., J.R. Jones et E.B. Welch (1998). « Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus », *Water Research*, vol. 32, p. 1455-1462.
- (k) Dodds, W.K. et R.M. Oakes (2004). « A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans », *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 2, p. 333-341.
- (a) Dodds, W.K., V.H. Smith et B. Zander (1997). « Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River », *Water Resources*, vol. 31, no 7, p. 1738-1750.
- (a) Dodds, W.K. et E.B. Welch (2000). « Establishing nutrient criteria in streams », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, n° 1, p. 186-196.
- (b) Environnement Canada (2004). *Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce*, Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada. Rapport n° 1-8 de la série « Santé des écosystèmes : solutions fondées sur la science ». <http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.558791/publication.html>
- (c) Environnement Canada (2006). *Development of ecoregion based phosphorus guidelines for Canada: Ontario as a case study*. Préparé par Gartner Lee Ltd. pour le Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada. Le document contient un résumé en français.
- (a) Garman, G., W. Stuart et S. McIninch (2007). *Development of Freshwater Nutrient Criteria for Non-wadeable Streams in Virginia: Fish Community Assessment, Phase I*, Center for Environmental Studies, Virginia Commonwealth University, 18 juillet 2007. Rapport d'étape à l'Academic Advisory Committee, Virginia Department of Environmental Quality.
- (m) Gestion des ressources hydriques Manitoba (2011). *Manitoba Water Quality Standards, Objectives, and Guidelines*, Direction de la gestion et des sciences de l'eau.
- (b) Golder Associates (2005). *Review of methodologies for deriving site-specific water quality guidelines for the calculation of the water quality index*. Document préparé pour le Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada.

- <sup>(d)</sup> Golder Associates (2007). *Bow River Impact Study, Phase II. Development of Total Loading Management Targets for the City of Calgary*. Document préparé pour la Ville de Calgary, janvier 2007.
- <sup>(b)</sup> Gouvernement du Canada (2008) Document technique à l'intention des praticiens de l'indicateur de la qualité de l'eau chargé de faire rapport dans le cadre de l'initiative des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement. Consulté le 17 décembre 2014. <http://publications.gc.ca/site/fra/381541/publication.html>
- <sup>(a)</sup> Grenier, M., I. Lavoie, A.N. Rousseau et S. Campeau (2010). « Defining ecological thresholds to determine class boundaries in a bioassessment tool: The case of the Eastern Canada Diatom Index (IDEC) ». *Ecological Indicators*, vol. 10, p. 980-989.
- <sup>(l)</sup> Groffman, P.M. et 15 collaborateurs (2006). « Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? », *Ecosystems*, vol. 9, p. 1-13.
- <sup>(q)</sup> Groupe de travail sur la stratification écologique (1995). *Cadre écologique nationale pour le Canada*, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques et Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Direction de l'analyse des écozones, Ottawa (Ontario) /Hull (Québec), 144 p. Rapport et carte nationale 1/7 500 000.
- <sup>(k)</sup> Hall, R.I. et J.P. Smol (1996). « Paleolimnological assessment of long-term water-quality changes in south-central Ontario lakes affected by cottage development and acidification », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 53, p. 1-17.
- <sup>(k)</sup> Hall, R. I., P. R. Leavitt, R. Quinlan, A. S. Dixit et J. P. Smol (1999). « Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains », *Limnol. Oceanogr.* vol. 44, p. 739–756.
- <sup>(g)</sup> Heiskary, S., R.W. Bouchard, Jr. et H. Markus (2010). Minnesota Nutrient Criteria Development for Rivers, Minnesota Pollution Control Agency, Environmental Analysis and Outcomes Division. Version provisoire.
- <sup>(i)</sup> Helsinki Commission (2007). *Baltic Sea Action Plan*. Plan adopté lors de la réunion ministérielle de HELCOM à Krakow (Pologne), le 15 novembre 2007.
- <sup>(l)</sup> Hering, Daniel, Angel Borja, Jacob Carstensen, Laurence Carvalho, Mike Elliott, Christian K. Feld, Anna-Stiina Heiskanen, Richard K. Johnson, Jannicke Moe, Didier Pont, Anne Lyche Solheim et Wouter van de Bund (2010). « The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future », *Science of the Total Environment*, vol. 408, p. 4007-4019.
- <sup>(m)</sup> Herlihy, A.T., et J.C. Sifneos (2008). « Developing Nutrient Criteria and Classification Schemes for Wadeable Streams in the Conterminous US », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, n° 4, p. 932–948.
- <sup>(q)</sup> Hudson, J.J., W.D. Taylor et D.W. Schindler (2000). « Phosphate concentrations in lakes », *Nature*, vol. 406, p. 54-56.
- <sup>(k)</sup> Hutchinson, N.J., P.J. Dillon et B.P. Neary (1991). « Validation and use of Ontario's trophic status model in establishing development guidelines », *Lake and Reservoir Mgt.*, vol. 7(1), p. 13-23.
- <sup>(a)</sup> Johnes, P., B. Moss et G Phillips (1996). « The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management », *Freshwater Biology*, vol. 36, p. 451-473.
- <sup>(a)</sup> Johnes, P. (1996). « Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach », *Journal of Hydrology*, vol. 183, p. 323-349.
- <sup>(k)</sup> Jones, C., K.M. Somers, B. Craig et T.B. Reynoldson (2007). *Ontario Benthos Biomonitoring Network: Protocol Manual*, janvier 2007.

- <sup>(f)</sup> Justus, B.G., J.C. Petersen, S.R. Femmer, J.V. Davis et J.E. Wallace (2010). « Comparison of Algal, Macroinvertebrate, and Fish Assemblage Indices for Assessing Low-level Nutrient Enrichment in Wadeable Ozark Streams », *Ecological Indicators*, vol. 10, n° 3, p. 627–638.
- <sup>(k)</sup> Kelly, M.G. et B.A. Whitton (1995). « The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers », *Journal of Applied Phycology*, vol. 7. p. 433-444.
- <sup>(a)</sup> Kelly, M., C. Bennett, M. Coste, C. Delgado, F. Delmas, L. Denys, L. Ector, C. Fauville, M. Ferréol, M. Golub, *et al.* (2009). « A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise », *Hydrobiologia*, vol. 621 (1), p. 169-182.
- <sup>(b)</sup> Khan, A.A., A. Tobin, R. Paterson, H. Khan et R. Warren (2005). « Application of CCME Procedures for Deriving Site-Specific Water Quality Guidelines for the CCME Water Quality Index », *Water Qual. Res. J. Canada*, vol. 40, p. 448–456.
- <sup>(a)</sup> Kilroy, C. et M.L. Bothwell (2012). « *Didymosphenia geminata* growth rates and bloom formation in relation to ambient dissolved phosphorus concentration », *Freshwater Biology*, vol. 57, p. 641–653.
- <sup>(a)</sup> King, R.S. et C.J. Richardson (2003). « Integrating Bioassessment and Ecological Risk Assessment: An Approach to Developing Numerical Water-Quality Criteria », *Environmental Management*, vol. 31, n° 6, p. 795–809.
- <sup>(b)</sup> Kistritz, R.U. et D.D. MacDonald (1990). *Procedure for deriving water quality guidelines for nutrients, algae and aquatic vascular plants in Canadian stream ecosystems*. Document préparé pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité de l'eau, Division des objectifs de la qualité de l'eau. KE144-9-6084/1.
- <sup>(k)</sup> Köster, D., J. Lichter, P.D. Lea et A. Nurse (2007). « Historical eutrophication in a river-estuary complex in mid-coast Maine », *Ecological Applications*, vol. 17 (3), p. 765-778.
- <sup>(m)</sup> Lamon, E.C. et S.S. Qian (2008). « Regional Scale Stressor-Response Models in Aquatic Ecosystems », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 44, p. 771-781.
- <sup>(g)</sup> Laidlaw, T. (2010). *Status of State Nutrient Criteria Development Efforts : EPA Region 8*. Présentation Powerpoint.
- <sup>(k)</sup> Lavoie, I., S. Campeau, M. Grenier et P.J. Dillon (2006). « A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 8, p. 1793-1811.
- <sup>(k)</sup> Lavoie, I., M. Grenier, S. Campeau et P.J. Dillon (2010). « The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) Version 2.0: Including Meaningful Ecological Classes and an Expanded Coverage Area that Encompasses Additional Geological Characteristics », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 45, p. 463-477.
- <sup>(m)</sup> Lin, L.-S., M. Markus et A. Russell (2007). « Stream Classification System Based on Susceptibility to Algal Growth in Response to Nutrients », *Journal of Environmental Engineering*, vol. 133, n° 7, p. 692–697.
- <sup>(a)</sup> Lohman, K., J.R. Jones et B.D. Perkins (1992). « Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 49, n° 6, p. 1198-1205.
- <sup>(m)</sup> Longing, S. D. et B. E. Haggard (2010). « Distributions of Median Nutrient and Chlorophyll Concentrations Across the Red River Basin, USA », *Journal of Environment Quality*, vol. 39, n° 6, 1966.
- <sup>(j)</sup> Louis Berger Group and Greenland International, Inc. (2006). *Pollutant Target Loads: Lake Simcoe and Nottawasaga River Basins Report*, juin 2006. Chapitre 2 : Lake Simcoe Watershed.
- <sup>(g)</sup> Maine Department of Environmental Protection 2012. *Chapter 583: Nutrient Criteria for Surface Waters*, 12 juin 2012. Version provisoire.

- (a) Mandel, R., C. Buchanan, A. Griggs, A. Nagel et O. Devereux (2011). *Data analysis to support development of nutrient criteria for Maryland free-flowing waters*. Document préparé pour le Maryland Department of the Environment, Science Services Administration, 15 juillet 2011.
- (d) McDonald, D. (2013). *Pilot Water Quality Objectives and allowable contaminant loads for the North Saskatchewan River*, Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Red Deer/North Saskatchewan Region, Edmonton.
- (a) Miltner, R.J (2010). « A Method and Rationale for Deriving Nutrient Criteria for Small Rivers and Streams in Ohio », *Environmental Management*, vol. 45, p. 842-55.
- (c) Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (MECB, 2001). *Water Quality Criteria for Nutrients and Algae : Overview Report*. Internet :  
<<http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/nutrients/nutrients.html>>.
- (b) Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (2012). *DRAFT Guidance document for phosphorus management in Vancouver Island streams*, Environmental Protection Division.
- (c) Ministère de l'Environnement de l'Alberta (1999). *Surface Water Quality Guidelines For Use In Alberta*, Environmental Assurance Division, Science Standards Branch, november 1999.
- (k) Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2010). *Lakeshore Capacity Assessment Handbook: Protecting Water Quality in Inland Lakes on Ontario's Precambrian Shield*, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, 95 p. Document préparé en partenariat avec le ministère des Ressources naturelles et le ministère des Affaires municipales et du Logement. PIBS 7642e.
- (b) Ministère de l'Environnement et de l'Eau de l'Alberta (MEEA, 2012). *Guidance for deriving site-specific water quality objectives for Alberta rivers* (version 1.0), Water Policy Branch, Policy Division, Edmonton.
- (b) Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO, 1994). *Water Management: Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives*, juillet 1994. Réimpression en 1999.
- (c) Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2009, mis à jour, avril 2012. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN-978-2-550-64798-0 (PDF), 510 p. et 16 annexes.
- (k) Morgan II, R.P., K.M. Kline et J.B. Churchill (2012). « Estimating reference nutrient criteria for Maryland ecoregions », *Environmental Monitoring and Assessment*, DOI: 10.1007/s10661-012-2694-x
- (l) National Academy of Science (1969). *Introduction, summary and recommendations*. In: *Eutrophication – Causes, consequences, correctives*, Washington, D.C., National Academy of Sciences, p. 3-4.
- (g) New Hampshire Department of Environmental Services (2002). *Plan for Adoption of Nutrient Water Quality Criteria*.
- (m) Newall, P., et D. Tiller (2002). « Derivation of Nutrient Guidelines for Streams in Victoria, Australia », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 74, p. 85–103.
- (i) Nishimura, P. et Y. Jiang (2011). *GIS-Based Agricultural Land Use Analysis and Nitrate Model Verification for Prince Edward Island, Canada*, ministère de l'Environnement, de l'Énergie et des Forêts, gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard, janvier 2011.
- (c) Nordin, R.N (2009). *A phosphorus guideline for Vancouver Island streams*. Document préparé pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Version provisoire.
- (d) North Saskatchewan Water Alliance (NSWA) (2010). *Proposed Reach-Specific Water Quality Objectives for the Mainstem of the North Saskatchewan River*.
- (c) North/South Consultants Inc (2006). *Literature Review Related to Setting Nutrient Objectives for Lake Winnipeg*. Document préparé pour Gestion des ressources hydriques Manitoba.

- <sup>(k)</sup> Nutrient STEPS (2012). *Nutrient Scientific Technical Exchange Partnership and Support Website*. Internet : <<http://n-steps.tetrattech-ffx.com/>>.
- <sup>(k)</sup> Pardo, I., C. Gómez-Rodríguez, J.-G. Wasson, R. Owen, W. van de Bund, M. Kelly, C. Bennett *et al.* (2012). « The European Reference Condition Concept: A Scientific and Technical Approach to Identify Minimally-impacted River Ecosystems », *Science of the Total Environment*, vol. 420, p. 33–42.
- <sup>(m)</sup> Pottgiesser, T. et S. Birk (2007). *River Basin Management Tools: River Typologies. Harmonisation of DRB Typologies*. UNDP | GEF Danube Regional Project.
- <sup>(c)</sup> Prairie Provinces Waterboard (2001). *Water Quality Monitoring Sites and Objectives*. Internet : <<http://www.ppwb.ca/map/142/index.html>>.
- <sup>(p)</sup> Ramin, M., T. Labencki, D. Boyd, D. Trolle et G.B. Arhonditsis (2012). « A Bayesian Synthesis of Predictions from Different Models for Setting Water Quality Criteria », *Ecological Modelling*, vol. 242, p. 127–145.
- <sup>(k)</sup> Reavie, E.D., J.P. Smol, R. Carignan et S. Lorrain (1998). « Diatom paleolimnology of two fluvial lakes in the St. Lawrence River: A reconstruction of environmental changes during the last century », *Journal of Phycology*, vol. 34, p. 446-456.
- <sup>(k)</sup> Reckhow, K. H., G. B. Arhonditsis, M. A. Kenney, L. Hauser, J. Tribo, C. Wu, K. J. Elcock, L. J. Steinberg, C. A. Stow et S. J. McBride (2005). « A Predictive Approach to Nutrient Criteria », *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n° 9, p. 2913–2919.
- <sup>(k)</sup> REFCOND (2003). *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Final Version 7.0. Common Implementation Strategy (CIS) Working Group 2.3. Préparé par M. Wallin, T. Wiederholm et Richard K. Johnson.
- <sup>(m)</sup> Robertson, D.M., D.A. Saad et A.M. Wieben (2001). *An Alternative Regionalization Scheme for Defining Nutrient Criteria for Rivers and Streams*, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 01-4073, Middleton, WS, 57 p. Document préparé en coopération avec les régions V et VII de la U.S. Environmental Protection Agency. Internet : <<http://wi.water.usgs.gov/pubs/wrir-01-4073/wrir-01-4073.pdf>> (consulté le 12 novembre 2012).
- <sup>(g)</sup> Robertson, D.M., D.J. Graczyk, P.J. Garrison, L. Wang, G. LaLiberte et R. Bannerman (2006). *Nutrient Concentrations and Their Relations to the Biotic Integrity of Wadeable Streams in Wisconsin*. Document préparé pour le U.S. Department of the Interior et le U.S. Geological Survey, en coopération avec le Wisconsin Department of Natural Resources.
- <sup>(m)</sup> Rohm, C.M., J.M. Omernik, A.J. Woods et J.L. Stoddard (2002). « Regional Characteristics of Nutrient Concentrations in Streams and Their Application to Nutrient Criteria Development », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 38, n° 1, p. 213–239.
- <sup>(m)</sup> Rosenbaum, P.R. (2002). « Covariance Adjustment in Randomized Experiments and Observational Studies », *Statistical Science*, vol. 17, p. 286-327.
- <sup>(k)</sup> Sánchez-Montoya, M.M., M. R. Vidal-Abarca, T. Puntí, J. M. Poquet, N. Prat, M. Rieradevall, J. Alba-Tercedor, C. Zamora-Munoz, M. Toro, S. Robles, M. Alvarez et M. L. Suarez (2009). « Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams », *Hydrobiologia*, vol. 619, p. 39–54.
- <sup>(h)</sup> Schaumburg, J., C. Schranz, J. Foerster, A. Gutowski, G. Hofmann, P. Meilinger, S. Schneider et U. Schmedtje (2004). « Ecological Classification of Macrophytes and Phytobenthos for Rivers in Germany According to the Water Framework Directive », *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, vol. 34, n° 4, p. 283–301.
- <sup>(q)</sup> Schindler, D.W. et 8 collaborateurs (2008). « Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, p. 11254-11258.



- (k) Sheeder, S. A. et B.M. Evans (2004). « Estimating Nutrient and Sediment Threshold Criteria for Biological Impairment in Pennsylvania Watersheds », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 40, n° 4, p. 881–888.
- (p) Smith, E.P., I. Lipkovich et K. Ye (2002). « Weight-of-Evidence (WOE): Quantitative Estimation of Probability of Impairment for Individual and Multiple Lines of Evidence », *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 8, n° 7, p. 1585-1596.
- (k) Smith, R.A., R.B. Alexander et G.E. Schwarz (2003). « Natural Background Concentrations of Nutrients in Streams and Rivers of the Conterminous United States », *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n° 14, p. 3039–3047.
- (p) Smith, A.J. et C.P. Tran (2010). « A weight-of-evidence approach to define nutrient criteria protective of aquatic life in large rivers », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 29, p. 875-891.
- (m) Snelder, T.H., B.J.F. Biggs et M.A. Weatherhead (2004). « Nutrient Concentration Criteria and Characterization of Patterns in Trophic State for Rivers in Heterogeneous Landscapes », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 40, n° 1, p. 1–13.
- (a) Soranno, P.A., K.S. Cheruvilil, R.J. Stevenson, S.L. Rollins, S.W. Holden, S. Heaton et E. Torng (2008). « A Framework for Developing Ecosystem-specific Nutrient Criteria: Integrating Biological Thresholds with Predictive Modeling », *Limnology and Oceanography*, vol. 53, n° 2, p. 773–787.
- (a) Sosiak, A. (2002). « Long-term response of periphyton and macrophytes to reduced municipal nutrient loading to the Bow River (Alberta, Canada) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 59, p 987-1001.
- (a) Stevenson, R.J., B.H. Hill, A.T. Herlihy, L.L. Yuan et S.B. Norton (2008). « Algae–P Relationships, Thresholds, and Frequency Distributions Guide Nutrient Criterion Development », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, n° 3, p. 783–799.
- (g) Suplee, M., V. Watson, A. Varghese et J. Cleland (2008). *Scientific and technical basis of the numeric nutrient criteria for Montana’s wadeable streams and rivers*, 100 p. Internet : [http://deq.mt.gov/wqinfo/Standards/PDF/WhitePaper\\_FNL3\\_Nov12-08.pdf](http://deq.mt.gov/wqinfo/Standards/PDF/WhitePaper_FNL3_Nov12-08.pdf).
- (c) Tristar Environmental Consulting (2005a). *Site-Specific Water Quality Guidelines for the Kootenay River at Kootenay Crossing for the Purpose of National Reporting*. Document préparé pour Environnement Canada, mai 2005.
- (c) Tristar Environmental Consulting (2005b). *Site-Specific Water Quality Guidelines for the Liard River at Upper Crossing for the Purpose of National Reporting*. Document préparé pour Environnement Canada, mai 2005.
- (c) Tristar Environmental Consulting (2005c). *Site-Specific Water Quality Guidelines for Skeena River at Usk for the Purpose of National Reporting*. Document préparé pour Environnement Canada, mai 2005.
- (c) Tristar Environmental Consulting (2005d). *Site-Specific Water Quality Guidelines for the Sumas River at the International Boundary for the Purpose of National Reporting*. Document préparé pour Environnement Canada, mai 2005.
- (m) Union européenne (2000). « Directive 2000/60/EC du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l’eau » (« directive-cadre sur l’eau »), *Journal officiel des communautés européennes* L327/1.
- (o) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2000). *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Rivers and Streams*, Office of Water, Office of Science and Technology. EPA-822-B-00-002.
- (o) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2010a). *Using stressor-response relationships to derive numeric nutrient criteria*, Office of Water, Office of Science & Technology. EPA-820-S-10-001.

- (g) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2010b). *Technical Support Document for U.S. EPA's Final Rule for Numeric Criteria for Nitrogen/Phosphorus Pollution in Florida's Inland Surface Fresh Waters*.
- (i) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2010c). *Chesapeake Bay TMDL*, U.S. Environmental Protection Agency.
- (g) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2010d). « Water Quality Standards for the State of Florida's Lakes and Flowing Waters; Proposed Rule », *Federal Register*, vol. 75, n° 16.
- (i) United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2012). *Frequent Questions: Nutrient Criteria Implementation*. Internet : <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/frequentquestions.cfm> (consulté en décembre 2012).
- (c) Van den Heuvel, M. (2009). *Site Specific Guidelines for Phosphorus in relation to the Water Quality Index Calculations for Prince Edward Island*.
- (a) Walton, S.P., E.B. Welch et R.R. Horner (1995). « Stream periphyton response to grazing and changes in phosphorus concentration », *Hydrobiologia*, vol. 302, no 1, p. 31-46.
- (a) Wang, L., D.M. Robertson et P.J. Garrison (2006). « Linkages Between Nutrients and Assemblages of Macroinvertebrates and Fish in Wadeable Streams: Implication to Nutrient Criteria Development », *Environmental Management*, vol. 39, n° 2, p. 194–212.
- (f) Weigel, B.M. et D.M. Robertson (2007). « Identifying Biotic Integrity and Water Chemistry Relations in Nonwadeable Rivers of Wisconsin: Toward the Development of Nutrient Criteria », *Environmental Management*, vol. 40, n° 4, p. 691–708.
- (a) Welch, E.B., J.M. Jacoby, R.R. Horner et M.R. Seeley (1988). « Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams », *Hydrobiologia*, vol. 157, p. 161-168.
- (a) Welch, E.B., J.M. Quinn et C.W. Hickey (1992). « Periphyton biomass related to point-source nutrient enrichment in seven New Zealand streams », *Water Resources*, vol. 26, n° 5, p. 669-675.
- (q) Wetzel, R.G. (2001). *Limnology : Lake and River Ecosystems*, Academic Press, 3<sup>e</sup> édition.
- (m) Wickham, J.D., K.H. Riitters, T.G. Wade et K.B. Jones (2005). « Evaluating the Relative Roles of Ecological Regions and Land-cover Composition for Guiding Establishment of Nutrient Criteria », *Landscape Ecology*, vol. 20, n° 7., p. 791–798.
- (a) Wong, S.L. et Clark, B (1979). « The determination of desirable and nuisance plant levels in streams », *Hydrobiologia*, vol. 63, p. 223-230.