



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

GUIDE POUR L'OPTIMISATION DES PROGRAMMES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

**PN 1544
ISBN 978-1-77202-021-2 PDF**

RÉSUMÉ

Le suivi de la qualité de l'eau constitue l'un des éléments les plus importants de la gestion environnementale des écosystèmes aquatiques. Ce suivi fournit aux gestionnaires de l'eau les données nécessaires à la gestion durable des ressources en eau et renseigne sur des processus environnementaux dynamiques et complexes. Comme il faut des données pertinentes, fiables et cohérentes pour comprendre les ressources en eau du Canada, les programmes de suivi de la qualité de l'eau doivent être bien conçus et intégrés à la prise de décision.

Des réseaux de suivi de la qualité de l'eau optimisés, efficaces et efficients profitent à la gestion de la qualité de l'eau parce qu'ils permettent la prise de décisions éclairées et renseignent sur les interactions entre diverses composantes de l'écosystème. Les réseaux de suivi bien conçus devraient coûter moins cher à mettre en œuvre et procurer des avantages économiques liés à l'amélioration de l'environnement.

La documentation scientifique insiste souvent sur le besoin d'améliorer les réseaux de suivi de la qualité de l'eau, et beaucoup de travail a été effectué pour mettre au point des méthodes et modèles statistiques à cette fin. La conception d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau est un processus itératif, c'est-à-dire qu'un réseau existant doit être réévalué régulièrement en fonction de l'évolution des exigences environnementales et des objectifs de la gestion de la qualité de l'eau.

Le présent guide décrit les cinq étapes principales de la conception d'un programme de suivi de la qualité de l'eau et présente un survol des outils d'évaluation et d'optimisation systématiques de chacune de ces étapes. Il présente également un certain nombre d'outils statistiques qui s'appliquent à des aspects importants de l'optimisation des programmes de suivi, notamment des objectifs de suivi sur mesure et les considérations spatiales et temporelles de suivi (nombre d'échantillons et choix des stations; fréquence d'échantillonnage). Ces outils comprennent :

- le processus d'établissement des objectifs de qualité des données;
- les intervalles de confiance;
- l'analyse de tendance;
- les outils géostatistiques;
- les analyses de corrélation et de régression;
- les analyses multivariées.

Le guide compare les forces et faiblesses des divers outils d'optimisation de suivi et fait référence à des études de cas. Comme les objectifs sont différents pour chaque programme de suivi, les méthodes d'optimisation ne sont pas normatives et varient selon le type de suivi.

Le guide présente un diagramme décisionnel qui indique, selon des critères rationnels et systématiques, toutes les étapes à suivre et les outils à utiliser pour accroître l'efficacité et l'efficience des programmes de suivi, tout en favorisant leur conception uniforme partout au Canada. Il aidera les gestionnaires à choisir les méthodes statistiques appropriées pour l'optimisation des trois principaux aspects d'un programme de suivi, soit :

- les variables de qualité de l'eau à surveiller;
- la fréquence de mesure ou d'échantillonnage (couverture temporelle);
- le choix des stations (couverture spatiale).

Il est recommandé d'effectuer une analyse économique pour évaluer les compromis espace-temps et choisir la meilleure combinaison de variables à suivre et de fréquence d'échantillonnage dans le temps et l'espace.

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.

Glossaire

Analyse de groupement (AG)	Technique de classification multivariée couramment utilisée pour grouper des observations semblables de façon à ce que la variance à l'intérieur des groupes soit la plus petite, et la variance entre les groupes la plus grande.
Analyse discriminante (AD)	Technique de discrimination multivariée servant à différencier des groupes prédéterminés par une autre analyse (ACP, PMNM ou AG).
Analyse en composantes principales (ACP)	Technique d'ordination multivariée pouvant servir à déterminer quelles variables de qualité de l'eau sont corrélées et, ainsi, à réduire le nombre de variables mesurées ou de stations.
Approche axée sur les risques (AAR)	Outil mis au point par les scientifiques spécialistes de la qualité de l'eau d'Environnement Canada pour évaluer les risques environnementaux que présente la qualité de l'eau aux sites de suivi.
Assurance de la qualité	Procédures mises en œuvre pour assurer que les données obtenues par les programmes de suivi atteignent les niveaux de précision et de confiance requis. Il peut s'agir de la normalisation des méthodes d'échantillonnage et d'analyse, d'analyses répétées des mêmes échantillons, de vérifications de l'équilibre ionique et de programmes d'accréditation des laboratoires.
Autocorrélation	Il y a autocorrélation lorsqu'une mesure faite à un moment donné n'est pas indépendante de la mesure précédente. Il existe deux types d'autocorrélations : l'autocorrélation sérielle et l'autocorrélation saisonnière. Il y a autocorrélation sérielle lorsque les mesures d'une variable de qualité de l'eau sont assez rapprochées dans le temps pour que chaque mesure soit le plus semblable à celle qui la précède ou la suit. Il y a autocorrélation saisonnière lorsqu'une variable de qualité de l'eau varie selon la saison.
Confiance	La probabilité (exprimée en pourcentage) que la valeur réelle d'un paramètre statistique (p. ex., la moyenne de la population) se trouve effectivement dans l'intervalle entre les limites calculées autour de la valeur observée dans le cadre du programme de suivi (p. ex., la moyenne de l'échantillon).
Échantillonnage automatisé	Prélèvement d'échantillons ou prise de mesures à intervalles ou moments prédéterminés par un dispositif qui ne nécessite aucune intervention humaine au moment du relevé.

Modèle conceptuel	Représentation conceptuelle des relations à l'intérieur d'un système. Un modèle conceptuel décrit graphiquement l'idée que les spécialistes se font du comportement d'un système, et il est constamment amélioré à mesure que les scientifiques comprennent mieux les plans d'eau concernés et leur vulnérabilité aux pressions.
Positionnement multidimensionnel non métrique (PMNM)	Technique d'ordination multivariée qui est axée exclusivement sur la valeur ordinale des données (leur ordre) et qui est considérée comme la plus robuste de ce genre de techniques.
Précision	Mesure de l'incertitude statistique égale à la moitié de l'intervalle de confiance à C %. Pour toute mesure d'une variable, l'erreur d'estimation est l'écart entre la valeur mesurée et la valeur réelle. La précision correspond à l'erreur d'estimation qui n'est pas dépassée dans une proportion déterminée C % (élevée) des cas.
Réseaux de neurones artificiels (RNA)	Le concept de réseau de neurones artificiel (RNA) a été élaboré pour simuler le cerveau humain. Il s'agit d'un réseau adaptatif qui combine les tâches de reconnaissance, de combinaison et de généralisation et la puissance d'analyse d'un ordinateur. On se sert de ces réseaux pour modéliser les relations complexes entre les valeurs d'entrée et les valeurs de sortie des variables de qualité de l'eau. Les RNA constituent des outils de modélisation prometteurs pour la gestion intégrée de l'eau qui peuvent servir à optimiser les fréquences de mesure ou d'échantillonnage dans le temps et l'espace.

Table des matières

RÉSUMÉ	i
PRÉFACE.....	ii
Glossaire.....	iii
1.0 Introduction.....	1
1.1 Un guide nécessaire.....	1
1.2 Objet du guide	1
1.3 Organisation du guide	2
2.0 Principes généraux de suivi de la qualité de l'eau	2
2.1 Principaux processus de conception d'un programme de suivi	2
2.2 Types de suivi de la qualité de l'eau	3
2.3 Types d'eaux de surface.....	4
2.4 Adaptation aux changements climatiques	5
2.5 Quelques aspects du suivi de la qualité de l'eau au Canada	5
2.6 Défis des réseaux de suivi de la qualité de l'eau.....	5
2.7 Optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau.....	6
3.0 Outils d'évaluation qualitative et quantitative des réseaux de suivi de la qualité de l'eau....	7
3.1 Aperçu	7
3.2 Aperçu des approches systématiques	8
3.2.1 Approche basée sur les objectifs de qualité des données (OQD)	8
3.2.2 Approche axée sur les risques.....	9
3.2.3 Approche hiérarchique axée sur l'ordre des cours d'eau.....	10
3.3 Aperçu des approches statistiques.....	12
3.3.1 Introduction aux tests statistiques : erreurs de décision.....	17
3.3.2 Intervalles de confiance pour estimer la fréquence d'échantillonnage.....	18
3.3.3 Analyse de tendance pour déterminer la fréquence d'échantillonnage	19
3.3.4 Autres points à considérer pour la fréquence d'échantillonnage	21
3.3.5 Analyse de corrélation et de régression	23
3.3.6 Outils géostatistiques	26
3.3.7 Analyses multivariées de données	27
3.3.8 Programmes d'optimisation	28
4.0 Boîte à outils pour l'optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau	31
4.1 Étape 1. Optimisation du but et des objectifs d'un programme de suivi	31

4.2	Étape 2. Optimisation de la conception d'un programme de suivi	34
4.2.1	Détermination des variables de qualité de l'eau	34
4.2.2	Détermination de la fréquence d'échantillonnage et de la couverture spatiale	37
4.2.3	Limites et risques liés à la détermination de la fréquence d'échantillonnage et de la couverture spatiale	42
4.3	Étape 3. Optimisation de la collecte et de la qualité des données	43
4.3.1	Collecte de données, programme d'assurance de la qualité des données	43
4.4	Étape 4. Analyse, interprétation et évaluation des données	45
4.4.1	Limites et risques liés à la collecte, l'analyse et la gestion des données	46
4.5	Étape 5. Optimisation de la communication et de l'interprétation	46
4.6	Possibilités de collaboration et de partenariats	47
4.6.1	Portails Web	48
5.0	Établissement des priorités dans les programmes de suivi de la qualité de l'eau	49
5.1	Analyse coûts-avantages	50
5.2	Flexibilité des réseaux de suivi face aux nouveaux problèmes environnementaux	51
6.0	Conclusions	52
6.1	Résumé de l'approche proposée aux fins de l'optimisation	52
7.0	Références	56
	Annexe A - Études de cas	59
	Annexe B - Tableaux	73

Liste des tableaux

Tableau 2-1. Principales caractéristiques des eaux de surface au Canada : cours d'eau, lacs, estuaires et eaux côtières	4
Tableau 3-1. Résumé des approches quantitatives et qualitatives utilisées pour optimiser différents aspects des programmes de suivi de l'eau et études de cas correspondantes (annexe A).....	7
Tableau 3-2. Comparaison entre les étapes du suivi de la qualité de l'eau et les étapes du processus des objectifs de qualité des données (USEPA, 2006a).....	8
Tableau 3-3. Approche hiérarchique : étapes pour déterminer l'emplacement des stations des premier, deuxième et troisième niveaux hiérarchiques.	10
Tableau 3-4. Avantages et désavantages de l'approche hiérarchique pour optimiser la couverture spatiale	12
Tableau 3-5. Résumé des outils statistiques couramment utilisés pour optimiser différents aspects des réseaux de suivi de la qualité de l'eau.....	13
Tableau 3-6. Erreurs de décision et résultats possibles du test d'hypothèse statistique (adapté de USEPA, 2006a)	17
Tableau 3-7. Avantages et désavantages de la méthode de l'intervalle de confiance pour optimiser la fréquence d'échantillonnage	19
Tableau 3-8. Avantages et désavantages de l'analyse de tendance	21
Tableau 3-9. Étapes pour l'optimisation des variables de qualité de l'eau par corrélation et régression	24
Tableau 3-10. Avantages et désavantages de l'approche de corrélation et de régression	25
Tableau 3-11. Avantages et désavantages des outils géostatistiques.....	26
Tableau 3-12. Avantages et désavantages des techniques multivariées	28
Tableau 4-1. Exemple de relation entre le but du suivi, l'objectif du suivi ainsi que la variable à suivre, sa mesure et sa cible	32
Tableau 4-2. Exemples d'objectifs de suivi et de leur échelle temporelle.....	33
Tableau 4-3. Outils qualitatifs et quantitatifs pour optimiser le choix des variables de qualité de l'eau à surveiller	36
Tableau 4-4. Outils qualitatifs et quantitatifs favorisant l'optimisation de la fréquence d'échantillonnage dans le suivi de la qualité de l'eau.....	38
Tableau 4-5. Outils qualitatifs et quantitatifs visant à optimiser la couverture spatiale dans le suivi de la qualité de l'eau.....	40

Liste des figures

Figure 2-1. Points généraux à considérer dans la conception des programmes de suivi de la qualité de l'eau (adaptée de CCME, 2006).....	3
Figure 3-1. Emplacements des stations d'échantillonnage déterminés par l'approche hiérarchique : a) ordres des cours d'eau dans un réseau fluvial; b) stations des premier, deuxième et troisième niveaux hiérarchiques selon l'approche	

hiérarchique axée sur l'ordre des cours d'eau; c) approche hiérarchique axée sur la demande biologique en oxygène. Figures adaptées de Sanders <i>et al.</i> (1983).....	11
Figure 3-2. Relation entre l'incertitude (erreur estimée) et la fréquence d'échantillonnage à un degré de confiance de 95 %, de 90 % ou de 80 %	22
Figure 3-3. Fréquence d'échantillonnage requise pour estimer la DBO ₅ moyenne avec une incertitude (précision) de 10 %, 30 % ou 50 % et une confiance de 95 % pour quatre stations de variabilité (CV) croissante	22
Figure 3-4. Relation entre le coefficient de variation et l'incertitude (erreur) des données pour une fréquence d'échantillonnage de 5, 10, 15 ou 20 échantillons par année	23
Figure 4-1. Outils pour l'optimisation des buts et objectifs de suivi	33
Figure 4-2. Outils pour l'optimisation d'un programme de suivi de la qualité de l'eau.....	34
Figure 4-3. Diagramme décisionnel pour l'optimisation des variables surveillées par des méthodes statistiques	37
Figure 4-4. Diagramme décisionnel visant à optimiser la fréquence d'échantillonnage dans un réseau de suivi de la qualité de l'eau.	39
Figure 4-5. Diagramme décisionnel visant à optimiser la couverture spatiale d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau.	42
Figure 4-6. Outils pour l'optimisation de la collecte et de la qualité des données dans les réseaux de suivi de la qualité de l'eau	44
Figure 4-7. Outils pour l'optimisation de l'analyse et de la gestion des données	46
Figure 4-8. Outils pour l'optimisation des rapports et de la communication	47
Figure 4-9. Étapes de l'optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau et relations avec la gestion de l'eau (adapté de CCME, 2006).....	48
Figure 6-1. Cadre de travail par étapes et outils pour l'optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada.....	53
Figure 6-2. Diagramme décisionnel pour l'optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au moyen d'outils statistiques quantitatifs (étape 2)	54

Annexe A

Étude de cas n° 1. District de gestion de l'eau du sud de la Floride (Hunt <i>et al.</i> , 2006), objectifs de qualité des données.....	60
Étude de cas n° 2. Baie de Massachusetts (Hunt <i>et al.</i> , 2008), objectifs de qualité des données	61
Étude de cas n° 3. Zones côtières des Pays-Bas (Swertz <i>et al.</i> , 1997), intervalles de confiance, analyse des tendances.....	62
Étude de cas n° 4. Fleuve Gediz, Turquie (Harmancioğlu <i>et al.</i> , 1999), structure hiérarchique.....	63
Étude de cas n° 5. Bassin versant en Pennsylvanie (Strobl <i>et al.</i> , 2006a, b), analyse géospatiale.....	64
Étude de cas n° 6. Lac Winnipeg (Beveridge <i>et al.</i> , 2012), analyse géostatistique et techniques multivariées.....	65

Étude de cas n° 7. Eaux côtières de l'Arctique norvégien (Dowdall <i>et al.</i> , 2005), analyse géostatistique.....	66
Étude de cas n° 8. Nil, Égypte (Khalil <i>et al.</i> , 2010), techniques multivariées	67
Étude de cas n° 9. Fleuve Mississippi, Louisiane (Ozkul <i>et al.</i> , 2000), analyse de l'entropie	68
Étude de cas n° 10. Fleuve Gediz, Turquie (Cetinkaya <i>et al.</i> , 2012), programmation dynamique.....	69
Étude de cas n° 11. Ijsselmeer, Pays-Bas (Schulze et Bouma, 2001), réseau de neurones artificiels	70
Étude de cas n° 12. Nil, Égypte (Khalil <i>et al.</i> , 2011), réseau de neurones artificiels	71

Annexe B

Tableau B-1. Objectifs de suivi courants pour les cours d'eau (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003).....	74
Tableau B-2. Objectifs de suivi courants pour les lacs (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003).....	75
Tableau B-3. Objectifs de suivi courants pour les eaux estuariennes (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003).....	76
Tableau B-4. Objectifs de suivi courants pour les eaux côtières (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003).....	77
Tableau B-5. Fréquence d'échantillonnage annuelle recommandée pour les cours d'eau, les lacs, les eaux estuariennes et les eaux côtières (adapté d'European Communities, 2003; GEMS, 2005).....	78
Tableau B- 6. Type de suivi par rapport aux principaux éléments du programme de suivi (nombre de variables à suivre, fréquence d'échantillonnage, couverture spatiale). Le degré d'effort est indiqué pour chaque élément (adapté de Chapman <i>et al.</i> , 1996)	79

1.0 INTRODUCTION

1.1 Un guide nécessaire

Le suivi de la qualité de l'eau constitue l'un des éléments les plus importants de la gestion environnementale des écosystèmes aquatiques (MacDonald *et al.*, 2009). Le suivi de la qualité de l'eau au Canada fournit aux gestionnaires de l'eau les données nécessaires à la gestion durable des ressources en eau et renseigne sur des processus environnementaux dynamiques et complexes (Khalil et Ouarda, 2009). Comme il faut des données pertinentes, fiables et cohérentes pour comprendre les ressources en eau du Canada, les programmes de suivi de la qualité de l'eau doivent être bien conçus et intégrés à la prise de décision (Robarts *et al.*, 2008).

Des programmes de suivi de la qualité de l'eau fiables et durables sont essentiels pour évaluer et comprendre les problèmes passés, présents et futurs de qualité de l'eau. Certains programmes, établis depuis longtemps, doivent évoluer pour répondre à de nouveaux besoins en matière de données et à des pressions financières. En effet, les gestionnaires des réseaux de suivi de la qualité de l'eau doivent souvent composer avec des contraintes budgétaires et des capacités de laboratoire limitées pour l'analyse des échantillons, tant pour des programmes existants que pour de nouveaux programmes de suivi. En outre, l'évolution des besoins en matière de suivi, notamment pour faire face à de nouveaux problèmes environnementaux, entraîne des pressions pour qu'on adapte les réseaux de suivi afin d'atteindre des objectifs multiples.

La documentation scientifique insiste souvent sur le besoin d'améliorer les réseaux de suivi environnemental, et beaucoup de travail a été effectué pour mettre au point des méthodes et modèles statistiques à cette fin.

1.2 Objet du guide

Le présent guide donne un aperçu des approches d'optimisation de programme de suivi en passant en revue leurs forces et leurs faiblesses et en recommandant celles qui conviennent le mieux aux conditions canadiennes et à divers besoins en matière de suivi. Il présente des études de cas à titre d'exemple de l'application de ces approches, ainsi qu'un cadre décisionnel étape par étape. Le document porte une attention particulière aux aspects techniques de la conception d'un réseau de suivi.

Le guide vise à s'appliquer à tous les territoires et à toutes les provinces du pays. En voici les objectifs généraux :

- présenter les stratégies et outils permettant d'optimiser les réseaux de suivi de la qualité de l'eau au Canada;
- présenter un cadre décisionnel étape par étape pour aider les gestionnaires à choisir de bonnes méthodes d'optimisation afin d'accroître l'efficacité et l'efficacité des programmes de suivi, tout en favorisant leur conception uniforme partout au Canada;
- offrir une boîte à outils de méthodes choisies pour optimiser les aspects suivants des stratégies de suivi afin d'atteindre les niveaux de précision et de confiance voulus : 1) les variables de qualité de l'eau à surveiller; 2) la fréquence d'échantillonnage (couverture temporelle); 3) le choix des stations (couverture spatiale).

La conception d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau est un processus itératif, c'est-à-dire qu'un réseau existant doit être réévalué régulièrement en fonction de l'évolution des exigences environnementales et des objectifs de la gestion de la qualité de l'eau. Les solutions à de nombreux problèmes environnementaux coûtent cher et sont difficiles à mettre en œuvre sur le plan technique. Le coût de suivi est généralement minuscule par rapport à la valeur de la ressource en eau surveillée, aux avantages financiers que procurent les améliorations environnementales et aux coûts de mise en œuvre des politiques.

1.3 Organisation du guide

Le guide est organisé comme suit :

- description des principes généraux de suivi de la qualité de l'eau;
- survol des outils d'évaluation qualitative et quantitative des aspects techniques des réseaux de suivi de la qualité de l'eau;
- cadre étape par étape comprenant les outils pour optimiser les activités de suivi de la qualité de l'eau, avec des exemples et une discussion sur les limitations de chaque outil;
- établissement des priorités dans les programmes efficaces de suivi de la qualité de l'eau;
- analyse coûts-avantages pour optimiser les réseaux de suivi de la qualité de l'eau;
- discussion sur la flexibilité des réseaux de suivi et leur adaptation aux nouveaux enjeux.

2.0 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

2.1 Principaux processus de conception d'un programme de suivi

Selon le CCME (2006), les principaux processus de conception d'un programme de suivi consistent à répondre aux questions suivantes : pourquoi surveiller? quoi surveiller? où, quand et comment le faire? La figure 2-1 résume les différentes étapes de la conception des programmes de suivi de la qualité de l'eau : définir le but et les objectifs du suivi (étape 1); le choix des variables à surveiller, des stations et des fréquences d'échantillonnage (étape 2); l'élaboration de protocoles d'échantillonnage et le choix de l'équipement d'échantillonnage et des procédures appropriées d'analyse de laboratoire et de vérification des données (étape 3); l'analyse et l'interprétation des données (étape 4); la production de rapports (étape 5). Les étapes 1 et 2 concernent la planification, les étapes 3 et 4 les activités de collecte et d'analyse des données, et l'étape 5 la communication et la production de rapports.

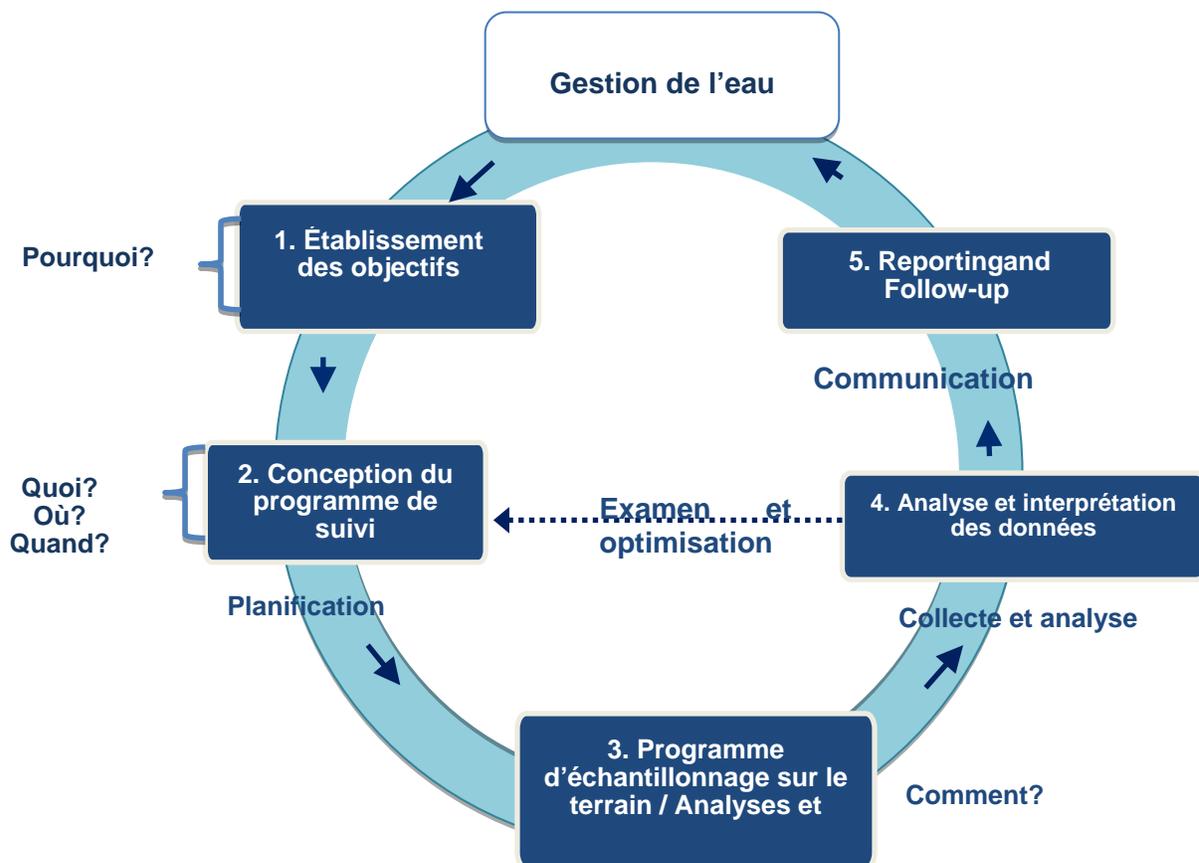


Figure 2-1. Points généraux à considérer dans la conception des programmes de suivi de la qualité de l'eau (adaptée de CCME, 2006)

2.2 Types de suivi de la qualité de l'eau

Les programmes de suivi de la qualité de l'eau peuvent se distinguer par leur objectif, leur utilisateur ou leur durée. Le cadre pancanadien pour le suivi de la qualité de l'eau du CCME (CCME, 2006) distingue deux grands types de programmes selon leur objectif et leur durée : 1) études à long terme pour surveiller l'état et les tendances de la qualité de l'eau et 2) études à court terme pour la reconnaissance ou pour le suivi de la conformité. Robarts *et al.* (2008) distinguent deux types de programmes de suivi de la qualité de l'eau : 1) ceux qui soutiennent la science et 2) ceux qui fournissent de l'information et des évaluations aux gestionnaires et aux décideurs. La Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne (European Communities, 2003) décrit trois grands types de programmes de suivi (contrôles) en fonction de leurs objectifs : 1) contrôles de suivi (long terme); 2) contrôles opérationnels (court terme); 3) contrôles d'enquête (court terme). L'United States Geological Survey (USGS, 1995) distingue également trois grands types de programmes de suivi de la qualité de l'eau selon leurs objectifs : 1) suivi de l'état; 2) suivi des tendances; 3) suivi de la conformité. Le présent guide n'aborde pas l'optimisation de la surveillance de la conformité parce que ce contrôle est généralement réglementé par des directives

et des politiques qui prescrivent les variables à suivre, la couverture spatiale et la fréquence d'échantillonnage.

2.3 Types d'eaux de surface

Le présent guide porte sur le suivi de tous les types d'eaux de surface du Canada, soit les cours d'eau, les lacs, les estuaires et les eaux côtières en milieu tempéré, subarctique et arctique. Chaque type se distingue par ses caractéristiques physiques et chimiques et par des processus distincts (tableau 2-1) et réagit donc différemment (p. ex., eutrophisation, acidification, proliférations d'algues nuisibles) aux stressseurs. Ainsi, un programme de suivi doit être conçu pour un type précis d'eau de surface.

Tableau 2-1. Principales caractéristiques des eaux de surface au Canada : cours d'eau, lacs, estuaires et eaux côtières

Cours d'eau
<ul style="list-style-type: none"> • Écosystèmes lotiques (eaux courantes), de tailles et de structures très variables; • principale composante hydromorphologique qui influe sur l'écologie du cours d'eau : structure physique et dynamique d'écoulement; • le choix des paramètres à surveiller dépend de la taille du cours d'eau et de l'objectif du suivi (stressseurs).
Lacs
<ul style="list-style-type: none"> • Écosystèmes lenticques (eaux calmes); • importantes variables hydromorphologiques : morphologie du lac (volume/profondeur), temps de séjour de l'eau; • des processus physicochimiques et biologiques complexes se produisent lorsque l'eau du lac est stratifiée ou mélangée; • principaux paramètres à surveiller : eutrophisation et proliférations de phytoplancton, appauvrissement en oxygène, perte de valeur esthétique et récréative, mortalités massives de poissons.
Estuaires
<ul style="list-style-type: none"> • Principales variables hydromorphologiques : bilan hydrologique caractérisant les estuaires et les deltas et décrivant la répartition des sédiments, le volume tidal; • forte variabilité naturelle et spatiale des communautés de plancton et de macroalgues; • objectif de suivi pertinent : identification des espèces nuisibles ou potentiellement toxiques (fréquence et intensité des proliférations d'algues phytoplanctoniques).
Eaux côtières
<ul style="list-style-type: none"> • Variables hydromorphologiques : faible variabilité en général (p. ex., profondeur, structure du fond, dynamique des courants), cycles de nutriments complexes; • objectif de suivi pertinent : identification des espèces nuisibles ou potentiellement toxiques (fréquence et intensité des proliférations d'algues phytoplanctoniques ou de certaines macroalgues); • suivi des tendances écologiques : envisager d'adapter la fréquence de suivi en fonction de l'élévation du niveau de la mer.

Les tableaux B-1 à B-4 (annexe B) présentent, pour chacun des quatre types d'eaux de surface, les objectifs de suivi les plus courants (et les variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques à mesurer) pour évaluer les stressseurs.

2.4 Adaptation aux changements climatiques

Il est essentiel de comprendre les principaux processus (hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques) à l'œuvre dans chaque type d'eau de surface si l'on veut prédire la quantité et la qualité des eaux douces en fonction des changements climatiques prévus (Schindler, 2009). Il est possible d'adapter les réseaux de suivi de la qualité de l'eau afin de recueillir les données nécessaires à la planification et à l'évaluation de l'adaptation aux changements climatiques. Le CCME (2011) a récemment publié le guide *Sélection d'outils pour l'évaluation des réseaux de suivi de l'eau aux fins de l'adaptation aux changements climatiques*. Il s'agit d'un document de référence visant à aider les gestionnaires de l'eau non spécialistes à déterminer si un réseau de suivi de la qualité de l'eau offre les données nécessaires à la planification et à l'évaluation de l'adaptation aux changements climatiques. Il présente trois méthodes pour établir les priorités en matière d'adaptation aux changements climatiques :

- la méthode d'évaluation économique de base des services écosystémiques;
- l'analyse ombrothermique;
- l'analyse des indicateurs de vulnérabilité des ressources en eau.

Ce document présente également trois approches pour évaluer dans quelle mesure les réseaux de suivi existants conviennent à l'adaptation aux changements climatiques :

- la méthode de l'audit;
- l'analyse de dégradation du réseau par la méthode Monte-Carlo;
- les analyses multivariées.

2.5 Quelques aspects du suivi de la qualité de l'eau au Canada

Le Cadre pancanadien pour le suivi de la qualité de l'eau du CCME (CCME, 2006) a été élaboré en 2006 pour améliorer la gestion des ressources en eau et orienter les gouvernements dans l'élaboration et la mise en œuvre de programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada. Le Cadre présente des recommandations générales cohérentes pour la conception des programmes de suivi, le choix des stations, la gestion et l'interprétation des données et la production de rapports. Le Cadre recommande d'améliorer la coordination entre les différents gouvernements dans l'élaboration d'outils qui pourraient soutenir un réseau pancanadien de stations de suivi.

L'indice de qualité des eaux (IQE), qui fait partie des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE), renseigne la population canadienne, les analystes des politiques et les décideurs sur l'état de la qualité de l'eau (pour la protection de la vie aquatique) au Canada (CCME, 2001a, 2001b).

Enfin, Environnement Canada (EC) a produit un manuel (EC, 2012a) qui décrit les étapes à suivre pour évaluer les risques environnementaux aux stations de son réseau de suivi à long terme de la qualité de l'eau par une approche axée sur les risques (AAR).

2.6 Défis des réseaux de suivi de la qualité de l'eau

Lovett *et al.* (2007) ont résumé les défis communs pour les réseaux de suivi de la qualité de l'eau :

- établir des objectifs clairs et des attentes précises en matière de données;

- établir des limites spatiales et temporelles appropriées;
- effectuer une évaluation quantitative des avantages du suivi;
- intégrer les éléments de suivi à des systèmes de gestion de données;
- établir des programmes de suivi riches en données.

En plus de ces défis scientifiques, on compte des contraintes financières, des changements dans les priorités gouvernementales ainsi que des problèmes liés à la comparabilité des données entre les différents programmes de suivi et à la capacité de maintenir des programmes de suivi dont les résultats ne sont peut-être pas évidents durant de nombreuses années.

2.7 Optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau

Lovett *et al.* (2007) soulignent que les programmes de suivi de la qualité de l'eau sont à la base de politiques environnementales axées sur la science et énumèrent sept caractéristiques importantes des programmes de suivi très efficaces :

- ils sont conçus pour répondre à des questions scientifiques claires et pertinentes;
- ils font l'objet d'examens périodiques et peuvent être adaptés en conséquence (rétroaction);
- on a soigneusement choisi les variables mesurées en pensant à l'avenir;
- les données recueillies sont de qualité élevée et constante;
- ils prévoient l'accès aux données à long terme et l'archivage des échantillons;
- les données sont constamment présentées, examinées et interprétées;
- ils s'inscrivent dans le cadre d'un programme de recherche intégré.

Lovett *et al.* (2007) insistent sur l'importance des études à long terme parce qu'elles fournissent :

- des données sur les changements écosystémiques (p. ex., répercussions des changements climatiques);
- les données permettant de découvrir de nouveaux problèmes environnementaux;
- les données permettant de déterminer si un phénomène est inhabituel ou extrême;
- l'information essentielle à la conception de bonnes expériences scientifiques;
- des données permettant de déterminer si les politiques ont eu les effets désirés.

Des réseaux de suivi de la qualité de l'eau optimisés et efficaces profitent à la gestion de la qualité de l'eau parce qu'ils permettent la prise de décisions éclairées et renseignent sur les interactions entre diverses composantes de l'écosystème. Les réseaux de suivi bien conçus coûtent moins cher à mettre en œuvre et procurent des avantages économiques liés à l'amélioration de l'environnement (Lovett *et al.*, 2007).

3.0 OUTILS D'ÉVALUATION QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DES RÉSEAUX DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

3.1 Aperçu

La qualité de l'eau est un sujet complexe, et des réseaux de suivi de la qualité de l'eau ont été établis pour aborder différents enjeux liés à la gestion des ressources en eau. La présente section donne un aperçu des outils scientifiques systématiques et statistiques couramment utilisés pour évaluer l'efficacité des réseaux de suivi en vue de les optimiser.

Tableau 3-1. Résumé des approches quantitatives et qualitatives utilisées pour optimiser différents aspects des programmes de suivi de l'eau et études de cas correspondantes (annexe A)

Aspect de suivi	Outil d'évaluation	Études de cas
Définition des objectifs de suivi	Objectifs de qualité des données (OQD)	Étude de cas 1 Étude de cas 2
	Intervalles de confiance, analyse de tendance	Étude de cas 3
Choix des variables de qualité de l'eau	Objectifs de qualité des données (OQD)	Étude de cas 1 Étude de cas 2
	Intervalles de confiance, analyse de tendance	Étude de cas 3
	Analyses multivariées	Étude de cas 8
Couverture spatiale	Objectifs de qualité des données (OQD)	Étude de cas 1 Étude de cas 2
	Intervalles de confiance, analyse de tendance	Étude de cas 3
	Structure hiérarchique, méthode fondée sur l'ordre des cours d'eau	Étude de cas 4
	Outils géospatiaux	Étude de cas 5 Étude de cas 6 Étude de cas 7
	Programmation dynamique	Étude de cas 9
Fréquence d'échantillonnage	Objectifs de qualité des données (OQD)	Étude de cas 1 Étude de cas 2
	Intervalles de confiance, analyse de tendance	Étude de cas 3
	Analyse d'entropie	Étude de cas 9
Analyse spatiotemporelle	Réseau de neurones artificiel	Étude de cas 11 Étude de cas 12
	Programmation dynamique	Étude de cas 10
	Analyse d'entropie	Étude de cas 9

Le tableau 3-1 énumère les approches présentées dans la présente section et renvoie aux études de cas présentées à l'annexe A. Les études de cas sont présentées selon leur ordre de complexité dans les analyses effectuées pour optimiser des programmes de suivi. Le tableau indique également les

aspects de ces programmes (définition des objectifs, choix des variables de qualité de l'eau, stations d'échantillonnage et fréquence d'échantillonnage) qui sont optimisés dans chaque étude de cas.

3.2 Aperçu des approches systématiques

3.2.1 Approche basée sur les objectifs de qualité des données (OQD)

Le processus des OQD comprend sept étapes qui sont présentées dans le tableau 3-2 (colonne du centre). L'étape 1 consiste à établir et à clarifier les buts et objectifs du suivi. L'étape 2 consiste à déterminer les décisions requises. Les étapes 3 à 6 portent sur les aspects techniques de la conception du réseau de suivi, notamment le choix des variables et des stations ainsi que la fréquence et la période/durée d'échantillonnage. L'étape 7 concerne l'analyse des données et l'optimisation du programme de suivi. Ces éléments, qui ne peuvent être dissociés les uns des autres, seront abordés en détail plus loin.

Les éléments du processus des OQD peuvent servir à optimiser les réseaux de suivi de la qualité de l'eau parce que le processus permet de s'assurer que seules les données nécessaires à la prise de décisions de gestion sont recueillies. Le processus clarifie les objectifs de suivi, évalue le caractère approprié des données (qualité et quantité) et précise les niveaux tolérables des erreurs de décision éventuelles pour soutenir la prise de décisions justifiables. L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 2006a) donne des conseils techniques détaillés sur l'élaboration d'OQD. Le processus des OQD est largement appliqué pour concevoir et évaluer des réseaux de suivi de la qualité de l'eau (Hunt *et al.*, 2006; ASTWMO, 2009). Clark *et al.* (2010) décrivent en détail comment utiliser ce processus et donnent des exemples pour des écosystèmes aquatiques.

Tableau 3-2. Comparaison entre les étapes du suivi de la qualité de l'eau et les étapes du processus des objectifs de qualité des données (USEPA, 2006a)

Étape du cycle de suivi de la qualité de l'eau (Figure 2-1)	Processus des objectifs de qualité des données (USEPA, 2006a)	
	Étapes du processus des OQD	Contenu de l'étape
Étape 1. Établissement des objectifs de suivi	Étape 1. Énoncer le problème	Modèle conceptuel
	Étape 2. Déterminer les décisions requises	Objectifs de suivi quantifiables
Étape 2. Conception du programme de suivi	Étape 3. Déterminer les données à obtenir	Variables (mesures et cibles)
	Étape 4. Définir les limites	Considérations spatiales et temporelles
Étape 3. Programme d'échantillonnage sur le terrain / analyses et procédures de laboratoire	Étape 5. Élaborer l'approche analytique	Procédures d'analyse statistique (moyenne, médiane, tendance)
	Étape 6. Préciser les limites tolérables / limites des erreurs de décision / critères de performance	Degré d'incertitude concernant les résultats des décisions en matière de suivi
Étape 4. Analyse et interprétation des données	Étape 7. Élaborer le plan détaillé d'obtention des données	Choisir le plan efficient d'échantillonnage et d'analyse qui satisfait aux critères de performance

MacDonald *et al.* (2009) et Clark *et al.* (2010) décrivent un cadre écosystémique, séquentiel et systématique de conception et d'évaluation de programmes de suivi de la qualité de l'eau pour soutenir la gestion d'écosystèmes aquatiques. Ce cadre s'appuie sur l'expérience acquise concernant de nombreux lacs et rivières en milieux tempérés, subarctique et arctique au Canada qui variaient en altitude de subalpin à estuarien, en état trophique d'oligotrophe à eutrophe et d'eaux limpides à très turbides. L'approche proposée par MacDonald *et al.* (2009) et Clark *et al.* (2010) est conforme au processus des OQD de l'USEPA (2006a).

Le processus des OQD a servi à optimiser le réseau de suivi du district de gestion de l'eau du sud de la Floride (Hunt *et al.*, 2006, étude de cas 1, annexe A), qui compte plus de 1 500 stations.

3.2.2 Approche axée sur les risques

Environnement Canada (EC, 2012a) a mis au point une approche axée sur les risques (AAR) afin d'évaluer les risques environnementaux pour la qualité de l'eau et la vie aquatique à toutes ses stations de suivi de la qualité de l'eau. À chaque station, trois grandes catégories de risques environnementaux sont évaluées :

- sources de contaminants ou activités qui peuvent nuire à la qualité de l'eau (stresseurs, sources ponctuelles ou diffuses);
- incidences observées ou possibles sur la qualité de l'eau ou l'écosystème aquatique (d'après les données de suivi comparées aux normes et les effets sur la vie aquatique);
- vulnérabilité de l'écosystème aquatique (espèces en péril, importance de la pêche, restriction des utilisations de l'eau).

L'AAR attribue une cote de risque à chacun de plusieurs critères associés aux trois catégories de risques environnementaux. On calcule le risque total pour chaque catégorie en faisant la somme des cotes d'évaluation pour chaque critère, auquel on applique un facteur de pondération pour donner plus de poids aux variables importantes. On combine ensuite les cotes pour les trois catégories en une cote globale normalisée sur une échelle de 1 à 100. On range ensuite chaque station dans une de trois classes de risque, soit faible (de 0 à 30), modéré (de 30 à 70) ou élevé (de 70 à 100), ou on indique qu'il manque de données pour l'évaluer.

Le principal avantage de cette approche, c'est qu'à l'instar de l'Indice de qualité des eaux du CCME (CCME, 2001a), elle permet de communiquer facilement le risque environnemental relatif à une station sur une échelle de 1 à 100. En appliquant cette approche à un certain nombre de stations de suivi de la qualité de l'eau dans des bassins hydrographiques, on peut classer la position des stations dans un bassin en fonction du risque environnemental. Ce classement, de concert avec d'autres techniques statistiques abordées dans le présent guide, peut s'avérer fort utile pour optimiser un réseau de suivi de la qualité de l'eau.

Par contre, l'AAR nécessite une connaissance approfondie des facteurs environnementaux à proximité immédiate d'une station de suivi. En outre, lorsque plusieurs personnes se servent de l'outil AAR, il faut s'assurer qu'elles l'appliquent de façon bien uniforme. EC a produit un guide (EC, 2012a) à cette fin.

EC est en train d'élargir l'AAR à tous les sous-bassins hydrographiques du Canada grâce à une méthode géospatiale appliquée à des jeux de données spatiales facilement accessibles. La première étape consiste à examiner la première catégorie de risques de l'AAR (c.-à-d. les sources de contaminants ou les activités qui peuvent nuire à la qualité de l'eau) et à calculer l'intensité de certaines variables de stress dans l'unité de sous-bassin. Ces stressseurs comprennent les réseaux d'égouts, les rejets de polluants dans les eaux de surface, les routes, les barrages, les ouvrages de franchissement de cours d'eau, les terres cultivées, le fumier, etc. Les prochaines étapes consisteront à recueillir des renseignements sur les autres éléments de l'AAR comme la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques (p. ex., les plans d'eau sensibles, les aires protégées, les pêches, etc.). Les résultats serviront à évaluer le réseau de suivi d'EC, à fournir des données quantitatives pour évaluer les stations de suivi par l'AAR et à relever les lacunes. L'analyse de bassins hydrographiques axée sur les risques crée aussi une base de données spatiales qui peut servir à concevoir de nouveaux réseaux de suivi, ainsi qu'à évaluer et à communiquer des données de suivi. La Saskatchewan, l'Alberta et la Nouvelle-Écosse ont élaboré des modèles de risques régionaux du même genre.

3.2.3 Approche hiérarchique axée sur l'ordre des cours d'eau

L'approche hiérarchique proposée par Sharp (1971) est une méthode systématique de détermination des stations de suivi fondée sur le concept de l'ordre des cours d'eau (Horton, 1945). Les étapes d'application de l'approche hiérarchique sont décrites au tableau 3-3 et illustrées à la figure 3-1. Cette méthode attribue à chaque affluent extérieur (qui n'a lui-même pas d'affluent) d'un réseau fluvial un ordre de un (affluent de premier ordre). On attribue un ordre de deux à un cours d'eau formé par la confluence de deux affluents de premier ordre (affluent de deuxième ordre). On continue ainsi d'attribuer un ordre à tous les tronçons de cours d'eau jusqu'à l'embouchure du réseau fluvial. Le nombre total d'affluents extérieurs est une question de jugement et dépend de l'échelle de la carte utilisée. L'ordre du tronçon aval équivaut au nombre d'affluents externes.

Tableau 3-3. Approche hiérarchique : étapes pour déterminer l'emplacement des stations des premier, deuxième et troisième niveaux hiérarchiques.

Étape	Méthode
Étape 1. Définir le tronçon du premier niveau hiérarchique	<p>Estimer le centroïde (C_i) du réseau fluvial en divisant l'ordre du tronçon aval par deux :</p> $C_i = \left[\frac{N_0 + 1}{2} \right] \text{ (équation 3-1)}$ <p>C_i : centroïde; N_0 : ordre du cours d'eau à son embouchure. Si aucun tronçon n'est de l'ordre C_i, choisir celui dont l'ordre s'en rapproche le plus (dans l'exemple de la figure 3-1b, la station du premier niveau hiérarchique C_1 serait établie sur le tronçon d'ordre 9).</p>
Étape 2. Définir les tronçons du deuxième niveau hiérarchique	<p>Calculer les centroïdes pour les deux parties du réseau au moyen de l'équation 3-1 (dans l'exemple de la figure 3-1b, les stations de deuxième niveau sont $C_{11(\text{amont})}$ d'ordre 5 et $C_{12(\text{aval})}$ d'ordre 6).</p>
Étape 3. Définir les tronçons du troisième niveau hiérarchique	<p>Calculer les centroïdes pour les quatre sous-bassins au moyen de l'équation 3-1 (dans l'exemple de la figure 3-1b, les stations de troisième niveau sont C_{111} et C_{112} d'ordre 2, ainsi que C_{121} et C_{122} d'ordre 3).</p>

La première étape de l'approche hiérarchique consiste à diviser le réseau fluvial en deux en déterminant le centroïde où l'on établirait la station du premier niveau hiérarchique. On détermine ensuite la position des stations des deuxième et troisième niveaux hiérarchiques par divisions successives du réseau fluvial. On établit les stations d'échantillonnage à l'extrémité aval d'un tronçon juste en amont d'une confluence (Sanders *et al.*, 1983).

Sanders *et al.* (1983) ont considéré deux niveaux de critères pour déterminer l'emplacement des stations d'échantillonnage : le macro-emplacement et le micro-emplacement. Les macro-emplacements correspondent aux tronçons fluviaux qui seront échantillonnés et qui sont définis par l'approche de l'ordre des cours d'eau. Les micro-emplacements correspondent aux stations d'échantillonnage qui représentent des points critiques comme des sources de pollution ponctuelles, p. ex., des émissaires d'évacuation d'eaux usées. Dans la conception d'un réseau de suivi, les macro-emplacements sont généralement déterminés de façon systématique, tandis que les micro-emplacements sont déterminés en fonction des points critiques.

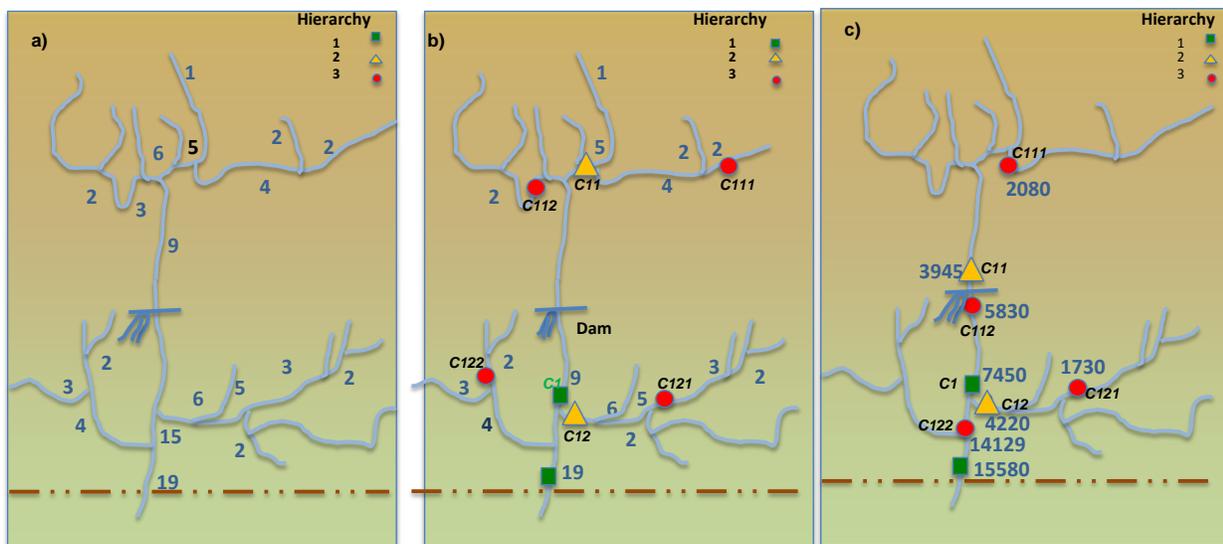


Figure 3-1. Emplacements des stations d'échantillonnage déterminés par l'approche hiérarchique :
a) ordres des cours d'eau dans un réseau fluvial; b) stations des premier, deuxième et troisième
niveaux hiérarchiques selon l'approche hiérarchique axée sur l'ordre des cours d'eau; c) approche
hiérarchique axée sur la demande biologique en oxygène. Figures adaptées de Sanders *et al.* (1983).

On peut utiliser l'approche hiérarchique lorsqu'il faut réévaluer et déplacer les stations d'un réseau de suivi ou lorsqu'on crée un nouveau réseau. Elle peut aussi servir à déterminer des intervalles spatiaux d'échantillonnage optimaux ainsi que les zones critiques et les stations hydrométriques essentielles (tableau 3-4).

Tableau 3-4. Avantages et désavantages de l'approche hiérarchique pour optimiser la couverture spatiale

Outil	Approche hiérarchique
Description	Division d'un réseau fluvial en parties égales quant au nombre d'affluents
Aspect de suivi	Couverture spatiale
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de déplacer des stations d'échantillonnage. • Peut servir pour des ensembles de données à court terme. • Peut être utilisée de concert avec des attributs comme le débit, la superficie minimale ou la charge en polluants.
Désavantages	<ul style="list-style-type: none"> • Le facteur déterminant est le choix des affluents ou des attributs à considérer; il s'agit d'un choix subjectif, mais on peut réduire la subjectivité en jugeant selon le débit minimal, la superficie du bassin versant, la charge en contaminants (p. ex., Figure 3-1c).

La méthode présente toutefois le désavantage d'accorder parfois trop ou pas assez de poids au rôle des affluents d'un certain ordre. Elle convient davantage aux petits réseaux fluviaux où l'on comprend bien les stressseurs. Plus un réseau est grand et complexe, plus le potentiel de redondance est grand et plus il est difficile de rendre compte des stressseurs cumulatifs. En général, les affluents ne contribuent pas tous également au réseau fluvial. Pour compenser, on peut modifier l'approche hiérarchique en pondérant chaque affluent selon ses attributs (p. ex., débit ou aire de drainage) ou la charge en contaminants (DBO₅).

L'application de l'approche hiérarchique pour optimiser la couverture spatiale d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau est décrite dans l'étude de cas 4 sur le fleuve Gediz, en Turquie (Harmancioğlu *et al.*, 1999), à l'annexe A.

3.3 Aperçu des approches statistiques

Un certain nombre d'outils statistiques peuvent être utilisés pour optimiser les aspects techniques d'un programme de suivi de la qualité de l'eau, c'est-à-dire déterminer les variables à suivre, la fréquence d'échantillonnage et la répartition spatiale des stations d'échantillonnage. Khalil et Ouarda (2009) ont publié une synthèse à jour et détaillée des méthodes statistiques couramment utilisées à cette fin. Le tableau 3-5 résume ces méthodes, et les sections qui suivent les décrivent plus en détail, avec des références aux études de cas en annexe. Il faut remarquer que toutes ces méthodes nécessitent des données déjà recueillies qui peuvent éclairer la conception future des programmes de suivi. Comme les écosystèmes aquatiques sont dynamiques, les approches qui ont bien fonctionné par le passé ne sont pas nécessairement les meilleures pour l'avenir. C'est pourquoi il est essentiel d'évaluer périodiquement un réseau de suivi de la qualité de l'eau (voir l'étape 3) pour s'assurer qu'il est efficace et qu'il atteint encore les objectifs de suivi.

Tableau 3-5. Résumé des outils statistiques couramment utilisés pour optimiser différents aspects des réseaux de suivi de la qualité de l'eau

Outil statistique	Variables à suivre	Fréquence d'échantillonnage	Couverture spatiale	Analyse spatiotemporelle	Compétences requises	Avantages	Désavantages
Intervalle de confiance		x			Gestion des données et statistique (niveau de base)	<ul style="list-style-type: none"> • S'applique à une seule variable à la fois. • S'applique à des données de distribution normale. • Nécessite une série chronologique suffisamment longue pour bien décrire la variance et la moyenne. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas à plusieurs variables à la fois. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques, ni à des séries dont certaines données sont manquantes. • Ne tient pas compte de l'autocorrélation.
Analyse de tendance		x			Gestion des données et statistique (niveau de base)	<ul style="list-style-type: none"> • Axée sur les objectifs. • Détermine le nombre d'échantillons nécessaires pour détecter une tendance d'une certaine ampleur. • Fonctionne bien pour des données de petite taille d'échantillon; fréquence d'échantillonnage mensuelle minimale sur au moins quatre ans. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas à plusieurs variables à la fois. • Il faut déterminer l'autocorrélation et l'éliminer. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques, ni à des séries dont certaines données sont manquantes.
Outils géostatistiques		x	x		Géostatistique (niveau avancé)	<ul style="list-style-type: none"> • S'appliquent à une seule variable à la fois. • Indiquent l'autocorrélation. • Déterminent la fréquence d'échantillonnage ou la couverture spatiale optimale. • Calculent la précision pour différentes fréquences d'échantillonnage. • Utiles pour les longues séries chronologiques. 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthodes complexes qui nécessitent une grande compétence en géostatistique. • Il faut reconnaître dans le variogramme les tendances ou l'anisotropie (lorsqu'un gradient influe sur la variance de l'observation) et les intégrer (ou les éliminer) dans les ensembles de données pour déterminer les fréquences optimales.

Optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada

Analyses de corrélation et de régression	x				Gestion des données et statistique (niveau de base ou intermédiaire)	<ul style="list-style-type: none"> • Optimisent plusieurs variables pour une seule station à la fois. • Peuvent être utilisées pour de petits ensembles de données. • L'analyse de régression permet de reconstituer des données pour des variables qu'on a cessé de mesurer. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'association de deux variables peut être problématique; les critères pour décider quand deux variables sont corrélées sont subjectifs (différents résultats possibles). • La reproductibilité peut être faible en raison de la subjectivité du choix du seuil au-dessus duquel un coefficient de corrélation est considéré comme suffisant.
Approche hiérarchique			x		Gestion des données et statistique (niveau de base)	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de déplacer des stations d'échantillonnage. • Peut être utilisée pour de courtes séries chronologiques. • Peut être utilisée en combinaison avec des attributs comme le débit, la superficie minimale ou la charge en polluants. 	<ul style="list-style-type: none"> • Le facteur déterminant est le choix des affluents ou des attributs à considérer; il s'agit d'un choix subjectif, mais on peut réduire la subjectivité en jugeant selon le débit minimal, la superficie du bassin versant ou la charge en contaminants.
Analyses multivariées	x		x	x	Gestion de base de données et statistique multivariée (niveau intermédiaire)	<ul style="list-style-type: none"> • Optimisent plusieurs variables à la fois. • Fonctionnent bien pour des ensembles de données à distribution linéaire. • Peuvent être utilisées pour de courtes séries chronologiques (minimum d'un an et au moins environ 50 points de données). 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessitent des compétences en statistique multivariée. • Les données doivent être transformées et normalisées. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques, ni à des séries dont certaines données sont manquantes.
Analyse en composantes principales (ACP)	x		x			<ul style="list-style-type: none"> • Extrait des gradients écologiques de variation maximale. • Présume une relation linéaire avec les gradients écologiques. 	

Optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada

Positionnement multidimensionnel non métrique (PMNM)			x			<ul style="list-style-type: none"> • Technique d'ordination robuste axée exclusivement sur la valeur ordinale des données (leur ordre). • L'ordination produit une « carte » des échantillons, habituellement en deux dimensions, sur laquelle les échantillons sont positionnés en fonction de la similarité de leur qualité d'eau. • Ne présume pas de relation avec un gradient écologique. 	
Analyse de groupement (AG)	x		x			<ul style="list-style-type: none"> • Met l'accent sur les similarités et les différences entre des groupes. • Indique des classes ou groupes de variables corrélées. 	
Analyse discriminante (AD)	x		x			<ul style="list-style-type: none"> • Différencie des groupes prédéterminés par ACP, AG ou PMNM et détermine s'il y a des différences significatives entre les groupes. 	
Outil statistique	Variables à suivre	Fréquence d'échantillonnage	Couverture spatiale	Analyse spatiotemporelle	Compétences requises	Avantages	Désavantages

Optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada

Programmes d'optimisation					Niveau avancé : compétences statistiques et analytiques, connaissance des équations d'entropie, de la programmation dynamique et des RNA.	• Utilisés pour évaluer conjointement plusieurs aspects d'un réseau (optimisation spatiotemporelle).	• Approche statistique sophistiquée.	
Analyse d'entropie	x	x	x	x			• Particulièrement appropriée pour détecter la redondance dans les données.	• N'évalue qu'une variable de qualité de l'eau à la fois.
Programmation dynamique			x				• Détermine le nombre optimal de stations lorsqu'on consolide un réseau.	• Ne définit pas l'emplacement optimal d'une station d'échantillonnage.
Réseau de neurones artificiel (RNA)							x <td>• Outil de modélisation prometteur en gestion intégrée de l'eau. • Ne nécessite aucune hypothèse et qu'un prétraitement minimal des données.</td> <td>• Ne fonctionne que dans les limites d'une certaine situation.</td>	• Outil de modélisation prometteur en gestion intégrée de l'eau. • Ne nécessite aucune hypothèse et qu'un prétraitement minimal des données.

3.3.1 Introduction aux tests statistiques : erreurs de décision

Lorsqu'on analyse des données de suivi de la qualité de l'eau, il est important de comprendre les types d'erreurs de décision associées à un test d'hypothèse statistique (hypothèse nulle H_0 ou hypothèse alternative H_A). Il faut souvent tenir compte de quatre résultats possibles : deux résultats correspondent à une décision correcte au sujet des données de suivi, et les deux autres représentent des erreurs de décision (tableau 6). Une erreur de rejet erroné de l'hypothèse nulle (appelée erreur de type I) se produit lorsque cette hypothèse nulle est vraie, mais qu'elle est rejetée : la probabilité que cette erreur se produise est désignée alpha (α). Une erreur d'acceptation erronée de l'hypothèse nulle (appelée erreur de type II) se produit lorsque cette hypothèse est fautive, mais qu'elle est acceptée : la probabilité que cette erreur se produise est désignée bêta (β) (USEPA, 2006a).

On peut fixer l'erreur de type II à 10 % lorsqu'on détermine les différences ou l'ampleur des changements qui peuvent être détectés par les programmes de suivi (European Communities, 2003).

Considération importante pour le suivi de la qualité de l'eau, une erreur de type I (p. ex., lorsqu'on détermine que la qualité de l'eau d'un plan d'eau est mauvaise alors qu'elle est bonne) peut mener à prendre des mesures inutiles qui peuvent occasionner des coûts supplémentaires importants. Toutefois, une erreur de type II (p. ex., lorsqu'on détermine que la qualité de l'eau d'un plan d'eau est bonne alors qu'elle est mauvaise) peut avoir des conséquences plus graves parce qu'on ignore alors les risques de dommage important.

Tableau 3-6. Erreurs de décision et résultats possibles du test d'hypothèse statistique (adapté de USEPA, 2006a)

Décision résultant de l'application du test d'hypothèse statistique aux données de suivi		Décision à savoir que l'hypothèse nulle H_0 est vraie	Décision à savoir que l'hypothèse alternative H_A est vraie
État réel (réalité)	H_0 est vraie	Décision correcte	Erreur de type I, Faux positif, probabilité α H_0 est rejetée alors qu'elle est vraie en réalité
	Conséquence	Aucune	Mesures inutiles pouvant occasionner des coûts supplémentaires importants
	H_A est vraie	Erreur de type II Faux négatif, probabilité β H_A est rejetée alors qu'elle est vraie en réalité	Décision correcte
	Conséquence	Ignorer des risques de dommage important qui pourraient être évités	Aucune

3.3.2 Intervalles de confiance pour estimer la fréquence d'échantillonnage

La moyenne est le paramètre statistique le plus couramment présenté pour les données de qualité de l'eau. Sanders *et al.* (1983) recommandent d'utiliser les intervalles de confiance de la moyenne comme le principal critère d'estimation de la fréquence d'échantillonnage pour une variable de qualité de l'eau donnée. La fréquence d'échantillonnage correspond au nombre d'échantillons par année pour l'intervalle de confiance de la moyenne et le degré de confiance (p. ex., à 90 ou 95 %) voulus (Équation 3-2). Les variables de qualité de l'eau qui présentent une forte variabilité nécessitent souvent une plus grande fréquence d'échantillonnage.

$$n = \left(\frac{t_{\alpha/2} \times s}{E} \right)^2$$

où n = nombre d'observations indépendantes (fréquence d'échantillonnage), $t_{\alpha/2}$ = statistique t de Student, s = écart-type des observations et E = moitié de l'intervalle de confiance voulu (Strobl et Robillard, 2008)

Équation 3-2. Fréquence d'échantillonnage en fonction de l'intervalle de confiance

Prenons par exemple une station où la demande biologique en oxygène historique se chiffre à 4,5 mg/l, avec un écart-type de 1,7 mg/L, et calculons comme suit le nombre d'échantillons requis pour obtenir un intervalle de confiance de 2,25 mg/L (50 % de la moyenne annuelle) avec un degré de confiance à 95 % ($t_{\alpha/2} = 1,96$) :

$$n = \left(\frac{1,96 \times 1,7}{1,125} \right)^2 \cong 9$$

L'intervalle de confiance et le degré d'incertitude statistique voulus dépendent de l'objectif du suivi. Dans l'exemple susmentionné, l'objectif du suivi devrait préciser l'incertitude statistique (ou erreur d'estimation), dans un énoncé quantitatif comme « *détecter un changement de 50 % par rapport à la moyenne annuelle* ».

Le degré de confiance indique la probabilité que la valeur réelle (p. ex., n = fréquence d'échantillonnage) se trouve dans l'intervalle voulu. En termes statistiques, un degré de confiance à 95 % indique une probabilité α de 5 % que se produise une erreur de décision consistant à rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie.

On peut se servir de la méthode de l'intervalle de confiance pour estimer et, le cas échéant, réduire la fréquence d'échantillonnage pour des séries chronologiques de données mensuelles, à condition qu'il y ait peu de données manquantes. La méthode évalue la fréquence d'échantillonnage pour une seule variable de qualité de l'eau, une station à la fois. Si le réseau est constitué de stations qui présentent des moyennes et des intervalles de confiance semblables, on peut se servir de la méthode pour calculer une fréquence d'échantillonnage pour l'ensemble des stations. La méthode présente le désavantage de n'être applicable qu'à une variable à la fois.

Lorsque les moyennes sont significativement différentes entre les stations, on établit une fréquence d'échantillonnage différente à chaque station (tableau 7).

Tableau 3-7. Avantages et désavantages de la méthode de l'intervalle de confiance pour optimiser la fréquence d'échantillonnage

Outil	Intervalle de confiance
Description	Calcul du nombre d'échantillons à recueillir à partir de la moyenne d'une variable
Aspect de suivi	Fréquence d'échantillonnage
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • S'applique à une seule variable à la fois. • Nécessite une série chronologique (données mensuelles) suffisamment longue pour bien décrire la variance et la moyenne.
Désavantages	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas à plusieurs variables à la fois • S'applique à des données normalement distribuées. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques ni à des séries dont certaines données sont manquantes.

Dans l'étude de cas 3 (annexe A) sur le suivi des eaux côtières des Pays-Bas, Swertz *et al.* (1997) se sont servis de la méthode de l'intervalle de confiance pour optimiser la fréquence d'échantillonnage de plusieurs variables dans divers milieux (eau, matière en suspension, sédiments et organismes). Ces auteurs ont fait des recommandations pour accroître l'efficacité et l'efficacité du suivi.

3.3.3 Analyse de tendance pour déterminer la fréquence d'échantillonnage

L'analyse de tendance permet non seulement de détecter une tendance dans les données, mais aussi de déterminer la fréquence d'échantillonnage optimale dans un réseau de suivi à long terme qui a pour objectif de détecter les tendances. L'énoncé statistique d'un tel objectif doit préciser l'ampleur de la tendance à estimer (p. ex., moyennes avant et après de la concentration ou de la charge d'un contaminant, pente d'une courbe de tendance de la température ou d'un indice de qualité de l'eau), le degré de confiance voulu pour la détection d'une tendance et l'erreur de type II (voir la section 0). Un programme de suivi pour la détection de tendances à long terme consiste à recueillir des échantillons à intervalle régulier (p. ex., mensuel ou annuel) durant une longue période. L'USEPA (2006b) présente les tests statistiques couramment utilisés pour détecter des tendances (p. ex., le test de Mann-Kendall ou l'estimation de la pente de Sen).

L'approche de l'analyse de tendance (Lettenmeier, 1976) comporte deux étapes : il s'agit d'abord de déterminer le nombre maximal d'échantillons pouvant être recueillis chaque année, puis d'estimer la longueur de la série chronologique nécessaire pour détecter une tendance avec un intervalle de confiance et un niveau de signification statistique donnés.

Pour déterminer la fréquence d'échantillonnage nécessaire pour obtenir des échantillons indépendants, il faut évaluer l'autocorrélation (l'autocorrélation sérielle et l'autocorrélation saisonnière) entre les mesures (étape 1). Comme les deux types d'autocorrélation sont souvent présents dans les longues séries chronologiques, ils doivent être quantifiés et supprimés avant

l'analyse des tendances. Il y a autocorrélation sérielle lorsque les mesures d'une variable de qualité de l'eau sont assez rapprochées dans le temps pour que chaque mesure soit très semblable à celle qui la précède ou la suit. Il y a autocorrélation saisonnière lorsqu'une variable de qualité de l'eau varie selon la saison. Les méthodes pour estimer les deux types d'autocorrélation et les éliminer afin d'obtenir des données sans autocorrélation sont décrites par Loftis et Ward (1980), Sanders *et al.* (1983) et Khalil et Quarda (2009).

La seconde étape consiste à estimer le nombre d'échantillons nécessaires pour détecter une tendance d'une ampleur donnée, à un niveau de signification statistique donné, en fonction de l'erreur-type par l'équation suivante (Lettenmaier, 1976) :

$$N^* = \frac{12 \times (t_{\alpha/2, (n-2)} + t_{\beta, (n-2)})^2}{\left(\frac{Tr}{\sigma_e}\right)^2}$$

où N^* = nombre total d'échantillons indépendants nécessaires; $t_{\alpha/2}$ et t_{β} = statistiques t de Student; σ_e = écart-type des observations; Tr = ampleur de la tendance.

Équation 3-3. Fréquence d'échantillonnage selon l'analyse de tendance

L'approche de l'analyse de tendance (Lettenmaier, 1976) a l'avantage d'être applicable à de petites tailles d'échantillon. Il s'agit d'une technique axée sur les objectifs qui permet de déterminer l'ampleur qu'une tendance doit avoir pour être détectée sur une certaine période et à la fréquence d'échantillonnage actuelle (Harmancıoğlu *et al.*, 1999). Elle peut également servir à déterminer une autre fréquence d'échantillonnage pour une tendance donnée. L'approche a cependant le désavantage de dépendre des données disponibles, ce qui rend difficile l'évaluation de courts intervalles d'échantillonnage (p. ex., quotidien ou hebdomadaire) lorsque le programme existant a un intervalle d'échantillonnage plus long (p. ex., échantillonnage mensuel). De plus, l'approche ne permet d'évaluer la fréquence ou la durée de l'échantillonnage que pour une seule variable de qualité de l'eau à une seule station de suivi. Or, un réseau de suivi de la qualité de l'eau mesure de nombreuses variables de qualité de l'eau, à de nombreuses stations.

Hunt *et al.*, 2006 (étude de cas 1, annexe A) se sont servis du test tau saisonnier de Kendall pour l'analyse de tendance afin d'optimiser le réseau de suivi de la qualité de l'eau du district de gestion de l'eau du sud de la Floride. Ils ont effectué des simulations de Monte-Carlo à l'aide de ce test pour estimer la puissance de détection d'une tendance pour une variable de qualité de l'eau donnée. Ils ont établi le seuil de détection d'un changement à un écart à 20 % (puissance de 0,8) de la pente de la variable sur une période de cinq ans. Grâce à la procédure d'analyse de puissance, ils ont estimé le pourcentage de changement annuel que le programme de suivi floridien pouvait détecter.

Tableau 3-8. Avantages et désavantages de l'analyse de tendance

Outil	Analyse de tendance
Description	Calcul, à partir de la tendance détectable et de l'écart-type, du nombre d'échantillons et de la durée ou de la fréquence d'échantillonnage pour une variable mesurée à une station donnée
Aspect de suivi	Fréquence d'échantillonnage
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Axée sur les objectifs; détermine le nombre d'échantillons nécessaires pour détecter une tendance d'une certaine ampleur. • Permet de calculer différentes fréquences d'échantillonnage possibles. • Fonctionne bien pour de longues séries chronologiques de petite taille d'échantillon; fréquence d'échantillonnage mensuelle minimale sur au moins quatre ans.
Désavantages	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas à plusieurs variables à la fois. • Il faut déterminer l'autocorrélation et l'éliminer. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques ni à des séries dont certaines données sont manquantes.

Swertz *et al.* 1997 (étude de cas 3) ont analysé les résultats du suivi de plusieurs variables dans divers milieux (eau, matière en suspension, sédiments et organismes) sur une période de cinq ans pour déterminer la plus petite tendance détectable. En tenant aussi compte du coût des analyses de ces milieux, ils ont conclu que, dans ce réseau de suivi, la détection des tendances était la plus efficace pour la matière en suspension et les sédiments. Ils se sont également servis de l'analyse de tendance pour optimiser la fréquence d'échantillonnage et ont conclu que le nombre optimal d'observations se situait entre 10 et 20 échantillons par année pour ce réseau de suivi.

3.3.4 Autres points à considérer pour la fréquence d'échantillonnage

La fréquence d'échantillonnage d'un programme de suivi dépend des objectifs de suivi. L'énoncé de ces objectifs doit clairement établir les exigences en matière de données, comme leur précision ou leur incertitude statistique (erreur estimée), en les exprimant en termes quantitatifs (p. ex., degré de différence par rapport aux critères de qualité de l'eau, centile, pente d'une tendance linéaire ou degrés de confiance). Les exemples suivants illustrent les relations entre le degré de confiance, l'incertitude statistique (précision), la variabilité et la fréquence d'échantillonnage (nombres d'échantillons).

La figure 3-2 montre par exemple comment la fréquence d'échantillonnage (exprimée comme le nombre d'échantillons) varie en fonction de l'incertitude (exprimée comme le pourcentage d'erreur par rapport à la moyenne), et ce, pour trois degrés de confiance (80, 90 et 95 %). Plus la fréquence d'échantillonnage est grande, plus la précision est améliorée (plus l'erreur diminue). Ainsi, la figure montre que pour atteindre une précision de 30 %, il faut 15 échantillons pour un degré de confiance de 95 %, 10 échantillons pour une confiance de 90 % et seulement sept échantillons pour une confiance de 80 %. Il est toutefois important de souligner qu'il est illusoire de viser une grande précision au détriment du degré de confiance, car plus l'intervalle

de confiance est grand, plus l'incertitude est grande. En général, on recommande un degré de confiance de 90 ou 95 % pour les données de qualité de l'eau.

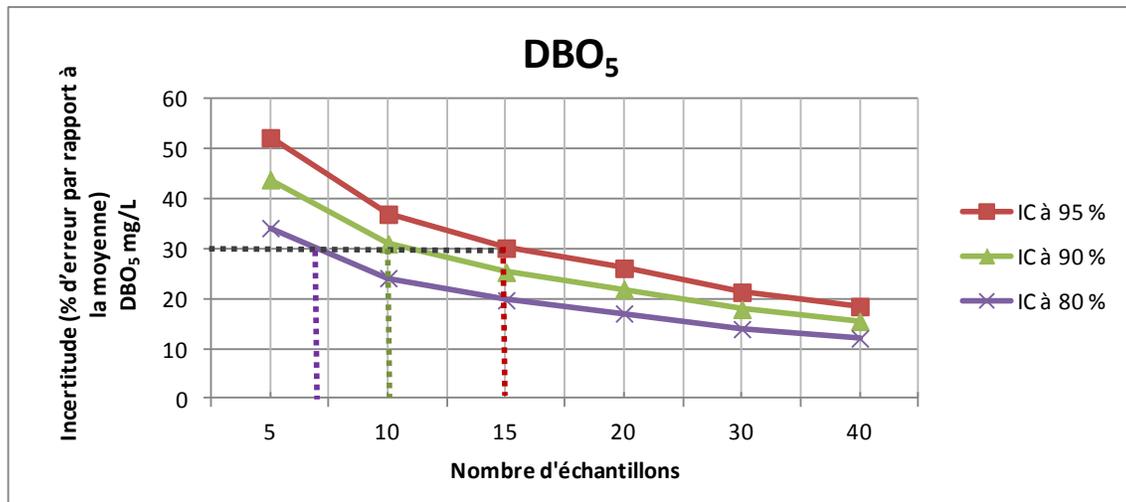


Figure 3-2. Relation entre l'incertitude (erreur estimée) et la fréquence d'échantillonnage à un degré de confiance de 95 %, de 90 % ou de 80 %

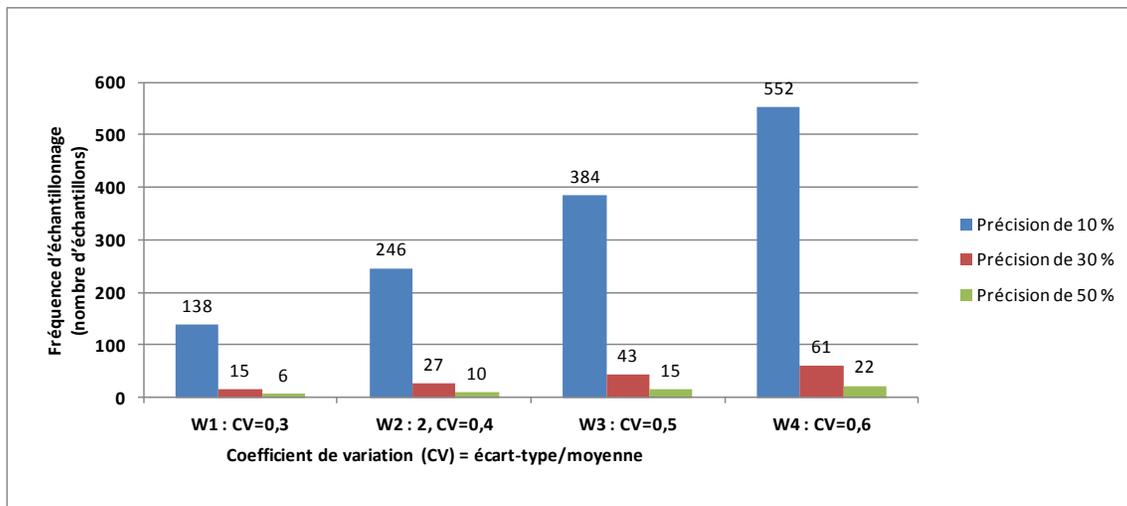


Figure 3-3. Fréquence d'échantillonnage requise pour estimer la DBO₅ moyenne avec une incertitude (précision) de 10 %, 30 % ou 50 % et une confiance de 95 % pour quatre stations de variabilité (CV) croissante

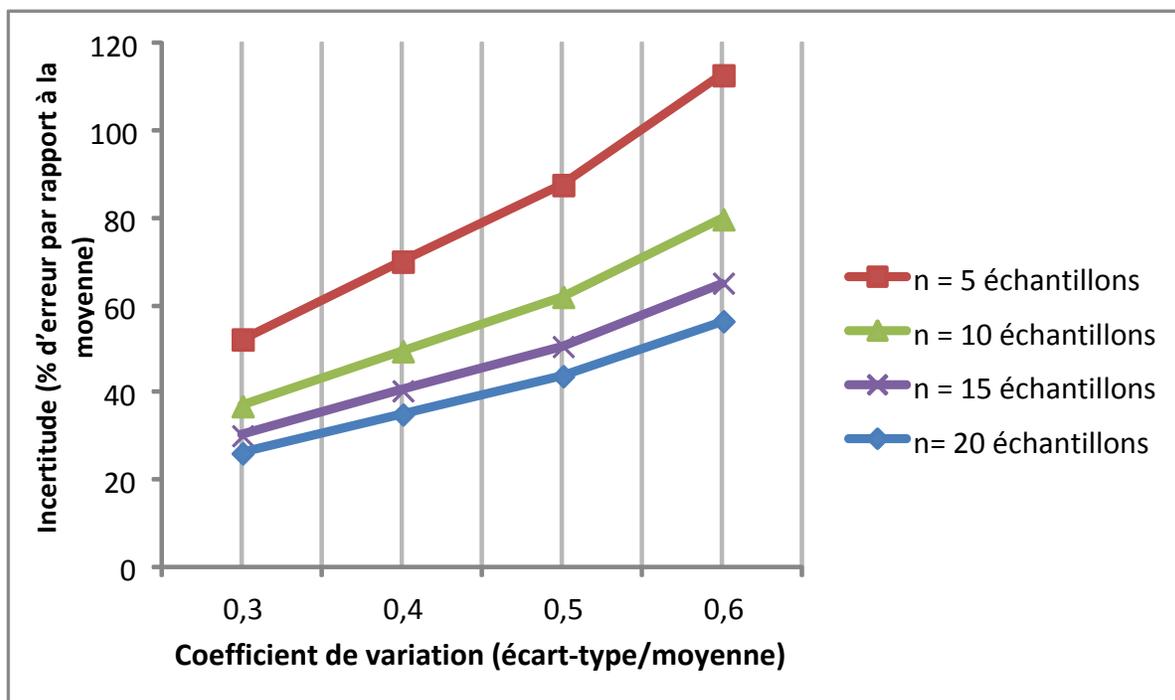


Figure 3-4. Relation entre le coefficient de variation et l'incertitude (erreur) des données pour une fréquence d'échantillonnage de 5, 10, 15 ou 20 échantillons par année

La figure 3-3 montre la relation entre la fréquence d'échantillonnage et la variabilité des données à trois degrés d'incertitude (erreurs de 10, 30 et 50 %), avec une confiance de 95 %. La variabilité est exprimée comme le coefficient de variation (CV), soit l'écart-type divisé par la moyenne. Les stations W1 à W4 sont présentées par ordre de variabilité croissante. À noter que les variables de qualité de l'eau qui présentent une forte variabilité nécessitent une plus grande fréquence d'échantillonnage pour atteindre le même degré d'incertitude. Ainsi, une variable qui a un coefficient de variation de 0,3 et une fréquence d'échantillonnage de 10 échantillons donne une incertitude (précision) maximale de 35 %, tandis que, pour une variable dont le coefficient de variation est de 0,6, la même fréquence d'échantillonnage se traduit par une incertitude maximale de 80 %.

La figure 3-4 montre la relation entre la variabilité et l'incertitude (exprimée en pourcentage d'erreur par rapport à la moyenne) pour différentes fréquences d'échantillonnage (5, 10, 15 et 20 échantillons par année).

3.3.5 Analyse de corrélation et de régression

La méthode de réduction du nombre de variables de qualité de l'eau à surveiller par corrélation et régression comporte trois étapes décrites au tableau .

Tableau 3-9. Étapes pour l'optimisation des variables de qualité de l'eau par corrélation et régression

Étapes	Description
Étape 1.	Effectuer une corrélation pour mesurer l'association entre deux variables mesurées : un coefficient de corrélation élevé indique qu'une partie de l'information fournie par les données est redondante et qu'on pourrait peut-être cesser de mesurer une des deux variables.
Étape 2.	Choisir les variables à cesser de mesurer; le choix dépend des objectifs de suivi et d'un bon jugement professionnel (p. ex., selon des critères qualitatifs comme le coût des analyses, et l'importance de la variable).
Étape 3.	Utiliser l'analyse de régression pour reconstituer les variables qu'on a cessé de mesurer en fonction des variables qui leur sont corrélées et qui continuent d'être mesurées. Ainsi, une partie des variables d'origine sont toujours mesurées, et les autres sont estimées par l'analyse de régression.

L'analyse de corrélation n'implique pas de relation de cause à effet. Une forte corrélation entre deux variables indique qu'elles sont fortement reliées, mais ne permet pas de déterminer quelle variable fait augmenter ou diminuer l'autre. Un bon jugement professionnel est nécessaire afin d'établir les critères pour décider quelles variables de qualité de l'eau doivent continuer ou cesser d'être mesurées. Il faut tenir compte de l'importance de la variable en regard de l'objectif du suivi et de facteurs comme le coût des analyses ou la variance de la moyenne. Il faut toutefois s'assurer de continuer de mesurer les paramètres fondamentaux dans le cadre du programme de suivi.

Prenons, par exemple, le cas d'un jeu de données de qualité de l'eau pour lequel l'analyse de corrélation montre que les concentrations des principaux ions comme le chlorure, le sulfate, le potassium, le magnésium et les carbonates sont fortement corrélées. Il faut déterminer les variables à continuer de mesurer en fonction de l'objectif du suivi : si l'objectif est lié aux dépôts atmosphériques (p. ex., pluies acides), le sulfate doit être retenu comme paramètre fondamental, mais si l'objectif concerne le déglacage des routes, il faut plutôt garder le chlorure comme paramètre fondamental à mesurer. Dans ce cas, on pourrait aussi choisir la conductivité ou la salinité comme paramètre indicateur des composés ioniques. On peut effectuer une analyse de régression pour reconstituer les données pour les divers ions qu'on cesse de doser. De même, les concentrations des principales formes d'un élément nutritif peuvent être corrélées dans un jeu de données de qualité de l'eau d'un lac. Si l'objectif du suivi est la détection d'une tendance d'eutrophisation, toutes les principales formes d'un élément nutritif devraient être continuellement mesurées, car leurs concentrations fournissent de l'information importante sur le cycle de l'élément et l'état trophique de l'écosystème.

L'approche de corrélation et de régression fonctionne bien pour un réseau de suivi de la qualité de l'eau dans lequel on mesure une série de variables associées à certains types de stressors (p. ex., mesurer la concentration totale des BPC plutôt que les concentrations des divers congénères de BPC). L'approche a l'avantage de permettre la reconstitution par régression des données sur les variables qu'on a cessé de mesurer (Khalil et Quarda, 2009). Toutefois, l'absence d'un critère pour décider quelles variables de qualité de l'eau doivent continuer ou cesser d'être mesurées constitue une lacune de cette approche. Une autre lacune de l'approche, c'est qu'elle ne s'applique qu'à une seule station à la fois : on ne peut pas évaluer les résultats dans un réseau où l'on mesure différentes variables à différentes stations. Ce problème est exacerbé par le fait que

plusieurs variables sont mesurées simultanément dans la plupart des réseaux de suivi de la qualité de l'eau (tableau 3-100).

L'approche axée sur des analyses de corrélation et de régression peut également servir à évaluer la couverture spatiale : la corrélation spatiale entre les stations est alors évaluée pour une variable à la fois.

Tableau 3-10. Avantages et désavantages de l'approche de corrélation et de régression

Outil	Analyse par corrélation et régression
Description	Calcul des corrélations entre les variables et détermination des équations de régression pour les variables qu'on cessera de mesurer
Aspects de suivi	Variables à mesurer et couverture spatiale
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Optimisent de multiples variables pour un seul site à la fois. • Peuvent être utilisées pour de petits jeux de données. • L'analyse de régression permet de reconstituer des données pour des variables qu'on a cessé de mesurer.
Désavantages	<ul style="list-style-type: none"> • L'association de deux variables peut être problématique; un bon jugement professionnel est nécessaire pour décider des critères pour deux variables corrélées (différents résultats possibles). • La reproductibilité peut être faible en raison de la subjectivité du choix du seuil au-dessus duquel un coefficient de corrélation est considéré comme suffisant.

Hunt *et al.* (2006) ont appliqué l'analyse de corrélation à l'optimisation du réseau de suivi du district de gestion de l'eau du sud de la Floride (étude de cas 1, annexe A). Ils ont évalué autant les corrélations entre les stations (pour certaines variables) que les corrélations entre les variables à une même station.

Dans l'étude de cas 2 (annexe A), Hunt *et al.* (2008) ont corrélé les moyennes annuelles des concentrations d'oxygène dissous et celles des concentrations de chlorophylle dans le but de réduire un réseau de suivi. Ils ont constaté que de réduire le nombre de stations nuisait moins à la qualité des données (pour la prise de décision annuelle) que de réduire la fréquence d'échantillonnage pour ce réseau de suivi.

Dans l'étude de cas 3, Swertz *et al.* (1997) se sont servis de corrélations pour évaluer dans quelle mesure les observations à une station permettaient de prédire celles faites à une autre station (annexe A). Ils ont pu prédire les concentrations de substances dissoutes à certaines stations d'après celles mesurées à des stations distantes de plusieurs kilomètres avec une exactitude de plus de 90 %. Quant aux corrélations temporelles (l'autocorrélation), l'étude a montré qu'un intervalle d'échantillonnage de moins d'un mois produit de la redondance dans les données sur des eaux marines.

3.3.6 Outils géostatistiques

Les outils géostatistiques comme le semivariogramme sont couramment utilisés pour évaluer des corrélations spatiales ou temporelles et peuvent servir à évaluer la fréquence d'échantillonnage d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau. La méthode du semivariogramme, qui s'appuie sur les travaux fondateurs de Krige (1951) et de Matheron (1963), consiste à représenter graphiquement comment la similarité entre deux séries d'observations varie en fonction de la distance ou du temps.

Tableau 3-11. Avantages et désavantages des outils géostatistiques

Outil	Outils géostatistiques
Description	Calcul d'un variogramme qui définit la distance sur laquelle les stations ou la fréquence d'échantillonnage sont représentatives
Aspects de suivi	Fréquence d'échantillonnage et couverture spatiale
Avantages	<ul style="list-style-type: none">• S'appliquent à une seule variable à la fois.• Indiquent l'autocorrélation.• Déterminent la fréquence d'échantillonnage et la couverture spatiale optimales.• Calculent la précision pour différentes fréquences d'échantillonnage• Utiles pour les longues séries chronologiques.
Désavantages	<ul style="list-style-type: none">• Méthodes complexes qui nécessitent des compétences en géostatistique.• Il faut reconnaître dans le variogramme les tendances ou l'anisotropie (lorsqu'un gradient influe sur la variance de l'observation) et les intégrer (ou les éliminer) dans les jeux de données pour déterminer les fréquences optimales.

Des logiciels géostatistiques permettent de tracer des semivariogrammes des séries chronologiques de données de qualité de l'eau pour une station. Première étape de l'analyse géostatistique, le semivariogramme décrit la structure de corrélation entre les observations d'une variable et indique les distances (temporelles ou spatiales) sur lesquelles les stations ou les intervalles d'échantillonnage sont représentatifs et indépendants les uns des autres. Dans une seconde étape, l'information donnée par le variogramme sert à estimer la précision (l'erreur de prévision) à des distances précises par une procédure d'interpolation comme le krigeage (Dowdall *et al.*, 2005).

Les outils géostatistiques sont utiles parce qu'ils dégagent des tendances dans la variabilité des observations et aident à détecter l'autocorrélation. L'information fournie par un variogramme peut servir à évaluer la précision en fonction de la fréquence d'échantillonnage pour un réseau de suivi de la qualité de l'eau. La méthode a pour désavantage qu'elle peut nécessiter l'aide d'un géostatisticien pour analyser les longues séries chronologiques et déterminer si les données respectent les hypothèses de base du modèle (EC, 2012b) (tableau 3-11).

Dowdall *et al.* (2005) (étude de cas 7) se sont servis de techniques géostatistiques afin de concevoir ou d'optimiser des régimes d'échantillonnage pour le suivi des fluctuations temporelles des concentrations de technétium dans le milieu marin arctique de la Norvège. Beveridge *et al.* (2012) (étude de cas 6) ont utilisé des outils géostatistiques pour réduire la

redondance dans un dense réseau de stations de suivi du lac Winnipeg. Ils ont appliqué deux méthodes : 1) le krigeage et 2) le calcul de l'indice de Moran pour déterminer des groupes de stations semblables ou différentes. Ces deux études de cas sont décrites plus en détail à l'annexe A.

3.3.7 *Analyses multivariées de données*

Des techniques d'analyse multivariée sont couramment utilisées pour optimiser les réseaux de suivi de la qualité de l'eau. Elles ont l'avantage de porter sur plusieurs variables à la fois. Les méthodes les plus utilisées pour l'optimisation du suivi de qualité de l'eau comprennent des techniques d'ordination comme l'analyse en composantes principales (ACP) et le positionnement multidimensionnel non métrique (PMNM), des techniques de classification comme l'analyse de groupement (AG) et des techniques de discrimination comme l'analyse discriminante (AD).

On peut se servir de techniques d'ordination comme l'ACP et le PMNM pour détecter la redondance des variables mesurées dans un réseau et réduire le nombre de variables mesurées. L'ordination « cartographie » les échantillons, habituellement en deux dimensions, en les plaçant de façon à mettre en évidence la similarité ou non de la qualité de l'eau entre les stations. La distance entre deux échantillons correspond à leur niveau de (dis)similarité : deux stations proches l'une de l'autre sur le graphique ont une qualité de l'eau très semblable, tandis que la qualité de l'eau est différente pour deux échantillons qui sont loin l'un de l'autre. L'ACP transforme un ensemble de variables corrélées en un plus petit ensemble de variables non corrélées. Une ACP est meilleure lorsque les données de qualité de l'eau sont linéaires et normalement distribuées. On peut aussi se servir de cette technique pour évaluer la redondance spatiale. Le PMNM, la technique d'ordination la plus robuste, n'utilise que la valeur ordinale des données pour produire une carte où les distances entre les stations présentent le même ordre que celui des dissimilarités entre les échantillons (Clarke et Warwick, 2001).

L'AG est une technique de classification qui classe les observations semblables en groupes au sein desquels la variance est minimale et entre lesquels la variance est maximale. Cette technique peut être appliquée à des réseaux de suivi de la qualité de l'eau pour regrouper les stations d'échantillonnage semblables.

L'AD est une technique de discrimination servant à différencier les groupes déterminés par ACP, PMNM ou AG. Elle peut aussi servir à vérifier si les différences entre les groupes sont significatives.

Des manuels de référence (p. ex., Tabachnick et Fidell, 1996; Clarke et Warwick, 2001) présentent en détail l'ACP, le PMNM, l'AG et l'AD.

Les techniques multivariées ont l'avantage de permettre l'examen des tendances spatiales et temporelles parce qu'elles évaluent de nombreuses variables simultanément. Toutefois, bon nombre de ces techniques sont limitées par le fait qu'elles reposent sur l'hypothèse d'un modèle linéaire. L'ACP, le PMNM, l'AG et l'AD donnent généralement de bons résultats, ainsi un jeu de données non normales n'élimine pas nécessairement l'utilité de ces techniques (tableau 3-122). Un désavantage de l'utilisation de l'ACP pour déterminer la redondance des

stations est l'absence d'un critère pour décider quelle combinaison de variables il faut continuer ou cesser de mesurer. Le coût des analyses de laboratoire pour chaque combinaison de variables peut servir de critère pour classer les combinaisons possibles (Khalil et Quarda, 2009).

Tableau 3-12. Avantages et désavantages des techniques multivariées

Outil	Analyses multivariées
Description	Reconnaissance des tendances dans les données et transformation d'un ensemble de variables corrélées en un plus petit ensemble de variables non corrélées
Aspects de suivi	Variables à suivre et couverture spatiale
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Optimisent de multiples variables à la fois. • Fonctionnent bien pour des jeux de données à distribution linéaire. • Peut être utilisée pour de courtes séries chronologiques (minimum d'un an, au moins environ 50 points de données).
Désavantages	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessitent des compétences en statistique multivariée. • Les données doivent être transformées et normalisées. • Ne s'applique pas à de courtes séries chronologiques, ni à des séries dont certaines données sont manquantes.

Hunt *et al.* (2006) (étude de cas 1, annexe A) ont utilisé des techniques multivariées pour optimiser le réseau de suivi du district de gestion de l'eau du sud de la Floride. Ils se sont servis de l'ACP pour identifier les stations qui étaient semblables quant à la variation dans le temps d'une variable particulière et qui donnent donc de l'information redondante à cet égard.

Khalil *et al.* (2010) ont utilisé l'analyse multivariée pour optimiser le choix des variables de qualité de l'eau (étude de cas 8, annexe A). Pour réduire le nombre de variables à suivre, ils ont intégré des critères élaborés par des procédures d'extension de série chronologique à l'analyse de corrélation et à l'analyse de groupement pour identifier les variables étroitement associées. Ils se sont ensuite servis d'un indice de performance informationnelle pour identifier systématiquement la combinaison optimale de variables à continuer de mesurer et les variables à cesser de mesurer.

3.3.8 Programmes d'optimisation

La présente section décrit un certain nombre de procédures statistiques sophistiquées qui servent à évaluer les programmes de suivi de la qualité de l'eau et qui peuvent optimiser simultanément la répartition des stations et la fréquence d'échantillonnage. Les avantages et désavantages de chaque procédure sont brièvement présentés avec des références aux études de cas pertinentes.

Analyse d'entropie

Créée par Shannon (1948), l'analyse d'entropie a constitué le début de la théorie de l'information, qui analyse la structure statistique d'une série de nombres. L'entropie est une mesure du degré d'incertitude d'un résultat particulier dans un processus. Une faible entropie indique une dépendance entre deux variables; si la dépendance est constante dans le temps, on

peut éliminer une ou plusieurs des stations d'échantillonnage avec une perte d'information minimale. Une forte entropie indique que deux variables présentent peu d'information commune et qu'elles sont donc très indépendantes l'une de l'autre.

L'analyse d'entropie peut servir à évaluer les réseaux de suivi de la qualité de l'eau et les réseaux hydrométriques (Ozkul *et al.*, 2000). L'idée fondamentale de l'application de l'analyse d'entropie à la conception ou à l'optimisation d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau est que les stations doivent être indépendantes les unes des autres et présenter très peu d'information en commun. L'analyse d'entropie, qui traduit la variabilité spatiale ou temporelle de la qualité de l'eau, convient particulièrement à la détermination de la redondance dans les données. Mishra *et al.* (2010) s'en sont servis pour identifier des stations hydrométriques essentielles et des zones critiques (où la densité du réseau est trop faible, par exemple) au Canada. Ils ont trouvé les réseaux hydrométriques les plus déficients en Alberta (bassins des rivières Saskatchewan Nord, Oldman et Red Deer), dans le nord de l'Ontario (bassin de la baie d'Hudson) et dans les Territoires du Nord-Ouest.

L'analyse d'entropie est un outil efficace pour évaluer l'efficacité et l'efficacité des réseaux de suivi parce qu'elle couvre plusieurs aspects d'un programme de suivi :

- la couverture spatiale;
- la fréquence d'échantillonnage;
- la couverture spatiale et la fréquence d'échantillonnage combinées;
- la durée du programme d'échantillonnage
- l'abandon du programme d'échantillonnage
- l'efficacité;
- le nombre optimal d'échantillons.

On peut appliquer l'analyse d'entropie de concert avec d'autres méthodes, comme des techniques multivariées. L'analyse d'entropie a pour principal désavantage de ne porter que sur une seule variable à la fois. L'intervalle de temps auquel les variables sont mesurées influe beaucoup sur l'exactitude des résultats. Selon Khalil et Ouarda (2009), lorsqu'on analyse la redondance des stations, la méthode ne peut pas déterminer exactement où établir de nouvelles stations et elle favorise les stations caractérisées par de longues séries chronologiques.

Ozkul *et al.* (2000; étude de cas 9, annexe A) se sont servis de l'analyse d'entropie pour évaluer la couverture spatiale, la fréquence d'échantillonnage et les deux combinées (structure spatiotemporelle du réseau). Pour ce qui est de la couverture spatiale du réseau, leur procédure a établi une liste par priorité des stations à garder dans le réseau de façon à ce que toute nouvelle station ajoutée au réseau contribue à réduire l'incertitude à l'échelle du bassin versant sans entraîner de répétition d'information. L'analyse de la fréquence d'échantillonnage indique qu'on pourrait la réduire d'une fois par mois à une fois aux deux mois pour presque toutes les variables de qualité de l'eau à la majorité des stations.

Programmation dynamique

L'approche par programmation dynamique est une méthode d'optimisation mathématique qui vise à simplifier un problème en le réduisant en sous-problèmes plus simples de façon récursive. La programmation dynamique peut déterminer quelles stations doivent être conservées lorsqu'il faut réduire un réseau de suivi à un certain nombre de stations. Les critères de conservation d'une station dans le réseau sont fondés sur des attributs du cours d'eau, comme les points de rejet de polluants (Harmancioğlu *et al.*, 1999).

L'étude de cas 10 (annexe A) sur le fleuve Gediz, en Turquie (Cetinkaya et Harmanicioğlu, 2012) décrit l'application de la programmation dynamique à l'optimisation de la couverture spatiale d'un réseau de suivi.

Réseaux de neurones artificiels

Le concept de réseau de neurones artificiel (RNA) a été élaboré pour simuler le cerveau humain. Il s'agit d'un système adaptatif qui combine des tâches de reconnaissance, de combinaison et de généralisation et la puissance d'analyse d'un ordinateur. On se sert de ces réseaux pour modéliser les relations complexes entre les données d'entrée et les données de sortie ou pour dégager des tendances dans les données. Les réseaux de neurones génèrent leurs propres règles par apprentissage à partir des exemples qu'on leur donne (Schulze et Bouma, 2001). L'apprentissage repose sur une règle d'apprentissage qui adapte ou modifie les poids des connexions du réseau en fonction des données d'entrées et des données de sortie voulues.

Le concept de RNA constitue un outil de modélisation très prometteur pour la gestion intégrée de l'eau (Khalil et Ouarda, 2009). Un RNA est constitué de neurones artificiels qui représentent les éléments mathématiques, ou éléments de traitement, du réseau. Il s'agit d'une technique mathématique qui cherche automatiquement les meilleures relations linéaires à non linéaires entre la cause (entrée) et l'effet (sortie). Un RNA combine les valeurs de nombreuses entrées (habituellement par sommation), calcule les fonctions de transfert, puis modifie l'entrée combinée. La sortie de la fonction de transfert passe directement dans la sortie du neurone, laquelle est généralement connectée aux entrées d'autres neurones. Les poids des connexions représentent les forces de ces connexions neuronales. On peut en savoir plus sur les RNA en consultant Schulze et Bouma (2001).

Les RNA ont de multiples applications, notamment pour l'optimisation spatiale des réseaux de suivi de la qualité de l'eau. Ils ont pour avantages de ne reposer sur aucune hypothèse et de ne nécessiter qu'un prétraitement minimal des données. Un RNA constitue un outil exceptionnel si l'on dispose de suffisamment de données représentatives. Cette méthode a les désavantages de ne fonctionner que dans les limites d'une certaine situation et de ne pas permettre la simulation de scénarios qui ont d'autres conditions limites (car le RNA n'a pas appris comment traiter ces situations).

Des RNA ont été appliqués à l'optimisation de réseaux de suivi de la qualité de l'eau dans les études de cas suivantes, qui sont décrites à l'annexe A :

- Étude de cas 11. Ijsselmeer, Pays-Bas (Schulze et Bouma, 2001).
- Étude de cas 12. Fleuve Nil, Égypte (Khalil *et al.*, 2011).

4.0 BOÎTE À OUTILS POUR L'OPTIMISATION DES RÉSEAUX DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Le suivi de la qualité de l'eau comprend un certain nombre d'activités qui sont présentées à la figure 2-1 (étapes 1 à 5). L'optimisation d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau comporte l'évaluation périodique de son efficacité et de son efficacité. L'optimisation peut viser n'importe quelle des étapes 1 à 5 (figure 2-1). Il faut souligner que l'optimisation est réalisée par une combinaison d'outils différents et que chacun s'applique à un aspect précis du réseau de suivi et utilise un critère de conception différent. Par exemple, certaines méthodes visent expressément la détection de tendance en tant qu'objectif principal du réseau, tandis que d'autres servent à concevoir un réseau dans lequel on recueille des données pour estimer efficacement les valeurs moyennes (états) des variables de qualité de l'eau.

La plupart des approches statistiques concernent l'aspect technique du suivi de la qualité de l'eau, lequel correspond à l'étape 3 à la figure 2-1. Il s'agit du principal sujet abordé dans ce guide. La présente section du guide évalue les approches décrites à la section 3 dans le contexte de l'optimisation de chacune des cinq étapes d'un programme de suivi de la qualité de l'eau.

Voici les principales questions à poser lors de l'examen et de l'élaboration d'un programme de suivi selon Khalil *et al.* (2011) :

- **Que** veut-on mesurer à cette station?
- Quelles sont les **variables de qualité de l'eau** à mesurer?
- Quel **outil statistique** doit-on utiliser pour obtenir l'information désirée?

Les réponses à ces questions permettront de déterminer non seulement les variables à mesurer, mais aussi la fréquence d'échantillonnage et la couverture spatiale nécessaires pour atteindre les objectifs du suivi.

4.1 Étape 1. Optimisation du but et des objectifs d'un programme de suivi

La première étape de l'optimisation d'un réseau de suivi est l'examen du but et des objectifs du suivi. Cette première étape importante est souvent négligée. Selon Strobl et Robillard (2008), la conception des réseaux de suivi met habituellement l'accent sur la collecte et l'analyse des données plutôt que sur l'examen des raisons du suivi et de la façon dont les données serviront à gérer la qualité de l'eau.

Les **buts du suivi** décrivent les objectifs généraux en matière de gestion environnementale, qui sont à la base de la conception du programme, et expriment clairement la vision à long terme d'un programme de suivi (MacDonald *et al.*, 2009; WMO, 1994). Voici quelques exemples d'objectifs généraux de suivi :

- protéger la santé écologique et la santé humaine;
- détecter les impacts des changements climatiques;
- rétablir et maintenir un écosystème productif;
- permettre les activités récréatives en milieu aquatique.

Selon Ferreira *et al.* (2007), les buts du suivi sont particulièrement utiles parce qu'ils sont faciles à expliquer au public et peuvent être considérés comme un lien entre l'aspect technique de la gestion environnementale, la prise de décisions politiques et le public.

L'élaboration d'un modèle conceptuel constitue un outil utile pour identifier les principaux stressors de la qualité de l'eau, ainsi que d'éventuels besoins en matière de données. En effet, un modèle conceptuel qui illustre les principales relations entre les processus et récepteurs naturels et anthropiques permet de déterminer les buts appropriés du suivi (MacDonald *et al.*, 2009).

Lorsqu'on a défini le but d'un réseau de suivi, on peut en préciser les objectifs (Khalil et Ouarda, 2009). Les objectifs du suivi constituent des énoncés qui sont plus précis que les buts du suivi et qui peuvent être quantifiés par des mesures et des cibles. Le tableau 4-1 illustre la relation entre un but, un objectif, une variable, sa mesure et sa cible.

Tableau 4-1. Exemple de relation entre le but du suivi, l'objectif du suivi ainsi que la variable à suivre, sa mesure et sa cible

But du suivi	Protéger les écosystèmes aquatiques
Objectif du suivi	Assurer le maintien d'une qualité de l'eau qui permet les activités récréatives comme la baignade
Variable de qualité de l'eau	<i>E. coli</i>
Mesure	Dénombrement d' <i>E. coli</i>
Cible	Moyenne géométrique de cinq échantillons prélevés dans une période de 30 jours inférieure à 100 <i>E. coli</i> /100 mL

Des objectifs réalistes clairement énoncés sont essentiels à un réseau de suivi efficace. Les objectifs doivent être clairs et précis de façon à ce que les données nécessaires soient recueillies et qu'elles permettent de prendre des décisions en matière de gestion de la qualité de l'eau. Selon Strobl et Robillard (2008) et Khalil et Ouarda (2009), les objectifs doivent définir les données à obtenir et en préciser les statistiques quantitatives qui les décrivent, comme la précision et le degré de confiance désirés, la variabilité (type et ampleur), ainsi que la tendance à détecter. Le tableau 4-2 présente divers objectifs possibles de suivi de la qualité de l'eau.

L'évaluation d'un réseau de suivi commence par l'examen de son but et de ses objectifs. Le processus des OQD est un outil très utile à cette fin. Ce processus permet de définir les questions et la qualité que doivent avoir les données pour répondre à ces questions, notamment le degré de confiance et le niveau tolérable des erreurs de décision nécessaire pour tirer des conclusions. Les OQD sont des énoncés qualitatifs et quantitatifs qui précisent les objectifs d'étude et qui servent à déterminer le type, la quantité et la qualité des données nécessaires pour prendre des décisions justifiables ou faire des estimations crédibles. Hunt *et al.* (2006 et 2008) se sont servis de certains éléments du processus des OQD pour optimiser le réseau de suivi de la qualité de l'eau du district de gestion de l'eau du sud de la Floride (études de cas 1 et 2, annexe A).

Tableau 4-2. Exemples d'objectifs de suivi et de leur échelle temporelle

Objectifs de suivi	Échelle temporelle
Détecter des tendances spatiales et temporelles	Long terme et court terme
Déterminer l'état	Court terme
Répondre à des questions de recherche précises	Court terme
Déterminer les caractéristiques de qualité de l'eau pour l'utilisation de l'eau	Court terme
Évaluer la conformité aux normes de qualité de l'eau	Court terme ou long terme
Évaluer des mesures de contrôle de la qualité de l'eau	Court terme et long terme
Estimer le transport de matière dans des rivières	Court terme et long terme
Faciliter des études d'évaluation des impacts	Court terme
Évaluer l'état écologique	Long terme
Évaluer les effets cumulatifs	Court terme ou long terme

Figure 4-1 résume les aspects qui doivent être considérés attentivement durant le processus d'examen afin de déterminer l'utilité des données recueillies.

Étape 1. Optimisation des buts et objectifs de suivi

1. Déterminer si les buts du suivi sont réalistes et clairement énoncés (modèle conceptuel).
2. Déterminer si les objectifs de surveillance sont clairement énoncés en termes de mesures quantifiables.
3. Assurer la souplesse permettant d'atteindre d'éventuels nouveaux objectifs.

Figure 4-1. Outils pour l'optimisation des buts et objectifs de suivi

Limitations et risques liés à l'établissement des buts et objectifs de suivi

Voici, selon Khalil et Ouarda (2009), les défis courants de l'établissement des objectifs de suivi :

- choisir parmi de multiples objectifs possibles;
- énoncer l'objectif;
- transformer les objectifs en questions statistiques.

Il peut être difficile de définir les objectifs d'un réseau de suivi multifonctionnel parce qu'il faut tenir compte de nombreux utilisateurs des données et d'un large éventail de contextes, notamment les contextes technique, économique, social et politique. Dans le cas d'un réseau multifonctionnel, on peut concevoir de façon interactive plusieurs réseaux ayant chacun leur

fonction pour atteindre un objectif précis (Harmanciođlu *et al.*, 1999). On pourrait ensuite combiner certains échantillonnages et certaines analyses pour réduire les coûts, mais les divers objectifs de suivi doivent rester distincts. Il faut établir des priorités s'il y a des contraintes budgétaires. Ferreira *et al.* (2007) présentent un exemple de classement des objectifs par ordre de priorité à l'aide d'un arbre décisionnel et selon certains critères pour la sélection de différents types de suivi.

4.2 Étape 2. Optimisation de la conception d'un programme de suivi

Aspect essentiel d'un programme de suivi, sa conception technique consiste en trois éléments qui ne peuvent être dissociés les uns des autres : 1) le choix des variables à suivre, 2) la couverture spatiale et 3) la fréquence d'échantillonnage. La figure 6-2 montre les relations entre ces trois éléments et le compromis espace-temps.

Les aspects importants de la conception d'un programme de suivi sont résumés à la figure 4-2 et abordés en détail, avec les outils à utiliser, dans les sections suivantes.

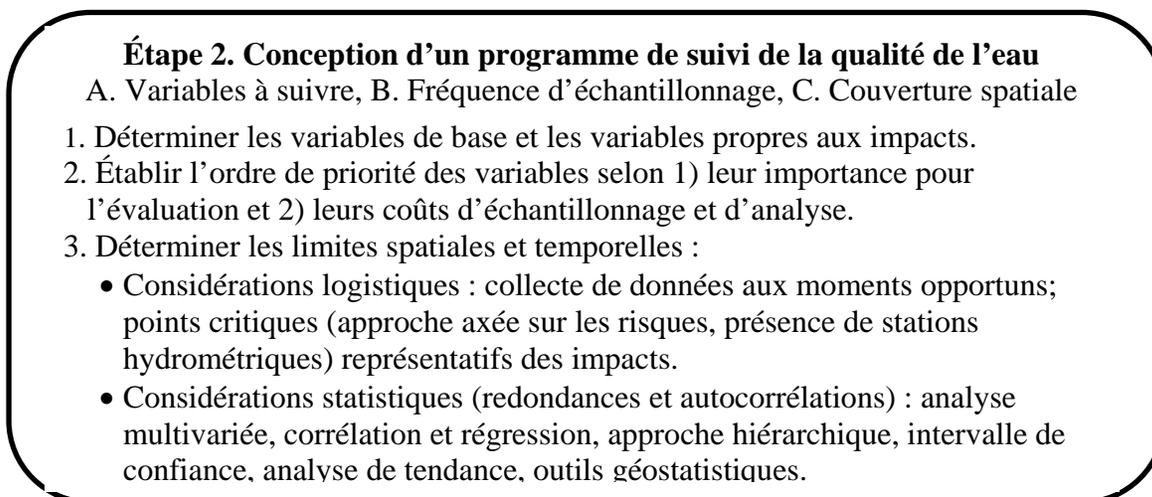


Figure 4-2. Outils pour l'optimisation d'un programme de suivi de la qualité de l'eau

La plupart des approches d'optimisation consistent à appliquer un des trois aspects susmentionnés, mais on peut aussi combiner des approches.

4.2.1 Détermination des variables de qualité de l'eau

La détermination des variables à suivre dépend de l'objectif du suivi, du type de plan d'eau et des contraintes budgétaires. En général, les variables sont de trois types : biologiques (p. ex., invertébrés benthiques, macrophytes, algues benthiques, poissons et phytoplancton), physicochimiques (p. ex., température, concentration d'oxygène, salinité, état d'acidification, nutriments et substances toxiques) ou hydromorphologiques (p. ex., dynamique d'écoulement de l'eau, temps de séjour, connexion avec l'eau souterraine, profondeur, volume d'eau, structure du fond, structure du rivage). Les principales caractéristiques de ces trois types de variables sont résumées aux tableaux B-1 à B-4 (annexe B) pour chaque type de plan d'eau. Il est compliqué de

choisir les bonnes variables à suivre ou d'en ajouter de nouvelles parce que bon nombre d'entre elles sont interreliées. Par exemple, comme les changements chimiques, physiques et biologiques dans un cours d'eau sont liés au débit, il est particulièrement important de comprendre l'hydrologie du bassin versant et du cours d'eau. De nombreux polluants particuliers de source diffuse peuvent être transportés par ruissellement dans des milieux aquatiques durant des orages ou la fonte des neiges. Dans certains milieux aquatiques, ces épisodes de courte durée constituent les périodes les plus importantes à suivre. Le choix des variables doit également tenir compte du fait que les contaminants se comportent différemment en milieu aquatique, ainsi que des matrices où l'on s'attend à ce que les concentrations de contaminants soient importantes (p. ex., tenir compte de leur partage entre l'eau et les sédiments et des contaminants bioaccumulatifs comme les BPC).

Les variables (indicateurs) biologiques sont très utiles parce qu'elles reflètent des périodes beaucoup plus longues et donnent une perspective plus écosystémique que les données chimiques. Par exemple :

- les macroinvertébrés constituent le groupe d'organismes le plus pertinent pour l'évaluation des cours d'eau, notamment ceux où l'on produit de l'hydroélectricité;
- les macrophytes constituent de bons indicateurs des changements dans le débit en aval des réservoirs, ainsi que pour l'évaluation de lacs régularisés, car ils sont sensibles au niveau de l'eau;
- la composition du phytoplancton est un important indicateur des proliférations d'algues nuisibles.

Le suivi des éléments biologiques de la qualité de l'eau nécessite l'échantillonnage à des moments opportuns et l'identification des organismes à un niveau taxonomique approprié afin d'obtenir des degrés de confiance et de précision suffisants. L'interprétation des données sur les communautés biologiques doit être effectuée de façon fiable par des spécialistes et nécessite souvent des comparaisons avec des données de référence (obtenues à un site témoin non ou peu touché par les impacts).

Le choix des variables à suivre doit tenir compte des coûts (d'échantillonnage spécialisé, des techniques de préservation et des analyses). Il faut chercher à réduire le nombre de variables sans perte d'information importante (Strobl et Robillard, 2008).

Le tableau 4-3 présente les outils qualitatifs et quantitatifs pour optimiser le choix des variables de qualité de l'eau à surveiller.

Tableau 4-3. Outils qualitatifs et quantitatifs pour optimiser le choix des variables de qualité de l'eau à surveiller

Outils qualitatifs	Outils quantitatifs
Identification des variables de base (conditions de fond)	Corrélation et régression
Identification des variables spécifiques (propres à un stress)	Analyse multivariée (ACP)
Établissement d'une liste de priorités, avec des facteurs de pondération (p. ex., importance, coût d'analyse, variabilité temporelle, facilité d'échantillonnage)	

Les outils qualitatifs comprennent l'établissement d'une liste par priorité des variables de base qui caractérisent les conditions de fond géologiques et climatiques locales (p. ex., température, conductivité, pH, oxygène dissous, ions et matière organique) et des variables spécifiques liées aux stressseurs anthropiques et aux utilisations de l'eau. On peut établir l'ordre de priorité au moyen de facteurs de pondération en fonction de l'importance de chaque variable (importance en regard de l'objectif et sensibilité au stressseur), de son coût d'analyse, de sa variabilité temporelle et de sa facilité d'échantillonnage.

Les outils quantitatifs comme l'approche de régression étudient les relations entre les variables de qualité de l'eau, quantitatives et qualitatives (p. ex., chlorure et conductivité), et indiquent si l'on peut cesser de mesurer certaines d'entre elles. Les méthodes statistiques multivariées, comme l'ACP et le PMNM, donnent également de bonnes estimations des variables les plus représentatives. L'ACP est idéale pour des données qui suivent un modèle linéaire. En l'absence de critère objectif pour déterminer les combinaisons de variables à continuer ou à cesser de mesurer, les coûts d'analyse (de laboratoire) pour chaque variable peuvent servir de critère de classement des diverses combinaisons (Khalil et Ouarda, 2009). On peut ainsi optimiser un réseau de suivi de la qualité de l'eau et faire des économies de temps et d'argent.

La figure 4-3 présente un diagramme décisionnel indiquant l'outil statistique à utiliser pour détecter la redondance dans les variables de qualité de l'eau. Pour les ensembles de données comportant plus de 10 variables, la décision 1a recommande d'utiliser une méthode statistique multivariée comme l'ACP ou l'AG. Toutefois, si l'on veut analyser la relation entre certaines variables indicatives d'un même stressseur, on recommande plutôt l'approche par corrélation et régression.

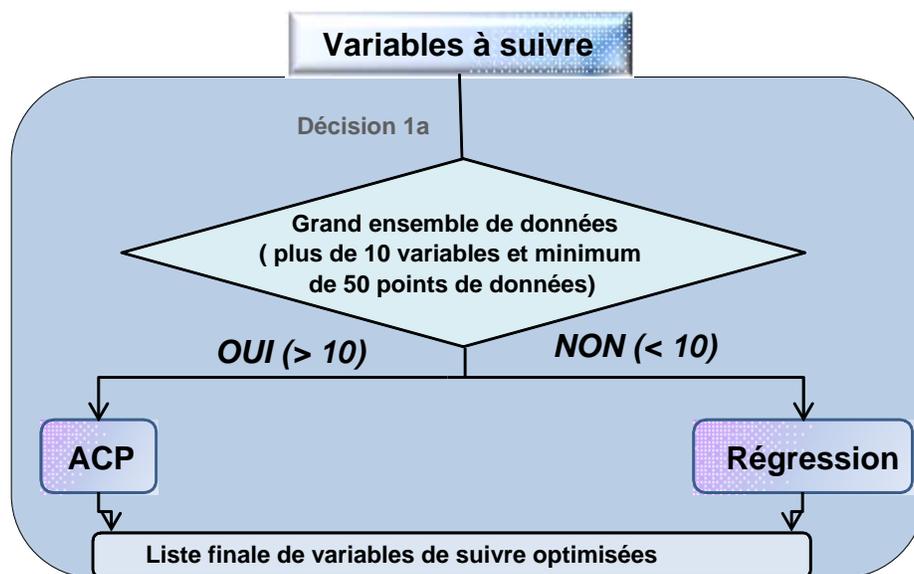


Figure 4-3. Diagramme décisionnel pour l'optimisation des variables suivies par des méthodes statistiques

4.2.2 Détermination de la fréquence d'échantillonnage et de la couverture spatiale

La fréquence d'échantillonnage et la couverture spatiale constituent des éléments importants dans l'optimisation des réseaux de suivi, car elles sont déterminées par la variabilité des paramètres de qualité de l'eau. En effet, le suivi de paramètres dont la variabilité est élevée nécessite un plus vaste échantillonnage et entraîne des coûts plus élevés par rapport au suivi de paramètres à moindre variabilité. Par exemple, les paramètres de qualité de l'eau observés dans les systèmes marins sont généralement fortement variables et hétérogènes; c'est pourquoi les données qui y sont associées affichent une moins grande fiabilité. Cette variabilité naturelle peut être réduite par l'orientation des activités de collecte des données en fonction des saisons (en mesurant les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux littorales et côtières durant l'hiver, quand l'absorption de ces éléments par le biote est réduite) ou par l'établissement d'intervalles équidistants entre les périodes d'échantillonnage.

La plupart des approches statistiques pour l'optimisation des réseaux de suivi exigent la détermination de la résolution appropriée sur le plan de la fréquence d'échantillonnage et de la couverture spatiale. L'évaluation de ces facteurs est présentée ci-après.

La détermination et l'optimisation de la fréquence d'échantillonnage sont essentielles dans l'optimisation des réseaux. Cette fréquence dépend de la conception du réseau dans l'espace et des variables surveillées. Comme elle a des conséquences sur les coûts, elle doit être ajustée de manière à ce que l'effort d'échantillonnage soit réduit au minimum. Le tableau B-5 (annexe B) présente les fréquences d'échantillonnage minimales requises pour différents types de plan d'eau.

Le nombre d'échantillons requis pour obtenir un degré de précision donné dépend de la variabilité des paramètres de qualité de l'eau mesurés. Plus grande est cette variabilité, plus grand est le nombre d'échantillons requis pour établir une estimation fiable sur le plan statistique. En augmentant le nombre d'échantillons, on parvient à réduire l'erreur-type de la moyenne de la variable de qualité de l'eau. Comme cette erreur-type est inversement proportionnelle à la racine carrée du nombre d'échantillons, l'augmentation du nombre d'observations ne donne lieu qu'à un faible gain global quant à la fiabilité des résultats (Strobl et Robillard, 2008; Sanders *et al.*, 1983). Parmi les méthodes couramment employées pour déterminer la fréquence d'échantillonnage, on compte l'établissement des limites de confiance; la fréquence choisie est celle qui donne une estimation de la moyenne à l'intérieur d'un intervalle de confiance donné.

Tableau 4-4. Outils qualitatifs et quantitatifs favorisant l'optimisation de la fréquence d'échantillonnage dans le suivi de la qualité de l'eau

Outils qualitatifs	Outils quantitatifs
Collecte de données pendant les périodes d'intérêts	Intervalle de confiance
Prise en compte de la variabilité saisonnière des données	Analyse des tendances
	Outils géospatiaux

L'échelle temporelle a des répercussions considérables sur les activités de suivi, car la fréquence d'échantillonnage est un facteur de coût important. Le tableau 4-4 présente les outils qualitatifs et quantitatifs qui permettent l'optimisation de cette fréquence.

Les activités de suivi doivent cibler des périodes précises de l'année pour prendre en compte la variabilité causée par certains facteurs saisonniers (par exemple, l'échantillonnage d'éléments nutritifs dans les eaux de mer durant l'hiver, quand l'absorption de ces éléments par le biote est réduite au minimum).

La figure 4-4 montre le diagramme décisionnel permettant de choisir les outils statistiques appropriés en vue d'optimiser la fréquence d'échantillonnage. Fait à noter, tous les outils statistiques quantitatifs n'évaluent la fréquence que pour une seule variable de qualité de l'eau à la fois, et exigent l'utilisation de longues séries chronologiques.

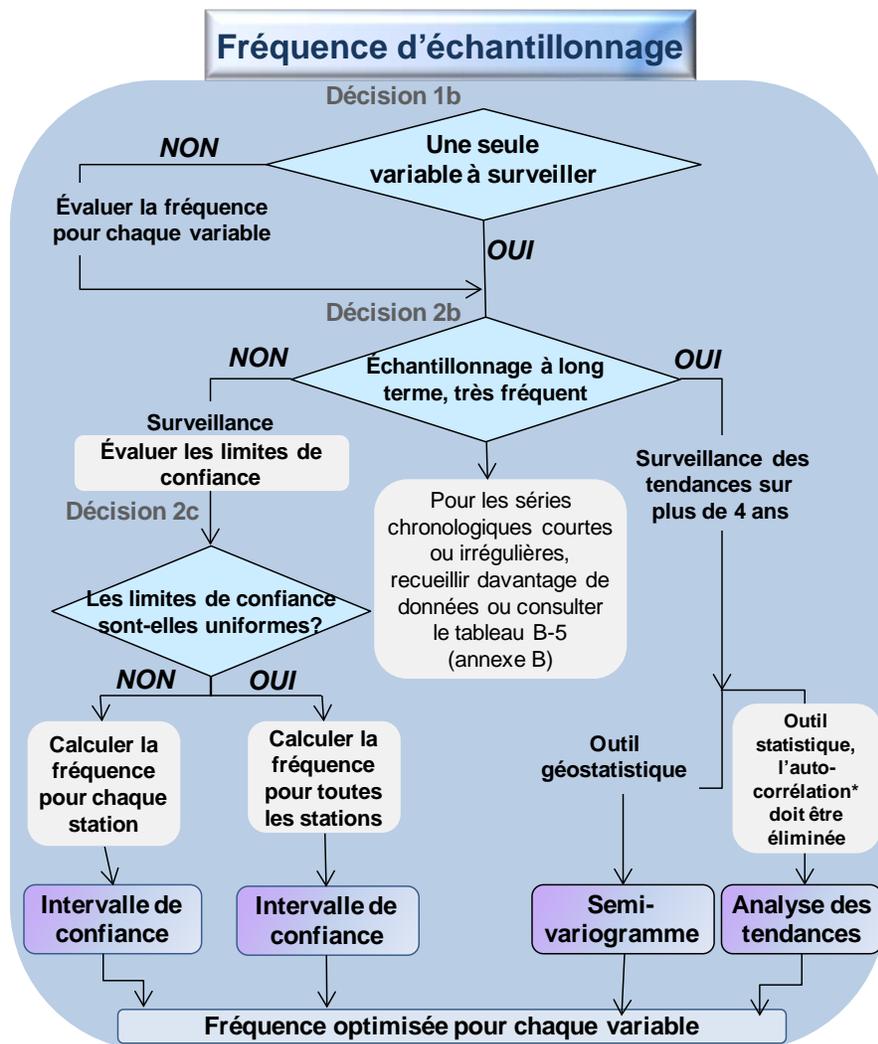


Figure 4-4. Diagramme décisionnel visant à optimiser la fréquence d'échantillonnage dans un réseau de suivi de la qualité de l'eau.

Pour les ensembles de données dont l'information de base est suffisante (par exemple, des mesures mensuelles couvrant au moins une année), il est recommandé d'utiliser les limites de confiance (point décisionnel 1b). Pour les longues séries chronologiques comprenant des observations recueillies au cours d'un certain nombre d'années à des intervalles équidistants, on peut employer une analyse des tendances. Lorsqu'une expertise géostatistique est disponible, des outils comme le semivariogramme peuvent servir à optimiser la fréquence d'échantillonnage. À noter toutefois qu'il peut y avoir autocorrélation dans les ensembles de données pour lesquels les mesures sont très fréquentes. Les autocorrélations doivent alors être évaluées et éliminées de l'ensemble de données avant l'optimisation. Sanders *et al.* (1983) fournissent des lignes directrices sur la manière d'évaluer et d'éliminer l'autocorrélation dans la variance d'un ensemble de données.

Comme pour le choix de la fréquence d'échantillonnage, le choix de la couverture spatiale et de l'emplacement des stations constitue un élément important de la conception des réseaux de suivi.

Les sous-sections suivantes décrivent différentes approches qui peuvent être employées pour évaluer et optimiser le choix des sites d'échantillonnage.

La compréhension des conditions naturelles est essentielle dans le suivi de la qualité de l'eau. En outre, les sites de référence sont importants dans l'évaluation des tendances et de l'état des milieux surveillés, car ils permettent de distinguer les changements de la qualité et de la quantité de l'eau qui relèvent des conditions de fond de ceux qui sont attribuables à des facteurs de stress. Il faut en effet éviter d'interpréter des changements naturels comme des répercussions anthropiques. Les sites de référence aident aussi à différencier les changements écologiques associés à la saisonnalité ou à la dynamique temporelle.

Le tableau 4-5 présente les outils qualitatifs et quantitatifs qui permettent d'optimiser le choix des sites de suivi.

Tableau 4-5. Outils qualitatifs et quantitatifs visant à optimiser la couverture spatiale dans le suivi de la qualité de l'eau

Outils qualitatifs	Outils quantitatifs
Considérations logistiques	Approche hiérarchique
Stations représentatives de l'ampleur et de l'incidence des sources dans leur ensemble	Analyse de régression
Points critiques comme l'emplacement des sources de contaminants; sites de référence pour le changement climatique	Analyse multivariée
Présence de stations hydrométriques et des installations requises	Outils géospatiaux
Approche fondée sur le risque (EC, 2012a)	
Adaptation au changement climatique (CCME, 2011a)	

Les outils qualitatifs comprennent des considérations logistiques telles que :

- l'accessibilité;
- le caractère représentatif : les stations doivent représenter l'ampleur des répercussions (par exemple, elles doivent être disposées stratégiquement de manière à ce que la couverture du bassin soit précise et fiable; l'échantillonnage doit se faire en profondeur dans les plans d'eau stratifiés sur le plan thermique, comme les lacs; les sites de référence doivent être choisis de manière à surveiller les changements à long terme, car les activités anthropiques peuvent masquer une tendance);
- les conditions propres au site (points critiques, présence de zones de mélange intégral, habitat sensible, etc.);
- une approche axée sur les risques;
- le caractère approprié pour le suivi du changement climatique.

La plupart des outils statistiques quantitatifs visent à réduire le nombre de stations d'échantillonnage. L'approche hiérarchique est couramment utilisée lorsqu'on ne dispose d'aucune donnée sur la qualité de l'eau. Plutôt que d'utiliser l'ordre des cours d'eau, l'approche hiérarchique peut être élargie; des caractéristiques telles que le débit ou les charges de contaminants peuvent être incluses par l'attribution d'un poids combiné.

L'analyse multivariée permet de surmonter l'inconvénient de ne pouvoir évaluer qu'une seule variable à la fois, et tient compte de toutes les variables simultanément. Les techniques de classification telles que l'AG constituent des outils pratiques pour l'identification des groupes de plans d'eau caractérisés par des conditions hydrologiques, géomorphologiques, géographiques et trophiques qui forment des zones homogènes. Cependant, contrairement à l'analyse de régression, l'analyse multivariée ne permet pas de reconstituer les données pour les stations abandonnées. En outre, l'analyse multivariée repose sur l'hypothèse de relations linéaires entre les variables, mais il est possible que les relations entre les facteurs chimiques et écologiques (comme l'abondance des espèces) ne le soient pas toujours.

La figure 4-5 montre le diagramme décisionnel visant à orienter le choix de l'outil statistique pour déceler les redondances spatiales et les stations de suivi à abandonner.

Pour les grands ensembles de données à variables multiples, le point décisionnel 1c recommande l'utilisation de techniques multivariées comme l'ACP ou l'AG. Si l'ensemble de données est limité et que des stations doivent être déplacées (point décisionnel 2c), l'ordre du cours d'eau ou l'approche hiérarchique doivent être utilisés pour déterminer quels sont les sites de suivi appropriés. Le point décisionnel 3c indique que les stations peuvent aussi être optimisées d'après une seule variable de suivi, par l'utilisation d'approches statistiques quantitatives comme les analyses de corrélation et de régression ou les outils géostatistiques. Ces derniers sont des outils très puissants pour orienter le choix des sites, car ils permettent de tenir compte des effets cumulatifs.

Khalil *et al.* (2011) soulignent que l'optimisation de l'échelle spatiale d'un réseau doit viser les variables de qualité de l'eau simultanément avec les caractéristiques du bassin versant, telles que la région climatique, l'utilisation des terres, la géologie et l'existence de sources diffuses ou ponctuelles. Les auteurs décrivent les réseaux de neurones artificiels (RNA) comme des outils prometteurs, car ceux-ci tiennent compte de la structure non linéaire des données sur la qualité de l'eau (les données sont organisées selon un modèle non linéaire) et réalisent des ACP et des AG non linéaires.

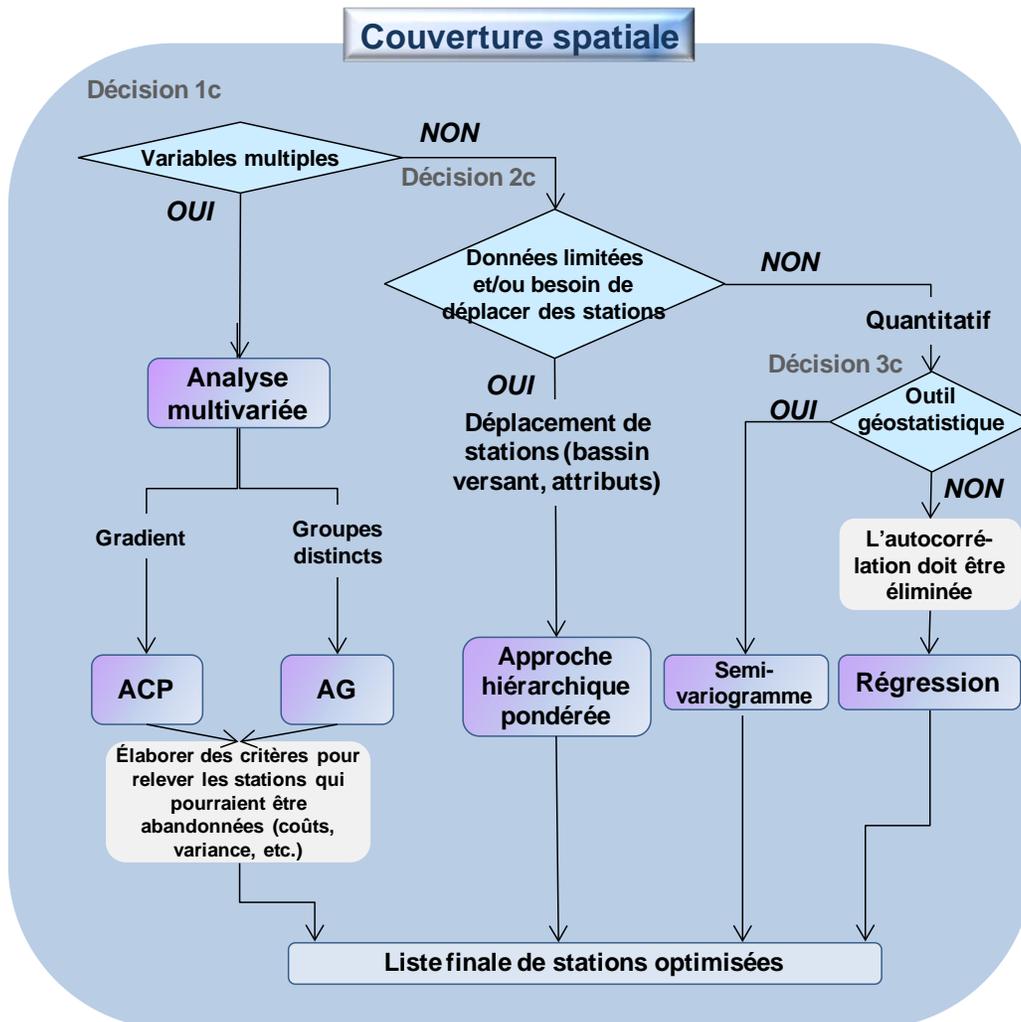


Figure 4-5. Diagramme décisionnel visant à optimiser la couverture spatiale d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau.

4.2.3 Limites et risques liés à la détermination de la fréquence d'échantillonnage et de la couverture spatiale

Il est difficile de déterminer le nombre approprié de variables de qualité de l'eau, la couverture spatiale et la fréquence d'échantillonnage d'un réseau de suivi, car ces trois éléments sont fortement interdépendants (Harmancioğlu *et al.*, 1999; Khalil *et al.*, 2009). Différents scénarios de conception doivent être évalués pour décider s'il est approprié d'abandonner certaines variables à surveiller en vue d'accroître la couverture spatiale ou la fréquence d'échantillonnage, ou s'il est au contraire préférable de conserver davantage de variables et de réduire la couverture spatiale ou la fréquence d'échantillonnage. La décision finale dépend de l'évaluation de la rentabilité de chaque scénario. Khalil *et al.* (2011) recommandent une analyse économique comme meilleur outil pour établir un compromis, analyse dans laquelle les options consistent à accroître le nombre de stations et à réduire la fréquence d'échantillonnage, ou vice versa. Certaines approches statistiques avancées, comme l'analyse d'entropie, peuvent être employées pour combiner les critères spatiaux et temporels afin d'établir le meilleur compromis

espace-temps; les coûts peuvent aussi être inclus pour choisir la meilleure combinaison. Le tableau B-6 (annexe B) présente le nombre de variables de qualité de l'eau, la fréquence d'échantillonnage et la couverture spatiale utilisées selon divers objectifs de suivi.

Bon nombre d'approches statistiques partagent un même inconvénient, c'est-à-dire qu'elles n'optimisent les réseaux qu'en fonction d'un seul objectif de qualité de l'eau à la fois. Sanders *et al.* (1983) recommandent d'utiliser différentes fréquences d'échantillonnage en fonction des objectifs, pour maximiser le gain d'information. Cette méthode, dite **d'échantillonnage proportionnel** (Khalil et Ouarda, 2009), consiste à répartir un nombre prédéterminé d'échantillons entre les stations et les variables de qualité de l'eau d'après un poids donné attribué à chaque variable et à chaque station. L'échantillonnage proportionnel doit être évalué périodiquement pour veiller à ce que le nombre d'échantillons recueillis respecte les exigences en matière de suivi (par exemple, la précision désirée).

4.3 Étape 3. Optimisation de la collecte et de la qualité des données

Le programme de suivi décrit le choix des variables de qualité de l'eau, le nombre et l'emplacement des stations d'échantillonnage ainsi que la fréquence et le moment de l'échantillonnage, et dicte généralement le degré de détail et les coûts associés à la collecte de données, à l'analyse des échantillons et à l'analyse des données. À cet égard, la fréquence a des répercussions importantes sur l'effort d'échantillonnage. Les données de suivi peuvent être obtenues par des mesures directes sur le terrain, par échantillonneurs automatisés ou par télédétection. L'évaluation des réseaux devrait aussi prendre en compte les nouvelles technologies de collecte des données aux fins du suivi de la qualité de l'eau (Allan, 2006), car ces technologies peuvent accroître l'efficacité et la rentabilité des réseaux.

4.3.1 Collecte de données, programme d'assurance de la qualité des données

La collecte et l'analyse des données constituent souvent les activités les plus coûteuses dans un réseau de suivi de la qualité de l'eau. Comme l'expliquent Lovett *et al.* (2007), l'uniformité et la qualité des données font partie des sept principales qualités des réseaux de suivi les plus efficaces (voir la section 2.7). Les méthodes d'échantillonnage doivent être rigoureuses, répétables et bien documentées et, dans la mesure du possible, seules des méthodes déjà approuvées devraient être employées. Lovett *et al.* (2007) précisent aussi que tout changement de méthodologie devrait être suivi d'une longue période dans laquelle la nouvelle méthode et l'ancienne sont utilisées parallèlement. En outre, les auteurs soulignent l'importance des programmes d'assurance de la qualité pour veiller à ce que les données soient fiables pour les futurs utilisateurs. Chaque programme de suivi doit être accompagné d'un cadre d'assurance de la qualité des données et d'un modèle « planification, exécution, contrôle et amélioration » (système de gestion de la qualité) à des fins d'amélioration continue.

La figure 4-6 présente certaines considérations pratiques relatives à l'optimisation de la collecte des données et du traitement des échantillons. Celles-ci comprennent des considérations logistiques, soit le temps nécessaire pour atteindre les stations, le délai maximal entre la collecte et l'analyse des échantillons, la rentabilité de l'échantillonnage et de l'analyse, la coordination de la collecte des données et l'intégration de bénévoles.

Étape 3. Collecte et qualité des données

1. Déterminer si l'échantillonnage est efficace et rentable.
 - Évaluer les nouvelles technologies de collecte de données (télédéttection, capteurs, échantillonnage automatisé, échantillonneurs passifs, etc.)
 - Prendre en compte les considérations logistiques (distance entre les stations, techniques d'analyse appropriées, délai entre la collecte et l'analyse des échantillons).
2. Déterminer si les méthodes de travail sur le terrain sont clairement définies et constantes au fil du temps.
3. Déterminer si les mesures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité sont appropriées.
4. Offrir des possibilités de formation à l'équipe de terrain.
5. Relever les occasions de collaboration et de partenariat.

Figure 4-6. Outils pour l'optimisation de la collecte et de la qualité des données dans les réseaux de suivi de la qualité de l'eau

Nouvelles technologies d'échantillonnage pour le suivi de la qualité de l'eau : échantillonnage automatisé, télédéttection et échantillonneurs passifs *in situ*

Les outils de suivi de la qualité de l'eau sont en constante évolution, et il faut envisager d'utiliser les technologies les plus efficaces et les plus rentables dans les réseaux de suivi .

L'**échantillonnage automatisé**, au moyen d'enregistreurs de données munis de capteurs, constitue un outil pratique dans les réseaux de suivi hydrométrique et de qualité de l'eau continue (à longueur d'année). L'échantillonnage automatisé améliore la résolution temporelle des données de qualité de l'eau et constitue un outil particulièrement utile au cours des épisodes de fort débit, de concert avec les mesures simultanées de la turbidité et du débit. Par exemple, pour caractériser les charges d'éléments nutritifs au cours de tels épisodes, les augmentations de la turbidité pourraient servir à déclencher l'échantillonnage automatisé (Mayes et Codling, 2009). L'échantillonnage automatisé peut aussi servir à surveiller la qualité de l'eau dans les régions isolées de l'Arctique, qui sont souvent accessibles par hélicoptère ou par hydravion seulement, ce qui complique les visites fréquentes des stations à des fins de suivi en raison des coûts élevés de ces visites. De plus, les conditions météorologiques difficiles peuvent empêcher les visites prévues. Les types de capteurs installés dictent souvent le niveau d'entretien requis et, par conséquent, la fréquence des visites. Ce facteur doit être pris en compte avant d'installer des échantillonneurs automatisés dans les régions isolées. Pour veiller à l'efficacité et à la fiabilité de l'échantillonnage automatisé, des procédures robustes d'assurance, de contrôle et d'évaluation de la qualité doivent être mises en œuvre. Le programme de suivi en temps réel de la qualité de l'eau à Terre-Neuve (Government of Newfoundland, 2012) représente un exemple de suivi automatisé réussi.

Les **techniques de télédétection**, comme les capteurs optiques et thermiques embarqués sur des navires, des avions et des satellites, sont utiles dans le suivi de certaines variables de qualité de l'eau (sédiments en suspension, turbidité, chlorophylle, température, etc.), particulièrement dans les régions isolées. L'intégration des technologies de télédétection et des données GPS et SIG permet d'obtenir l'information spatiale et temporelle pour surveiller la qualité de l'eau et définir les causes et les sources de la contamination. Elle peut aussi permettre de vérifier les pressions exercées sur un bassin versant. Les techniques de télédétection sont d'ailleurs souvent employées pour surveiller la prolifération des algues nuisibles dans les estuaires et les zones côtières (Ferreira, 2007).

Les **dispositifs d'échantillonnage passifs *in situ*** représentent des outils pratiques pour le suivi des tendances à long terme de la qualité de l'eau. Ils permettent l'examen préalable d'un grand nombre de contaminants à de très faibles concentrations, la mesure de la spéciation des métaux et la détermination des sources de contaminants. L'absorption des contaminants dans un échantillonneur passif repose sur l'accumulation dans une phase réceptrice, avec ou sans membrane limitant la diffusion. Les échantillonneurs passifs *in situ* ont l'avantage d'intégrer la contamination dans le temps et de mesurer une concentration moyenne pondérée dans le temps. Ces dispositifs peuvent être particulièrement utiles dans les plans d'eau dont les conditions varient fortement ou qui subissent des effets anthropiques saisonniers (Allan *et al.*, 2006).

4.4 Étape 4. Analyse, interprétation et évaluation des données

L'un des éléments importants de l'évaluation et de l'optimisation des réseaux de suivi repose sur l'adoption d'une approche intégrée à l'égard de la gestion des données, qui implique une certaine harmonisation entre les différentes étapes de la gestion ainsi qu'entre les disciplines et les organismes concernés pour veiller à l'accessibilité et à la compatibilité des données. Robarts *et al.* (2008) expliquent que les programmes de suivi modernes doivent constituer la clé de voûte de la gestion intégrée des ressources hydriques. L'intégration des systèmes de gestion des données et l'élaboration de systèmes de données et d'information compatibles représentent un enjeu important dans la recherche sur les réseaux, car ces mesures permettent aux scientifiques ainsi qu'aux organismes responsables des politiques et des décisions, tant à l'échelle régionale que nationale, de mettre en commun leurs résultats.

La figure 4-7 présente certaines considérations pratiques relatives à l'optimisation de l'analyse des données, de la gestion des données et de l'évaluation des réseaux.

Lovett *et al.*, (2007) soulignent que la gestion, l'analyse et l'interprétation des données sont des éléments clés d'un programme de suivi réussi. Parmi les considérations pratiques relatives à l'optimisation de la gestion et de l'analyse des données, on compte les systèmes de gestion des données pour veiller à l'archivage des métadonnées renfermant l'ensemble des détails pertinents concernant la collecte, l'analyse et la réduction des données. Les données d'un grand nombre d'utilisateurs (gestionnaires, scientifiques, grand public) doivent être mises en commun et comparées entre elles, et des politiques doivent être établies en matière de confidentialité, de propriété et de temps de retenue des données. En outre, des services Web fournissant des applications à interface conviviale pour les analyses complexes (par exemple, les outils d'analyse du Réseau canadien de biosurveillance aquatique [RCBA]; gouvernement du Canada, 2012) peuvent être mis sur pied.

Étape 4. Analyse et gestion des données

1. Adopter des approches intégrées et des procédures normalisées pour la gestion des données.
2. Déterminer les méthodes appropriées d'analyse des données.
 - Collaborer avec le milieu universitaire.
 - Élaborer des interfaces Web conviviales pour les analyses complexes.
3. Rendre les données accessibles à un grand nombre d'utilisateurs (gestionnaires, scientifiques, grand public).
4. Évaluer et optimiser l'efficacité et la rentabilité du réseau de suivi.

Figure 4-7. Outils pour l'optimisation de l'analyse et de la gestion des données

La conception d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau est une procédure itérative, et l'étape 4 prescrit aussi l'évaluation d'un réseau existant sur le plan de l'efficacité et de la rentabilité pour confirmer que les objectifs et les exigences du suivi (par exemple, la précision désirée) sont atteints. Ce processus d'examen permettra aussi d'apporter les corrections appropriées pour accommoder l'évolution des besoins en matière de données environnementales pour la gestion de la qualité de l'eau. L'évaluation des réseaux devrait avoir lieu périodiquement; l'USGS (1995) recommande un intervalle de cinq ans.

4.4.1 Limites et risques liés à la collecte, l'analyse et la gestion des données

Les défis les plus courants de l'optimisation des réseaux sont associés à l'intégration des systèmes de gestion des données, ce qui comprend les vérifications relatives à la compatibilité des données, donc aux protocoles et aux méthodes d'échantillonnage, aux noms et aux définitions. Des programmes d'assurance de la qualité (AQ) adéquats sont nécessaires pour quantifier la précision, la justesse et l'intégrité des données environnementales afin que celles-ci puissent être correctement utilisées. Ces défis peuvent être relevés par l'élaboration et l'adoption de noms, définitions et formats communs pour les variables et les éléments de données. En outre, des critères normalisés pour l'évaluation d'autres méthodes peuvent être rendus accessibles, de manière à ce que les utilisateurs disposent d'une façon de comparer les résultats et d'évaluer la compatibilité des données même si différents protocoles sont utilisés pour recueillir celles-ci.

4.5 Étape 5. Optimisation de la communication et de l'interprétation

La communication des résultats et l'intégration de l'information dans les processus décisionnels constituent une étape essentielle d'un programme de suivi efficace. Cette communication est d'importance capitale pour veiller à ce que les données soient bien comprises et pour faciliter les corrections et les modifications face aux nouveaux enjeux de gestion des eaux (voir la figure 2-1).

Les résultats des programmes de suivi doivent servir à établir différentes options quant aux politiques de gestion des ressources hydriques ainsi que des stratégies de gestion efficaces (MacDonald *et al.*, 2009). La transposition des variables de qualité de l'eau en indices (par exemple, l'indice de qualité des eaux du CCME; CCME 2001a) ou en énoncés

de nature générale favorise la communication de l'information à un vaste public.

Parmi les autres outils permettant d'améliorer la communication entre la communauté de suivi, les décideurs et le grand public, on compte les approches SIG basées sur le Web (p. ex. l'outil de modélisation de la qualité de l'eau SPARROW de l'USGS; USGS, 2011), l'établissement d'exemples de rapports (par exemple, les fiches sur l'état d'un bassin versant utilisées par les offices de protection de la nature en Ontario; Conservation Ontario, 2009) et les lignes directrices en matière de publication. À cet égard, les publications faisant l'objet d'un examen par les pairs favorisent l'établissement et le maintien de la crédibilité des programmes de suivi fédéraux et provinciaux ainsi que des scientifiques. Les données publiées dans des revues scientifiques peuvent aussi être vulgarisées en vue d'en communiquer les principales constatations au grand public.

La figure 4-8 présente les considérations pratiques importantes pour l'optimisation de la communication et de l'interprétation des données issues des programmes de suivi de la qualité de l'eau.

Étape 5. Rapports et communication

1. Transformer les données en information demandée par le public : les données doivent être présentées sous diverses formes, selon les besoins et les préférences du public cible.
2. Améliorer la conceptualisation des données (p. ex., outils géospatiaux) pour veiller à ce que les variables mesurées soient les plus appropriées et à ce que l'information soit intégrée aux processus décisionnels.
3. Établir des exemples de rapports et des lignes directrices pour la publication.

Figure 4-8. Outils pour l'optimisation des rapports et de la communication

4.6 Possibilités de collaboration et de partenariats

Les activités de suivi peuvent tirer plusieurs avantages des liens établis aux échelles régionale, provinciale et fédérale. Parmi ces avantages, on trouve la mise en commun de l'expérience et des données, la coordination des activités d'échantillonnage, la consolidation des réseaux, l'échange de données et l'intégration des données de qualité de l'eau dans un contexte géospatial élargi.

L'établissement de partenariats aux fins de suivi peut être avantageux sur le plan de la rentabilité. En effet, les activités de suivi de la qualité de l'eau peuvent être rationalisées et coordonnées entre les organismes et les groupes de manière à éviter les dédoublements. L'établissement de partenariats exige la collaboration et l'échange d'information entre les principaux partenaires et intervenants, comme les gouvernements, le milieu universitaire et le grand public. À cet égard, la figure 4-9 présente les étapes de la conception d'un programme de suivi de la qualité de l'eau ainsi que les relations entre les groupes susmentionnés.

Les approches de collaboration et de partenariat sont essentielles à la gestion réussie et à la durabilité des eaux canadiennes. Elles gagnent constamment en importance, car les questions

relatives à l'eau deviennent de plus en plus complexes, les ressources humaines et financières sont de plus en plus limitées, et la demande en eau de qualité supérieure continue d'augmenter pour combler les besoins relatifs aux activités humaines et aux écosystèmes aquatiques.

Plusieurs de ces partenariats existent déjà. Par exemple, l'initiative conjointe Canada-Québec du Plan d'action Saint-Laurent dure depuis bon nombre d'années déjà (Plan d'action Saint-Laurent, 2013)

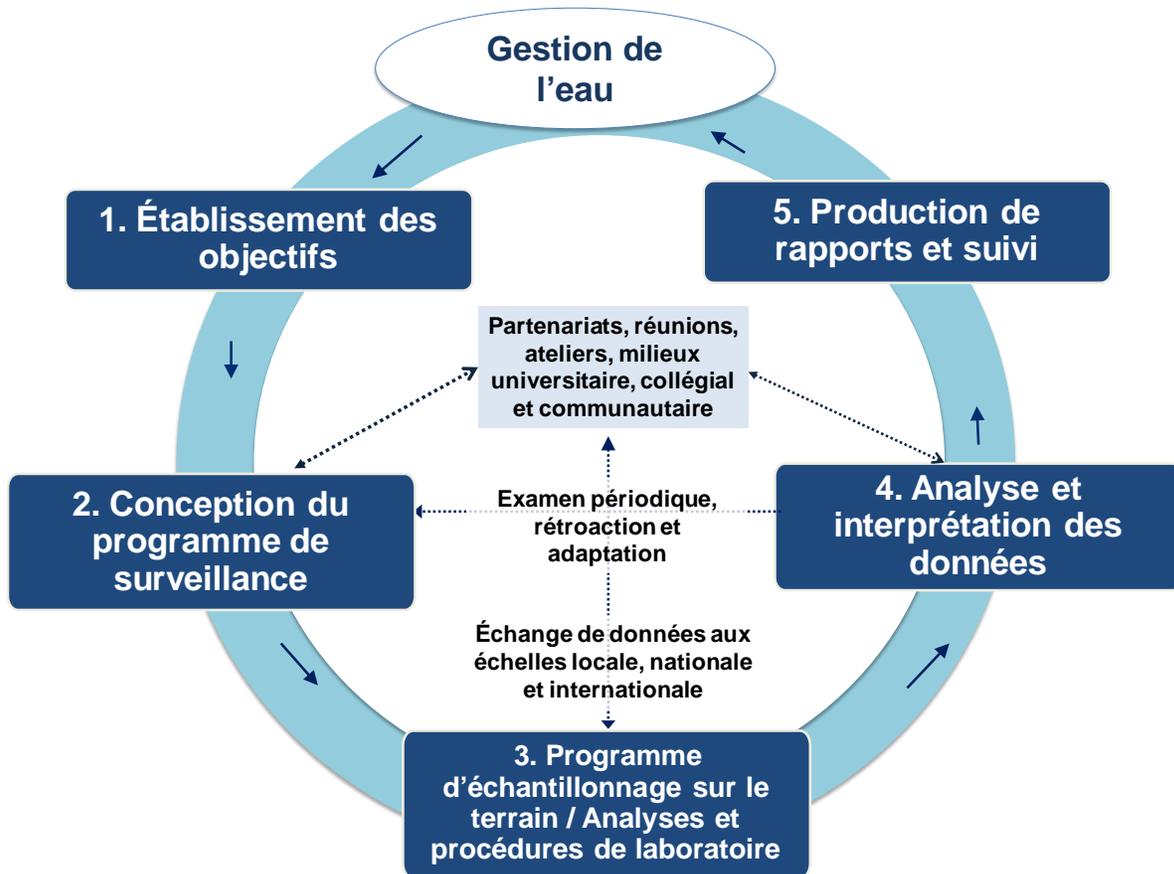


Figure 4-9. Étapes de l'optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau et relations avec la gestion de l'eau (adapté de CCME, 2006)

4.6.1 Portails Web

Les services Web ouverts ou les portails de suivi de la qualité de l'eau qui officialisent les partenariats entre de multiples entités fédérales, provinciales, territoriales, locales et universitaires permettent de rassembler les divers champs d'expertise requis pour élaborer des approches collaboratives, comparables et rentables pour le suivi et l'évaluation de la qualité de l'eau. Par exemple, le National Water Quality Monitoring Council (USGS, 2013) des États-Unis offre un forum national pour la coordination de méthodes et de stratégies comparables et scientifiquement défendables pour améliorer le suivi, l'évaluation et la communication en matière de qualité de l'eau, et encourage les partenariats en vue de favoriser la collaboration, le

progrès scientifique et l'amélioration de la gestion dans l'ensemble de la communauté de suivi de la qualité de l'eau. Le forum encourage aussi les transferts technologiques et la formation.

L'équipe SMART (Stream Monitoring and Research Team) de l'Ontario représente un exemple réussi de forum destiné à la mise en commun d'idées, de données et de renseignements scientifiques sur le suivi de la qualité de l'eau (Toronto and Region Conservation, 2013). L'équipe facilite la mise sur pied d'études collaboratives qui permettent de répondre à des questions plus vastes. Ce processus permet d'accroître les capacités décisionnelles de l'ensemble des participants.

Consolidation des réseaux

La consolidation des réseaux en vue d'en accroître l'efficacité représente une nouvelle tendance dans le suivi de la qualité de l'eau. À cet égard, le plus grand défi demeure l'intégration et la compatibilité des données, ce qui comprend la définition des éléments de données communs, la qualité des données, les caractéristiques spatiales et temporelles, les variables de qualité de l'eau et l'incorporation des métadonnées.

Intégration de bénévoles

La participation de bénévoles aux activités de suivi de la qualité de l'eau peut être intégrée à l'étape 3 (collecte de données). Il importe d'offrir des occasions d'éducation et de formation auprès des bénévoles en ce qui concerne les méthodes de laboratoire, de terrain et d'assurance de la qualité pour favoriser l'uniformité des méthodes. Parmi les exemples de programmes de bénévolat réussis au sein des collectivités, on compte le suivi communautaire de la prolifération des algues au Québec (Marty et Waller, 2012) ainsi que le RCBA comme outil d'éducation sur l'écologie en Colombie-Britannique (Duncan et Duncan, 2010).

Environnement Canada, en partenariat avec l'Institut canadien des rivières (ICR) à l'Université du Nouveau-Brunswick (UNB), a élaboré un programme de formation en ligne sur les protocoles nationalement normalisés de biosurveillance aquatique. Le programme complet est constitué de modules d'apprentissage en ligne suivis d'un atelier d'accréditation sur le terrain. Le programme de formation est conçu pour accommoder divers types de participants en fonction du rôle qu'ils joueront dans le RCBA. Les participants qui prélèveront des échantillons ou saisiront des données nécessitent moins de formation que ceux qui concevront les études du RCBA et qui utiliseront la gamme d'outils analytiques disponibles à travers le site Web du RCBA. Une fois accrédités, les partenaires du RCBA ont accès à une gamme d'outils et de ressources accessibles via le Web tels qu'une base nationale de données sur les conditions de référence biologiques, un système de gestion des données, un logiciel analytique et des outils de compte-rendu.

5.0 ÉTABLISSEMENT DES PRIORITÉS DANS LES PROGRAMMES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Comme le mentionnent Lovett *et al.* (2007), on compte de nombreux programmes de suivi à long terme très réussis qui ont contribué au progrès des politiques environnementales et de la

recherche scientifique. L'examen et l'amélioration continus d'un programme permettent de veiller à ce que le suivi de la qualité de l'eau demeure pertinente à l'appui des décisions défendables en matière de gestion des ressources hydriques.

5.1 Analyse coûts-avantages

Les variables de qualité de l'eau à surveiller, la couverture spatiale et la fréquence d'échantillonnage constituent les trois principaux éléments d'un programme de suivi. Ceux-ci dictent les coûts des activités de suivi comme la collecte, l'analyse et la communication des données. Les sections 4.1 à 4.3 portent sur l'élaboration d'un programme rentable et présentent des outils pour inclure les coûts et évaluer les différentes options en matière de configuration de suivi. Ces outils comprennent le classement en ordre de priorité des variables en fonction de leur importance, du coût des analyses et de l'équipement, ainsi que la détermination de la couverture spatiale d'après les considérations logistiques, comme l'accessibilité, et de la fréquence d'échantillonnage par l'évaluation de différentes combinaisons temps/espace. Une analyse coûts-avantages permet de comparer les coûts des différentes options pour le suivi et, donc, de déterminer quel programme est le plus rentable.

Des économies peuvent aussi être réalisées en maximisant l'efficacité de la collecte de données, ce qui comprend les considérations logistiques de la planification des visites sur le terrain (membres du personnel déployés, durée du travail, mode de transport, équipement requis, etc.).

Robarts *et al.* (2008) font remarquer que l'analyse des données représente souvent un élément pour lequel les coûts sont sous-estimés. Comme cette étape est étroitement liée à l'évaluation et à l'optimisation des réseaux, les ressources financières qui y sont allouées doivent être suffisantes.

Parmi les autres pratiques documentées de réduction des coûts, on compte l'amélioration et le renforcement des partenariats avec le public et les organismes qui pourraient prendre part aux activités de suivi, comme la collecte de données. Cet élément peut être particulièrement important dans le cas des régions isolées, où la collecte d'un seul échantillon peut s'avérer très coûteuse en raison des frais de transport. L'établissement de partenariats avec les collectivités locales permet de réaliser d'importantes économies et offre des avantages financiers à leurs membres. De tels programmes nécessitent souvent un volet formation.

L'analyse coûts-avantages des réseaux de suivi permet d'évaluer les avantages d'un réseau en fonction des données recueillies et de leur capacité à satisfaire les objectifs de suivi. Toutefois, une telle analyse pour un réseau de suivi de la qualité de l'eau doit aussi tenir compte des coûts sur le plan de l'environnement (mesures d'assainissement) qui sont associés aux effets négatifs prévus si le suivi devait prendre fin.

Lovett *et al.* (2007) décrivent trois exemples de graves problèmes environnementaux et comparent les coûts de remédier à ces problèmes à ceux des activités de suivi. À cet égard, les solutions à bon nombre de questions environnementales sont coûteuses et difficiles à réaliser sur le plan technique. Les coûts de le suivi, par contre, sont minuscules par rapport à la valeur de la ressource en eau, des avantages économiques associés aux améliorations environnementales et aux coûts de mise en œuvre de politiques.

La quantification des avantages n'est pas simple, car elle exige la prise en compte de valeurs non marchandes (par exemple, les coûts plus élevés du traitement visant à produire de l'eau potable à partir d'eaux souterraines ou de surface polluées, les avantages financiers associés à l'amélioration de la santé des écosystèmes aquatiques, les répercussions bénéfiques telles que la contribution des milieux humides et des berges à la régulation ou au captage des émissions de CO₂ et d'autres polluants atmosphériques).

5.2 Flexibilité des réseaux de suivi face aux nouveaux problèmes environnementaux

Les objectifs de suivi changent souvent au fil du temps, à mesure que de nouveaux problèmes apparaissent (changement climatique, prolifération d'algues nuisibles, produits pharmaceutiques et cosmétiques, salinisation, etc.). Par conséquent, les réseaux de suivi doivent être conçus de manière à être assez flexibles pour s'adapter à de nouveaux objectifs.

Comme le montre la boucle de rétroaction à la figure 4-9, qui met en lien l'analyse des données de l'étape 4 et l'élément conception du programme de l'étape 2, l'élaboration d'un réseau de suivi est un processus itératif qui doit s'adapter au changement des besoins en matière de données. L'évaluation de la conception du réseau et des données de sortie durant l'activité d'interprétation de l'étape 4 constitue une étape importante du suivi, mais souvent négligée. Les nouveaux renseignements obtenus à la suite de la dernière évaluation d'un réseau mènent à des révisions et à des corrections, et la réussite ou l'échec des décisions de gestion antérieures permet d'orienter et de mettre en œuvre les mesures d'adaptation nécessaires. L'examen et l'amélioration continus du programme de suivi font en sorte que celui-ci demeure pertinent à l'appui de décisions défendables quant à la gestion des ressources hydriques.

Les réseaux de suivi doivent être évalués et modifiés périodiquement en raison de l'évolution des questions environnementales et du changement des priorités de gestion. Par exemple, on s'attend à ce que le changement climatique au Canada modifie le niveau d'eau des lacs et les régimes d'écoulement, ce qui risque de nuire aux écosystèmes aquatiques et de se traduire en répercussions financières sur la production hydroélectrique, l'irrigation des cultures, les pêches et d'autres secteurs (Bruce et Tin, 2006). On recommande donc que les conséquences du changement climatique sur la qualité de l'eau soient évaluées dans les programmes de suivi de la qualité de l'eau, et que les réseaux soient adaptés à l'intégration de ce nouvel objectif. Le CCME a récemment produit un document de référence destiné aux gestionnaires des ressources hydriques non spécialistes pour aider les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada à déterminer la capacité de leurs réseaux de suivi à fournir les données requises pour la planification des mesures d'adaptation au changement climatique (CCME, 2011). Le document décrit des méthodes éprouvées et pratiques visant à aider les divers paliers de gouvernement à établir des priorités en matière de suivi de l'eau en vue de s'adapter au changement climatique, ainsi qu'à évaluer la capacité des réseaux à fournir les données requises à cet effet.

6.0 CONCLUSIONS

6.1 Résumé de l'approche proposée aux fins de l'optimisation

L'optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau passe par une combinaison de différents outils, dont chacun est centré sur une activité précise. Comme les objectifs varient entre les réseaux, les approches d'optimisation ne sont pas normatives et diffèrent pour chaque programme. L'établissement d'un réseau de suivi efficace ne résulte pas d'une seule et meilleure approche, et plusieurs méthodes doivent être utilisées pour évaluer l'efficacité des réseaux de suivi de la qualité de l'eau.

La figure 6-1 montre un cadre de travail par étapes pour l'optimisation des réseaux de suivi de la qualité de l'eau au Canada. Un ensemble d'outils basé sur des critères rationnels et systématiques est présenté pour chaque étape. La figure 6-2 montre quant à elle un diagramme décisionnel pour l'optimisation de trois éléments de conception des réseaux de suivi de la qualité de l'eau, soit les variables de qualité de l'eau, la fréquence de l'échantillonnage et la couverture spatiale.

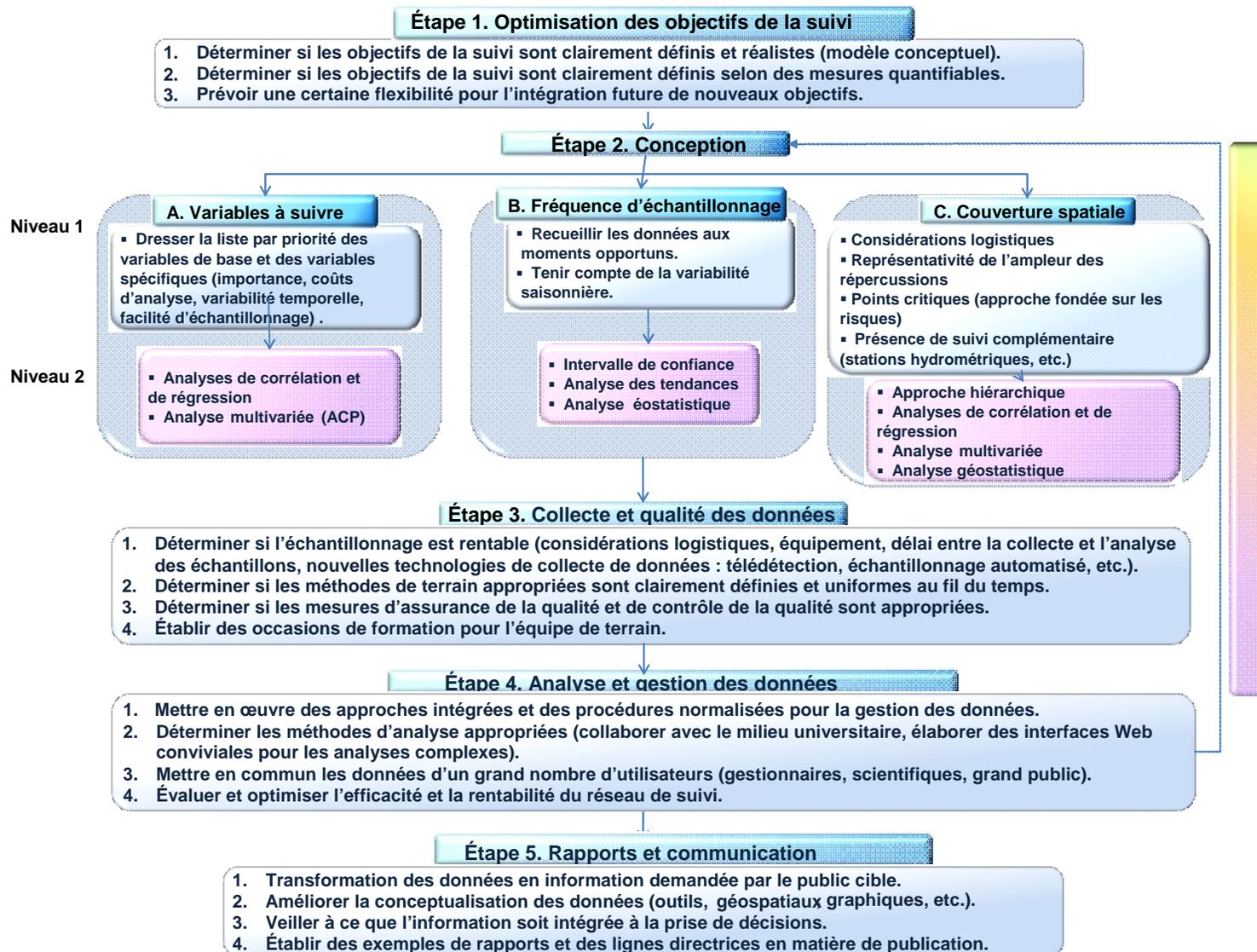


Figure 6-1. Cadre de travail par étapes et outils pour l'optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au Canada

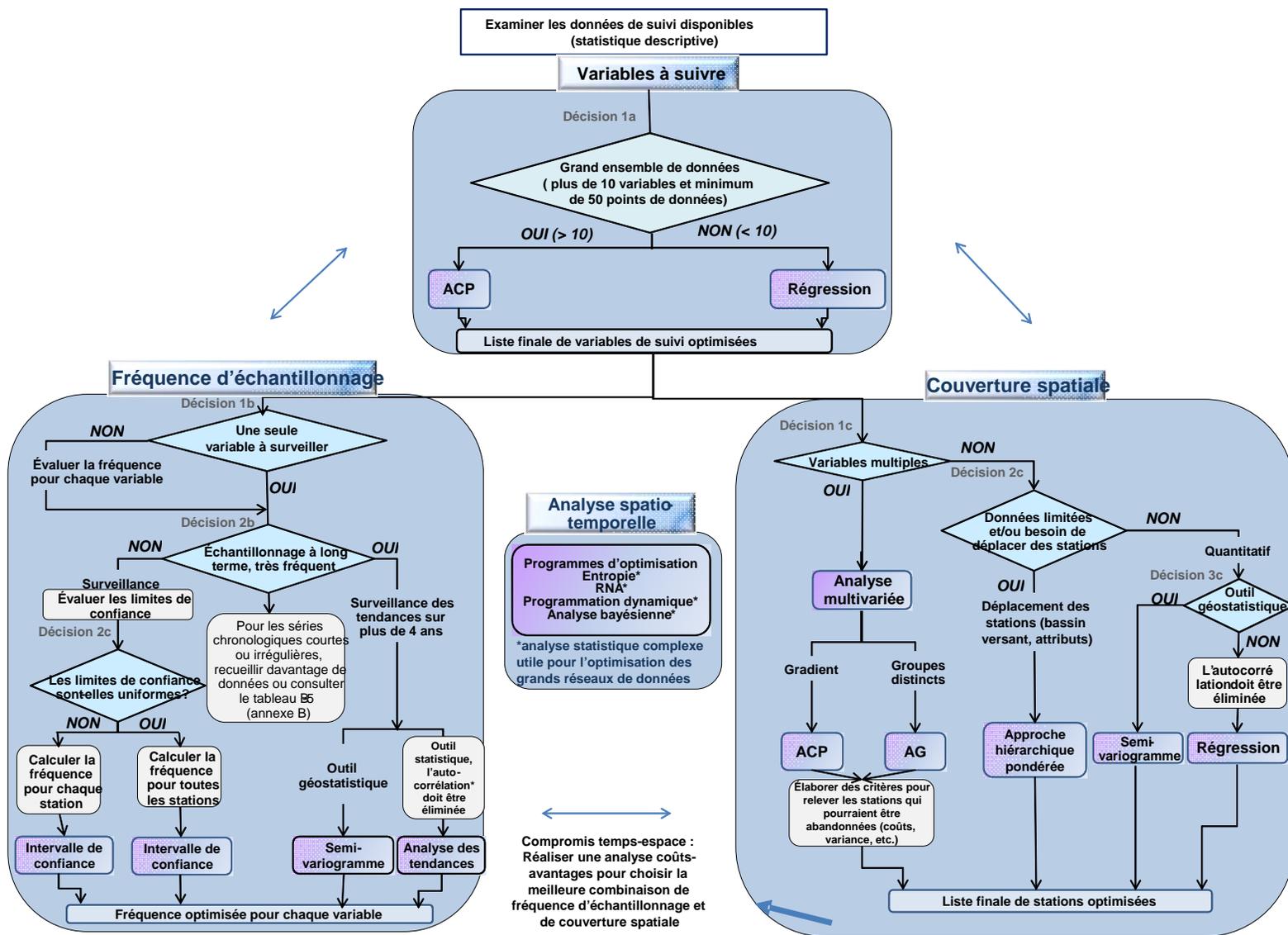


Figure 6-2. Diagramme décisionnel pour l'optimisation des programmes de suivi de la qualité de l'eau au moyen d'outils statistiques quantitatifs (étape 2)

La première étape consiste en l'évaluation de l'efficacité du réseau sur le plan de l'utilité des données à l'aide du processus DQO.

Les outils d'optimisation relatifs aux éléments techniques des programmes de suivi de la qualité de l'eau sont décrits à l'étape 2, et comprennent deux niveaux :

- Niveau 1: outils qualitatifs fondés sur des critères rationnels et systématiques;
- Niveau 2 : outils quantitatifs fondés sur des approches statistiques comme les analyses de corrélation et de régression, les intervalles de confiance, la géostatistique et les analyses multivariées.

La figure 6-2 présente un diagramme décisionnel destiné à choisir le meilleur outil statistique pour l'approche de niveau 2.

Les défis les plus courants dans la conception des réseaux concernent les éléments techniques relatifs à la détermination du nombre approprié de variables de qualité de l'eau, de l'emplacement des stations d'échantillonnage et de la fréquence de l'échantillonnage, car ces trois facteurs sont fortement interdépendants. Les outils qualitatifs de l'étape 2 sont pratiques en ce sens qu'ils peuvent s'appliquer à des réseaux de suivi à court ou à long terme. De plus, une importance particulière doit être accordée à l'évaluation de la fréquence d'échantillonnage, car celle-ci représente souvent l'élément le plus coûteux dans l'exploitation d'un réseau de suivi. La décision d'accroître la couverture spatiale et de réduire la fréquence d'échantillonnage, ou vice versa, dépend des économies qui découlent du compromis entre ces deux facteurs. Le suivi des tendances à long terme exige généralement une plus grande fréquence d'échantillonnage, tandis que les programmes de suivi à court terme pourraient bénéficier davantage de l'optimisation de la couverture spatiale. Pour ce qui est de la couverture temporelle, il importe de tenir compte de certaines caractéristiques saisonnières ainsi que de choisir le meilleur moment pour l'échantillonnage (ruissellement, épandage de pesticides, périodes de faible débit, etc.).

Beaucoup d'outils qualitatifs ne visent qu'une variable de qualité de l'eau à la fois, et servent à l'optimisation d'un seul objectif de suivi. À cet égard, des techniques d'échantillonnage proportionnel peuvent être employées pour répartir un nombre prédéfini d'échantillons entre plusieurs stations de suivi pour cibler des objectifs multiples (Khalil et Quarda, 2009).

Les outils qualitatifs (niveau 2) devraient être utilisés pour optimiser les réseaux coûteux associés à de grands ensembles de données (grand nombre de stations, fréquence d'échantillonnage élevée ou analyses en laboratoire complexes et onéreuses) ou pour relever les redondances dans les variables, la couverture spatiale ou la fréquence durant la consolidation d'un réseau. Les outils quantitatifs (niveau 2) peuvent aussi comprendre des approches statistiques complexes, comme une analyse d'entropie, qui peut servir à combiner les critères spatiaux et temporels pour évaluer les compromis temps-espace; les coûts peuvent être inclus dans l'analyse pour choisir la meilleure option.

Les étapes d'optimisation 3 à 5 fournissent un certain nombre d'outils qualitatifs supplémentaires pour soutenir l'efficacité et la rentabilité des réseaux de suivi de la qualité de l'eau. Les occasions de collaboration et d'intégration des réseaux constituent aussi un élément important à prendre en compte dans le cadre de l'optimisation.

7.0 RÉFÉRENCES

- Allan, I.L., G.A. Mills, B. Vrana, J. Knutsson, A. Holmberg, N. Guigues, S. Laschi, A.M. Fouillac et R. Greenwood. 2006. Strategic monitoring for the European Water Framework Directive, *Trends in Analytical Chemistry*, 25(7):604-715.
- ASTWMO (Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials). 2009. Framework for Long-Term Monitoring of Hazardous Substances at Sediment Sites.
- Beveridge D., A. St-Hilaire, T.B. Ouarda, B. Khalil, F.M. Conly, L.I. Wassenaar et E. Ritson-Bennett. 2012. A geostatistical approach to optimize water quality monitoring networks in large lakes. Application to Lake Winnipeg, *Journal of Great Lakes Research* 38:174-182.
- Bruce, J. et T. Tin. 2006. Implications of a 2°C global temperature rise on Canada's water resources, en ligne : http://tidescanada.org/wp-content/uploads/files/papers/sagereport_nov0106.pdf.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2001a. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 – Rapport technique, 15 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2001b. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 – Manuel de l'utilisateur, 6 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2006. Un cadre pancanadien pour la surveillance de la qualité de l'eau, 31 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2011. Sélection d'outils pour l'évaluation des réseaux de surveillance de l'eau aux fins de l'adaptation aux changements climatiques, 177 p.
- Cetinkaya, C.P. et N.B. Harmancıoğlu. 2012. Assessment of Water Quality Sampling Sites by a Dynamic Programming Approach, *Journal of Hydrologic Engineering*, 17:305-317.
- Chapman, D. 1996. Water Quality Assessments, A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring, 2^e édition, Chapman & Hall, Londres.
- Clark, M.J.R., D.D. MacDonald, P.H. Whitfield et M.P. Wong. 2010. Designing monitoring programs for water quality based on experience in Canada II, Characterization of problems and data-quality objectives, *Trends in Analytical Chemistry*, 29(5):385-398.
- Clarke, K.R. et R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2^e édition, Plymouth Marine Laboratory, Royaume-Uni.
- Conservation Ontario. 2009. Watershed Reporting, en ligne : http://www.conservation-ontario.on.ca/watershed_monitoring.
- Dowdall, M., S. Gerland, M. Karcher, J.P. Gwynn, A.L. Rudjord et A.K. Kolstad. 2005. Optimisation of Sampling for the temporal monitoring of technetium-99 in the Arctic marine environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, 84:111-130 (2005).
- Duncan, J. et L. Duncan. 2010. Science citoyenne et RCBA, Réseau de la qualité de l'eau du bassin du Columbia, Kimberley (C.-B.), Compte rendu du Forum national scientifique du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA), Centre des congrès de Vancouver.
- Environment Canada (EC). 2012a. A Risk-based Approach to Evaluating Surface Water Quality Sites in the Federal Water Quality Monitoring Network.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2006. Water Framework Directive Monitoring Programme, Prepared to meet the requirements of the EU Water Framework Directive (2000/60/EC) and National Regulations implementing the Water Framework Directive, Environmental Protection Agency, Irlande, version 1.0.
- Environnement Canada (EC). 2012b. Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques.
- European Communities. 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No 7, Monitoring under the Water Framework Directive, Policy Summary to Guidance No. 7, Produced by Working Group 2.7 – Monitoring, 160 p.
- Ferreira J.G., C. Vale, C.V. Soares, F. Salas, P.E. Stacey et S.B. Bricker. 2007. Monitoring of coastal and transitional waters under the E.U. Water Framework Directive, *Environ Monit Assess*, 135(1-3):195-216.
- GEMS (Système mondial de continue de l'environnement). 2005. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Operational Guide for Data Submission.
- Gouvernement du Canada. 2012. Environnement Canada – Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA), en ligne : <http://www.ec.gc.ca/rcba-cabin/default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>
- Government of Newfoundland. 2012. Real time Water Quality Monitoring Program, en ligne : <http://www.env.gov.nl.ca/env/waterres/rti/rtwq/index.html>

- Harmancıoğlu, N., O. Fistikoglu, S.D. Ozkul, V.P. Singh et M.N. Alpaslan. 1999. Water Quality Monitoring Network Design, Water Science and Technology Library, vol. 33, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/Londres.
- Horton, R.E. 1945. Erosional Development of Streams, *Geological Society Am. Bull.*, 56:281-283.
- Hunt, C.D., J. Field, S. Rust et P. Burke. 2006. Surface Water Quality Monitoring Network Optimization, Comprehensive Report to the South Florida Water Management District, 87 p.
- Hunt, C.D., S.W. Rust et L. Sinnott. 2008. Application of statistical modeling to optimize a coastal water quality monitoring program, *Environmental Monitoring and Assessment*, 137:505-522.
- Khalil, B. et T.B. Ouarda. 2009. Statistical approaches used to assess and redesign surface water-quality monitoring networks, *Journal of Environmental Monitoring*, 11:1915-1929.
- Khalil, B., T.B.M.J. Ouarda et A. St-Hilaire. 2011. A statistical approach for the assessment and redesign of the Nile Delta drainage system water-quality-monitoring locations, *Journal of Environmental Monitoring*, 13(8):2910.
- Khalil, B., T.B.M.J. Ouarda, A. St-Hilaire et F. Chebana. 2010. A statistical approach for the rationalization of water quality indicators in surface water quality monitoring networks, *Journal of Hydrology*, 386(1-4):173-185.
- Krige, D.G. 1951. A statistical approach to some basic mine valuation problems in the Witwatersrand, *Journal of Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa*, 52:119.
- Laing, T. 2001. Developing Long-term Monitoring Programs that Lead to Site Closure for FCSAP Aquatic Contaminated Sites: State of Science Review and Technical Guide.
- Lettenmaier, D.P. 1976. Detection of trends in water quality data from records with dependent observations, *Water Resource Research*, 12:1037-1046.
- Loftis, J.C. et R. C. Ward. 1980. Water Quality Monitoring – Some Practical Sampling Frequency Considerations, *Environmental Management*, 4(6):521-526.
- Lovett, G.M., D.A. Burns et C.T. Driscoll. 2007. Who needs environmental monitoring?, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5:253-260.
- MacDonald, D.D., J.R. Malcolm, P.H. Whitfield et M.P. Wong. 2009. Designing monitoring programs for water quality based on experience in Canada I. Theory and framework, *Trends in Analytical Chemistry*, 28(2):204-213.
- Marty, J. et M. Waller. 2012. Algae and Algae Monitoring, présentation à la réunion d'automne 2012 de l'équipe SMARTER (Stream Monitoring, Assessment & Research Team Eastern Region), le 1^{er} novembre 2012, au Rideau Valley Conservation Authority Office.
- Matheron, G. 1963. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, 58:1246-1266
- Mayes, E. et Codling (2009). Water Framework Directive and Related Monitoring Programmes, *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 109B:321-344.
- Mishra, A.K. et P. Coulibaly. 2010. Hydrometric network evaluation for Canadian watersheds, *Journal of Hydrology*, 380(3-4):420-437.
- OMM (Organisation météorologique mondiale). 1994. Guide des pratiques hydrologiques, OMM n° 168, OMM, Genève, 796 p.
- Ozkul S., N.B. Harmancıoğlu et V.P. Singh. 2000. Entropy-Based Assessment of Water Quality Monitoring Networks. In *Journal of Hydrologic Engineering*, 5(1):90-100.
- Plan d'action Saint-Laurent. 2013. La gestion intégrée du Saint-Laurent, en ligne : http://planstlaurent.qc.ca/fr/suivi_de_letat.html.
- Robarts, R., S.J. Barker et S. Evans. 2008. Water Quality Monitoring Assessment: Current Status and Future Needs, compte rendu de Taal 2007: The 12th World Lake Conference.
- Sanders, T.G., R.C. Ward, J.C. Loftis, T.D. Steele, D.D. Adrian et V. Yevjevich. 1983. Design of Networks for Monitoring Water Quality, Water Resources Publications, Littleton (Colorado), p. 328.
- Schindler, D. W. 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes, *Limnology and Oceanography*, 54:2349-2358.
- Schulze, F.H. et F.H. Bouma. 2001. Use of artificial neural networks in integrated water management, Proceedings Monitoring Tailor-made III, p. 333-342.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication, *Bell System Technical Journal*, 27:397-423.
- Sharp, W.E. 1971. A topologically optimum water – sampling plan for river and streams, *Water Resources Research*, 6(3):1641-1646.
- Strobl, R.O. et P.D. Robillard. 2008. Network Design for Water Quality Monitoring of Surface Freshwaters: A Review, *Journal of Environmental Management*, 87(1-3):639-648.
- Strobl, R.O., P.D. Robillard, R.D. Shannon, R.L. Day et A.J. McDonnell. 2006. A Water Quality Monitoring Network Design Methodology for the Selection of Critical Sampling Points: Part I, *Environmental Monitoring and Assessment*, 112(1-3):137-158.

- Swertz, O.C, R.W.P. Laane et K.J.M. Kramer. 1997. An assessment of water quality monitoring in the Dutch coastal zone: Needs, Aims and Optimization, Monitoring Tailor-made I.
- Tabachnick, B.G. et L.S. Fidell. 1996. Using Multivariate Statistics, Allyn and Bacon, Boston, Londres, p. 879.
- Toronto and Region Conservation (2013). Southern Ontario Stream Monitoring and Research Team (SOSMART), en ligne : <http://www.trca.on.ca/the-living-city/monitoring/southern-ontario-stream-monitoring-research-team.dot>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2006a. Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process, EPA QA/G-4, 121 p.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2006b. Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners, EPA QA/G-9S, 190 p.
- USGS (US Geological Survey) (éd.). 1995. The Strategy for Improving Water-Quality Monitoring in the United States. Book Final Report of the Intergovernmental Task Force on Monitoring Water Quality, Open File Report 95-742, 161 pp.
- USGS (US Geological Survey). 2011. USGS Sparrow Surface Water Quality Modeling, en ligne : <http://water.usgs.gov/nawqa/sparrow/>.
- USGS (US Geological Survey). 2013. About the National Water Quality Monitoring Council, en ligne : http://acwi.gov/monitoring/about_the_council.html.

ANNEXE A - ÉTUDES DE CAS

Étude de cas n° 1. District de gestion de l'eau du sud de la Floride (Hunt *et al.*, 2006), objectifs de qualité des données

Objectifs de qualité des données : couverture spatiale, fréquence d'échantillonnage et redondance des indicateurs	
Approche d'optimisation	<p>Le district de gestion de l'eau du sud de la Floride (South Florida Water Management District; SFWMD) dispose d'un grand réseau de suivi du niveau des eaux de surface (environ 2 000 stations) constamment en expansion. L'échantillonnage a lieu 35 000 fois chaque année dans divers milieux aquatiques. L'optimisation est centrée sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> • les objectifs de suivi; • la redondance des stations – corrélation de rang de Spearman; • les indicateurs de qualité de l'eau par station : ACP; • la fréquence : analyse de puissance de détection des tendances (test tau saisonnier de Kendall); • les procédures, les intervalles de confiance. <p>Analyse coûts-avantages (fréquence d'échantillonnage et logistique).</p>
Lieu	Sud de la Floride (É.-U.).
Objectif de l'étude	Utiliser des méthodes scientifiquement défendables et des analyses statistiques robustes pour évaluer et optimiser les programmes de suivi de la qualité de l'eau afin d'assurer la rentabilité du suivi. Déterminer si les données sont suffisantes pour appuyer l'évaluation des tendances et la détection des changements dans celles-ci.
Objectif du suivi	Déterminer la qualité générale de l'eau. Le suivi est requis par un ensemble diversifié de mandats (lois, permis, ententes, etc.) et d'objectifs.
Données utilisées dans l'étude	Grand ensemble de données; plus de 1 500 stations d'échantillonnage actives; réseau composé de plusieurs projets de suivi individuels. Données recueillies de 1992 à 2003. Jusqu'à cinq principaux paramètres de qualité de l'eau utilisés pour optimiser les projets.
Logiciel utilisé	<ul style="list-style-type: none"> • SAS (http://www.sas.com/). • (Code SAS et instructions par étapes fournis dans Rust (2005; voir Hunt <i>et al.</i>, 2006; pièce jointe n° 1).
Expertise	Connaissances en statistiques pour effectuer l'analyse de puissance de détection des tendances (basée sur la méthode de Monte Carlo) et le test tau saisonnier de Kendall.
Applicabilité du scénario	Grande échelle; les résultats statistiques à long terme indiquent qu'au moins 10 années de données sont nécessaires pour déceler les tendances.
Constatations/recommandations	<ul style="list-style-type: none"> • Intégration des données de débit aux données de concentrations de contaminants pour obtenir des données de charges de contaminants. • Maximisation de l'utilisation d'échantillonneurs automatisés aux endroits où la collecte de données sur les charges est essentielle (réduction de l'échantillonnage manuel). • Précision accrue quant à la définition du degré de changement et de la période au cours de laquelle les changements devraient être décelés, en vue d'optimiser la fréquence d'échantillonnage. • Forte variabilité saisonnière, effets saisonniers fixes et degré élevé d'autocorrélation limitant la capacité d'obtenir des échantillons réellement indépendants.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • Modification de la fréquence d'échantillonnage; abandon, déplacement ou ajout de stations; changements des paramètres mesurés. • Forte autocorrélation. • Définition claire des utilisations des données du programme afin de recueillir les données appropriées. • Utilisation de données de charges de contaminants plutôt que de concentrations de contaminants. • Coûts relatifs au travail sur le terrain (personnel et transport; plus de 75 %) à prendre en compte dans l'optimisation (Redfield <i>et al.</i>, 2008).

Étude de cas n° 2. Baie de Massachusetts (Hunt *et al.*, 2008), objectifs de qualité des données

Objectifs de qualité des données : redondance des stations, couverture spatiale et fréquence d'échantillonnage	
<ul style="list-style-type: none"> • Approche d'optimisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Divers outils statistiques ont été utilisés (analyse de corrélation, analyse des tendances saisonnières, outils de modélisation). • Le plan de suivi à long terme mis en œuvre par la Massachusetts Water Resource Authority consiste en un vaste programme de mesure de la qualité de l'eau dans l'espace et le temps. • Différents modèles statistiques ont été utilisés pour dégager les moyennes des relevés, selon la présence ou non d'une tendance saisonnière dans les données. • La modélisation des valeurs moyennes issues des relevés a été employée pour définir les effets fixes dans le temps, tandis que les lectures individuelles des stations – corrigées en fonction des moyennes modélisées – ont servi à définir les effets fixes dans l'espace. En outre, les lectures individuelles des stations ont été corrigées de manière à tenir compte des effets fixes dans le temps et l'espace, et un modèle de corrélation a été élaboré pour les données corrigées. Le modèle de corrélation a ensuite été utilisé pour caractériser la corrélation des valeurs annuelles moyennes issues de programmes de suivi réduits utilisant des valeurs de paramètres réelles.
Lieu	Port de Boston et baie de Massachusetts.
Objectif de l'étude	Corriger les redondances possibles de l'échantillonnage dans le programme de mesure et évaluer les conséquences de la réduction du degré de suivi sur les capacités décisionnelles en matière de qualité de l'eau.
Objectif du suivi	Évaluer la qualité de l'eau au moyen de variables physicochimiques et d'échantillons biologiques.
Données utilisées dans l'étude de cas	<ul style="list-style-type: none"> • Données de 1992 à 2003. • Deux paramètres : oxygène dissous et chlorophylle.
Logiciel	SAS – Procédure PROC MIXED.
Expertise	Connaissances de base en statistique.
Applicabilité du scénario	<ul style="list-style-type: none"> • Eaux côtières marines; grande échelle; longues séries chronologiques.
Constatations/recommandations	Les résultats de l'analyse ont permis de recommander la réduction considérable des activités de suivi, pratiquement sans perte d'information. Les économies réalisées s'élèvent à environ 183 000 \$ par année. Celles-ci découlent principalement de la réduction de la fréquence d'échantillonnage.
Leçons retenues	<p>Sur le plan de la prise de décisions annuelles, l'analyse a révélé que la réduction du nombre de stations d'échantillonnage avait moins de répercussions négatives sur la qualité des données que la réduction du nombre de relevés par année.</p> <p>Le modèle n'a pas été en mesure de simuler les augmentations de la chlorophylle <i>a</i> au printemps et à l'automne.</p>

Étude de cas n° 3. Zones côtières des Pays-Bas (Swertz *et al.*, 1997), intervalles de confiance, analyse des tendances

Intervalles de confiance, analyse des tendances : fréquence d'échantillonnage	
Approche d'optimisation	Analyse statistique au moyen d'intervalles de confiance, analyse des tendances, analyse de corrélation et analyse de la variance. Critères utilisés : Tendances de 50 % détectables sur dix ans.
Lieu	Eaux côtières des Pays-Bas.
Objectif de l'étude	Fournir des recommandations visant à accroître l'efficacité du suivi. Le caractère superflu des stations de suivi a été évalué dans le cadre d'une étude de corrélation : <ul style="list-style-type: none"> • comparaison de différents milieux d'échantillonnage (eau, sédiments, biote); • optimisation du nombre d'observations; • estimation des composantes de la variation au moyen d'une analyse de la variance; • examen de la corrélation des variables mesurées.
Objectif du suivi	<ul style="list-style-type: none"> • Déterminer la qualité générale de l'eau.
Données utilisées dans l'étude de cas	<ul style="list-style-type: none"> • Données de 1988 à 1994. • Zone marine divisée en 11 systèmes en fonction de leurs caractéristiques hydrologiques et chimiques.
Logiciel	Logiciel de statistique.
Expertise	Connaissances de base en gestion des données et en statistique.
Applicabilité du scénario	Eaux côtières et marines; grande échelle; longues séries chronologiques; différentes matrices (eau, sédiments, organismes).
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • Le nombre de stations a été réduit (de 75 à 32). • On a recommandé l'augmentation des analyses des pesticides. • On a recommandé de prélever moins d'échantillons d'eau et plus d'échantillons de sédiments. • L'observation des substances dissoutes à deux sites voisins (séparés par plusieurs kilomètres) pourrait servir à établir des prévisions pour l'un ou l'autre des sites avec une précision supérieure à 90 %. • Le suivi à des intervalles inférieurs à un mois a produit des données redondantes pour les zones marines. • Des critères clairs concernant le début et la fin des activités d'échantillonnage ont été établis.
Leçons retenues	<p>Le nombre de stations d'échantillonnage est passé de 75 à 32.</p> <p>Moins d'analyses des métaux lourds étaient nécessaires, puisque leurs concentrations satisfaisaient fréquemment aux normes.</p> <p>L'efficacité du programme a été accrue, mais les coûts relatifs aux analyses n'ont pas changé.</p>

Étude de cas n° 4. Fleuve Gediz, Turquie (Harmancioğlu *et al.*, 1999), structure hiérarchique

Structure hiérarchique (approche par ordre des cours d'eau) : déplacement des stations et couverture spatiale	
Approche d'optimisation	<p>Deux approches pour déterminer les macro-emplacements:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) selon le nombre d'affluents; 2) selon le nombre de points de rejet de polluants. <p>La première approche consiste à situer systématiquement les stations d'échantillonnage de manière à diviser le réseau fluvial en parties égales d'après le nombre d'affluents. On attribue d'abord à chaque affluent extérieur (c.-à-d. qui n'a pas lui-même d'affluent) l'ordre un, puis on attribue ensuite un ordre à chaque tronçon du réseau d'une rivière ou d'un fleuve de telle façon qu'un tronçon formé par la confluence de deux affluents a un ordre égal à la somme des ordres des deux affluents. Ensuite, le cours d'eau est divisé en tronçons d'échantillonnage hiérarchisés.</p> <p>La même procédure est utilisée dans la deuxième approche, mais on cumule les rejets de polluants comme s'il s'agissait d'affluents extérieurs. Ainsi, l'emplacement des stations d'échantillonnage dépend des populations et des activités industrielles.</p>
Lieu	Fleuve Gediz (Turquie).
Objectif de l'étude	Évaluer les stations de suivi dans un bassin versant en fonction des caractéristiques de celui-ci et des rejets d'effluents.
Objectif du suivi	Détecter, isoler et définir une source de pollution. Évaluer les changements de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin.
Données utilisées dans l'étude de cas	Données sur le débit provenant de 24 stations; paramètres de qualité de l'eau provenant de 14 stations d'échantillonnage.
Logiciel	Logiciel de compilation et de statistique de base.
Expertise	Connaissances de base en gestion des données et en statistique.
Applicabilité du scénario	Études de grande ou de petite échelle.
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • L'attribution des stations d'échantillonnage d'après le nombre d'affluents ou d'émissaires permet de diviser le bassin de manière logique, en parts égales. • Les lieux des stations existantes ne correspondent pas aux nouveaux lieux choisis, principalement parce que les premiers ont été établis comme sites d'observation axés sur des projets particuliers. • Le facteur le plus important dans l'approche de hiérarchisation des affluents est le choix des cours d'eau à prendre en compte. Ce choix repose sur des critères subjectifs qui, néanmoins, peuvent être réduits au minimum en évaluant le débit minimal moyen, la superficie minimale de l'aire de drainage et d'autres critères quantitatifs semblables.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • La méthode utilisée n'est pas entièrement objective, mais elle permet de choisir logiquement et systématiquement des lieux représentatifs. Elle est aussi assez flexible, ce qui permet de tenir compte de facteurs locaux pour changer l'emplacement des stations un peu en aval ou en amont sans nécessairement modifier la macrolocalisation. • La procédure doit être justifiée par l'évaluation des compromis entre la couverture spatiale et la fréquence d'échantillonnage ainsi que des variables à observer.

Étude de cas n° 5. Bassin versant en Pennsylvanie (Strobl et al., 2006a, b), analyse géospatiale

Outils géospatiaux : couverture spatiale	
Approche d'optimisation	<ul style="list-style-type: none"> • Décrit la méthode des points de prélèvement critiques (CSP) visant à définir la composante spatiale dans la conception d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau. • Il s'agit de la transposition de la méthode CSP dans un modèle d'analyse des stations de suivi de la qualité de l'eau (<i>Water Quality Monitoring Station Analysis</i>) qui intègre les données SIG à des fins d'analyses spatiales et de traitement des données, un modèle de simulation de l'hydrologie/de la qualité de l'eau visant à estimer les charges de phosphore total et un système d'intelligence artificielle pour obtenir une représentation améliorée des données d'entrée. • Un indice de pollution potentielle globale des cours d'eau (<i>potential stream pollution index</i>) est utilisé pour classer chaque tronçon de cours d'eau par rapport aux autres tronçons dans le bassin versant, d'après la charge potentielle de phosphore total. • L'approche comprend des composantes économique et logistique, afin d'établir une approximation du nombre de points d'échantillonnage requis pour un budget donné et d'inclure dans l'analyse uniquement les tronçons accessibles sur le plan logistique, respectivement.
Lieu	<ul style="list-style-type: none"> • Petit bassin versant de la Pennsylvanie.
Objectif de l'étude	<ul style="list-style-type: none"> • Élaborer, à l'aide d'une quantité minimale de données, une méthode pratique et scientifique pour la désignation des points de prélèvement critiques dans un réseau de suivi de la qualité de l'eau, à l'intérieur de petits bassins versants en milieu agroforestier, aux fins de l'analyse du phosphore total.
Objectif du suivi	<ul style="list-style-type: none"> • Mesurer les charges de phosphore total.
Données utilisées dans l'étude de cas	<ul style="list-style-type: none"> • La validité de la méthode CSP a été vérifiée dans un petit bassin versant pour lequel les données sur le phosphore total, associées à un certain nombre d'épisodes de pluies violentes, étaient disponibles à divers points d'échantillonnage. • La méthode CSP exige que le bassin versant soit discrétisé en cellules carrées. La taille des cellules dépend de la précision des données ainsi que des ressources informatiques disponibles. • Les données d'entrée du modèle portent sur un certain nombre de facteurs relatifs à l'hydrologie, à la topographie, aux sols, à la végétation et à l'utilisation des terres. • L'utilisateur du modèle doit évaluer l'importance de chaque variable d'entrée par rapport aux autres à l'aide d'un menu interactif à barre coulissante.
Logiciel	SIG, modèle de simulation GWLF 2.0.
Expertise	Connaissance des SIG et de la gestion des données.
Applicabilité du scénario	<ul style="list-style-type: none"> • La méthode CSP est centrée sur le phosphore total, et s'applique à des petits bassins versants à prédominance agroforestière. • Le phosphore total a été choisi pour cette étude de cas, car il peut être substitué à d'autres mesures de concentration de substances conservatives.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • La méthode employée pour la conception d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau doit nécessairement comprendre la composante spatiale des paramètres d'entrée.

Étude de cas n° 6. Lac Winnipeg (Beveridge *et al.*, 2012), analyse géostatistique et techniques multivariées

Analyse géostatistique (krigeage, semivariogramme) et analyse multivariée (ACP, PMNM, AG) : couverture spatiale	
Approche d'optimisation	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche visait à évaluer et à optimiser la couverture spatiale d'un dense réseau de stations de suivi sur le lac Winnipeg. • Les techniques d'ACP, de PMNM et d'AG ont été appliquées à un ensemble de données renfermant les coordonnées géographiques et l'altitude des stations, ainsi que leur distance par rapport à l'embouchure des affluents. • La redondance au sein des groupes a été évaluée au moyen de deux techniques : i) la variance de krigeage; ii) les valeurs de l'indice de Moran local. • La dépendance spatiale entre les points d'échantillonnage a été exprimée au moyen de semivariogrammes. Le krigeage a ensuite été effectué, et la variance de krigeage a permis de déterminer quelles étaient les stations du réseau dont l'apport d'information était le plus ou le moins élevé. • Les valeurs de l'indice de Moran local représentent une extension du coefficient de corrélation de Pearson aux séries de données univariées, utilisée pour évaluer l'effet de chaque lieu sur la statistique globale calculée. Cet indice permet de définir des groupes de points dont les valeurs sont semblables ou différentes.
Lieu	Lac Winnipeg (Manitoba).
Objectif du suivi	Surveiller la qualité de l'eau (éléments nutritifs) et déterminer les tendances de l'eutrophisation.
Objectifs de l'étude	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre en œuvre une approche géostatistique pour le choix de l'emplacement d'un réseau intentionnellement dense de stations de suivi dans le lac Winnipeg. • Comparer différentes approches statistiques : 1) l'évaluation de la perte d'information (quantifiée par l'augmentation de l'erreur d'estimation [variance de krigeage]); 2) l'importance relative de chaque station dans sa relation avec ses voisines.
Données utilisées dans l'étude de cas	<ul style="list-style-type: none"> • Coordonnées géographiques des stations de suivi dans le lac; bathymétrie (profondeur du lac); distance des stations à l'embouchure d'un affluent; régimes connus ou présumés de circulation de l'eau. • Données sur les isotopes de l'eau pour les 3 principaux affluents du lac (rivières Red, Winnipeg et Saskatchewan) et 240 stations lacustres. Les données provenant des rivières ciblées présentent des compositions isotopiques caractéristiques, qui pourraient être utilisées comme traceurs pour la modélisation de la circulation lacustre et la comparaison de scénarios d'échantillonnage pour le dosage des éléments nutritifs.
Logiciel	Analyse multivariée combinée à des outils géospatiaux.
Expertise	Connaissances approfondies des SIG; expertise en analyses multivariées; connaissances sur les bases de données.
Applicabilité du scénario	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche géostatistique s'applique à l'évaluation et à la validation objectives de la redondance spatiale dans les réseaux de suivi de la qualité de l'eau. • Elle s'applique aux réseaux de grande échelle, aux lacs.
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • Le krigeage a révélé que jusqu'à quatre stations par groupe pouvaient être éliminées (sept groupes au total). • L'approche a permis de relever les stations importantes pour le réseau et les stations redondantes.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche a permis de relever des stations d'échantillonnage qui fournissent de l'information importante que ne donnent pas ses voisines. • Le PMNM a été plus efficace que l'ACP, car cette méthode est adaptée aux données non normales. • L'approche convient surtout aux réseaux dont le nombre de stations est faible et dont la puissance de calcul est élevée.

Étude de cas n° 7. Eaux côtières de l'Arctique norvégien (Dowdall *et al.*, 2005), analyse géostatistique

Analyse géostatistique : fréquence d'échantillonnage	
Approche d'optimisation	<ul style="list-style-type: none"> • Dans le cadre des activités de suivi dans la mer norvégienne, de grands échantillons d'eau (de 50 à 100 L) ont été prélevés aux fins d'analyses radiochimiques du ⁹⁹Tc. Les problèmes logistiques associés à la collecte d'échantillons et à l'analyse radiochimique exigent l'optimisation de la fréquence d'échantillonnage. • L'optimisation a été réalisée en deux étapes, soit : 1) le traçage d'un semivariogramme expérimental au moyen des données disponibles et l'ajustement d'un semivariogramme théorique (modèle gaussien, linéaire ou exponentiel); 2) le recours au krigeage pour estimer les valeurs des variables non échantillonnées à certains endroits ou moments (incertitude des estimations produites). • Une technique de réduction de l'erreur d'estimation (validation croisée) a été appliquée à l'ensemble de données : l'élimination d'un point de l'ensemble de données, suivie de l'estimation de la valeur de ce point à partir des données restantes d'après la structure temporelle déterminée dans l'analyse semivariographique et la procédure d'estimation, puis la réinsertion du point et l'élimination du suivant. La comparaison des valeurs estimées avec les valeurs réelles correspondantes ainsi que les statistiques relatives aux erreurs des estimations ont permis l'optimisation du processus d'estimation.
Lieu	Eaux côtières de l'Arctique norvégien.
Objectif de l'étude	Utiliser des techniques géostatistiques pour optimiser la fréquence d'échantillonnage dans la suivi des fluctuations des concentrations de technétium (⁹⁹ Tc), dans les eaux marines de l'Arctique norvégien.
Objectif du suivi	<ul style="list-style-type: none"> • Surveiller les concentrations et déterminer les tendances des contaminants radionucléides dans l'eau de mer et les algues marines. • Déterminer les tendances de la radioactivité (isotopes) dans l'eau de mer et les macroalgues marines.
Données utilisées dans l'étude de cas	Deux séries chronologiques des concentrations de ⁹⁹ Tc dans les échantillons d'eau de mer et de macroalgues marines. L'échantillonnage a été effectué une fois par mois pendant huit ans.
Logiciel	<ul style="list-style-type: none"> • Variowin 2.2 : semivariogramme. • GEO-EAS : validation croisée.
Expertise	Connaissances spécialisées en analyse géostatistique.
Applicabilité du scénario	Grande échelle; longues séries chronologiques.
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • Les concentrations de ⁹⁹Tc sont relativement homogènes d'un mois à l'autre. Le signal analytique pour les algues marines est relativement élevé, ce qui réduit l'incertitude qui y est associée. • Le traçage d'une courbe associant la fréquence d'échantillonnage à l'écart-type du krigeage a permis d'explorer les incertitudes relatives à la réduction de la fréquence d'échantillonnage. • Un intervalle d'échantillonnage étendu de 50 jours (auparavant 30 jours) a été jugé optimal pour relever les fluctuations des concentrations de cet isotope. • L'augmentation de la fréquence d'échantillonnage n'a donné lieu qu'à de très faibles améliorations de la qualité des estimations.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • Les auteurs ont été en mesure de produire une série de points de données mensuels (avec l'incertitude connexe) au moyen d'échantillons recueillis à plus d'un mois d'intervalle. • Les procédures géostatistiques pourraient offrir des avantages dans la planification des systèmes de suivi de la radioactivité en milieu marin.

Étude de cas n° 8. Nil, Égypte (Khalil *et al.*, 2010), techniques multivariées

Techniques multivariées : redondance des indicateurs de qualité de l'eau	
Approche d'optimisation	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse multivariée : des critères élaborés d'après les procédures d'augmentation des données sont intégrés à une analyse de corrélation et à une analyse de groupement pour relever les variables de qualité de l'eau qui sont étroitement liées. • Des techniques d'extension des données par régression linéaire et conservation de la variance (MOVE) sont employées afin de reconstituer les données pour les variables abandonnées.
Lieu	Réseau de suivi de la qualité des eaux de surface dans le delta du Nil (Égypte).
Objectif de l'étude	Évaluer et choisir la combinaison optimale de variables de qualité de l'eau; combler les lacunes de l'approche classique corrélation-régression utilisée pour évaluer et réduire le nombre de variables de qualité de l'eau dans les réseaux de suivi.
Objectif du suivi	Déterminer les tendances de la qualité de l'eau dans le bassin du delta du Nil.
Données utilisées dans l'étude de cas	Des données mensuelles d'août 1997 à juillet 2007 provenant de 94 stations surveillant 33 variables de qualité de l'eau ont été utilisées dans l'étude.
Logiciel	Logiciel de statistique multivariée.
Expertise	Connaissances spécialisées en analyse multivariée.
Applicabilité du scénario	À l'échelle d'un bassin versant; grande échelle; longue série chronologique; nombreux indicateurs de qualité de l'eau.
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • Divers critères qualitatifs pourraient être intégrés au moment de décider de l'abandon ou du suivi continu des variables. • Certaines variables pourraient être surveillées moins fréquemment plutôt que complètement abandonnées. • Une analyse des coûts pourrait aussi être intégrée. • L'approche pourrait être modifiée par l'utilisation des techniques de régression multiple ou de régression séquentielle, qui permettraient d'utiliser plus d'une variable auxiliaire pour reconstituer les données pour les variables abandonnées.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche permet de relever, de manière systématique et objective, la combinaison optimale de variables à mesurer continuellement et de variables à abandonner. • La technique d'extension des données MOVE est plus efficace que l'analyse de régression pour l'estimation des variables abandonnées. • Il pourrait s'agir d'un outil pratique d'aide à la décision pour le choix optimisé des variables de qualité de l'eau, particulièrement en combinaison avec une analyse des coûts. • L'approche fournit un ensemble optimal de variables d'un point de vue statistique, mais pourrait être combinée à des critères qualitatifs. De plus, une fréquence d'échantillonnage variable pourrait être choisie pour les variables abandonnées.

Étude de cas n° 9. Fleuve Mississippi, Louisiane (Ozkul *et al.*, 2000), analyse de l'entropie

Analyse de l'entropie : couverture spatiale et fréquence d'échantillonnage	
Approche d'optimisation	Analyse de l'entropie : L'approche permet de choisir une caractéristique de conception temps/espace de recharge, de manière à permettre à une quantité spécifique d'information redondante de demeurer dans le réseau. La méthode vise à évaluer la redondance de l'information entre des observations successives.
Lieu	Fleuve Mississippi (Louisiane), bassin 07.
Objectif de l'étude	Optimiser le réseau.
Objectif du suivi	Dégager les tendances à long terme de la qualité de l'eau au moyen de variables physicochimiques (OD, CE, Cl ⁻ , TSS, P, DCO, NO ₃ ⁻ , N).
Données utilisées dans l'étude de cas	<ul style="list-style-type: none"> • 12 stations d'échantillonnage (Department of Environmental Quality de la Louisiane, Office of Water Resources); 27 ans de données (entre 1966 et 1992); mesures mensuelles de 26 variables de qualité de l'eau. • Plus de 3 ans de données de suivi.
Logiciel	Logiciel de statistique et d'analyse (y compris d'analyse multivariée) relativement avancé; logiciel de gestion des données et des bases de données.
Expertise	Élevée : connaissances en statistique et en analyse, connaissance des équations et des analyses relatives à l'entropie.
Applicabilité du scénario	Grande échelle; bassin fluvial; longues séries chronologiques.
Constatations	L'échantillonnage est passé de mensuel à bimensuel pour certaines variables; pour d'autres, des réductions ont été recommandées. L'intervalle d'échantillonnage mensuel déjà en place peut être accru pour obtenir des intervalles bimensuels. Pour certaines variables, une augmentation de la fréquence d'échantillonnage est recommandée.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche fournit une mesure quantitative du contenu en information d'un lieu d'échantillonnage et d'une série chronologique observée. • Elle donne une indication de l'utilité des données. • Elle peut être utilisée pour évaluer conjointement plusieurs caractéristiques d'un réseau (lieux d'échantillonnage, fréquence d'échantillonnage, variables à échantillonner, durée de l'échantillonnage). • Elle offre des solutions de recharge quant aux lieux d'échantillonnage et à leurs intervalles d'échantillonnage respectifs, lesquelles peuvent être comparées en fonction des coûts. • Elle est sensible au choix de la fonction de densité de probabilité multivariée pour représenter la nature multivariée d'un réseau. Les auteurs recommandent d'utiliser différentes techniques combinées, et d'examiner les caractéristiques d'un réseau de différents points de vue.

Étude de cas n° 10. Fleuve Gediz, Turquie (Cetinkaya et al., 2012), programmation dynamique

Programmation dynamique : consolidation du réseau, identification des sous-bassins	
Approche d'optimisation	Approche de programmation dynamique (APD)
Lieu	Fleuve Gediz, Turquie
Objectif de l'étude	Déterminer le nombre approprié de sous-bassins à inclure dans le processus d'optimisation du réseau. Par la suite, déterminer le nombre optimal de stations de suivi à conserver dans le réseau.
Objectif du suivi	Dégager une tendance à long terme de la qualité de l'eau.
Données utilisées dans l'étude de cas	33 stations de suivi; 45 paramètres de qualité de l'eau. Les attributs du cours d'eau sont fondés sur : la superficie du bassin, la population, la superficie irriguée, le nombre d'observations, la longueur de la période d'observation et les variables observées.
Logiciel	Logiciel de statistique et d'analyse (y compris d'analyse multivariée) relativement avancé; logiciel de gestion des données et des bases de données.
Expertise	Élevée : connaissances en statistique et en analyse; connaissances de la théorie de la décision et des algorithmes de calcul.
Applicabilité du scénario	Grande échelle; bassin fluvial; longue série chronologique. La division en sous-bassins est fondée sur les propriétés du bassin telles que la topographie, la géologie, la météorologie, l'utilisation des terres, l'industrie, la densité de la population et les embranchements des affluents.
Constatations	Pour le fleuve Gediz, les résultats ont révélé que le bassin devait être divisé en un nombre optimal de 5 sous-bassins aux fins de la procédure d'optimisation. Ils indiquent aussi que 19 stations devraient être exploitées, au minimum.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche offre une méthode objective pour définir les sous-bassins très pollués à l'intérieur d'un bassin principal. • Il s'agit aussi d'une méthode objective pour déterminer le nombre optimal de stations à inclure dans un réseau. Certaines hypothèses fondamentales, telles que les caractéristiques des stations et l'importance des critères, doivent toutefois être émises par le gestionnaire des ressources hydriques.

Étude de cas n° 11. IJsselmeer, Pays-Bas (Schulze et Bouma, 2001), réseau de neurones artificiels

Réseau de neurones artificiels (RNA) : optimisation de la couverture spatiale	
Approche d'optimisation	Réseau de neurones artificiels; modélisation linéaire; modèles de transfert multivariés.
Lieu	IJsselmeer, Pays-Bas. L'IJsselmeer a été choisi en raison du caractère complexe de certaines de ses caractéristiques, comme le sens de l'écoulement des eaux, la direction changeante du vent et la profondeur de l'eau.
Objectif de l'étude	Déterminer si le RNA contribue à l'optimisation de la couverture spatiale du réseau de suivi de la qualité de l'eau pour l'IJsselmeer. La modélisation linéaire (modélisation ARX) a été employée pour établir des liens entre les lieux de suivi. Les modèles utilisés pour ce faire étaient des modèles de transfert multivariés. En raison de la qualité des données sur le chlorure dans la série chronologique (aucune donnée manquante), celui-ci a été utilisé comme paramètre pilote pour déterminer l'utilité des RNA aux fins des prévisions.
Objectif du suivi	Déterminer les tendances de la qualité de l'eau.
Données utilisées dans l'étude de cas	Des séries chronologiques (de 1992 à 1998; 12 ou 24 mesures par année) ont été choisies pour différents groupes de paramètres (chlorure, nitrate, phosphore, plomb, matière en suspension). Critères pour le choix des paramètres : présence en fortes concentrations; caractère représentatif pour les paramètres relatifs aux substances solubles; paramètres particuliers. Critère pour le choix des stations : sens de l'écoulement; emplacement du problème; fonction actuelle et future du système hydrique; sujets et buts des politiques.
Logiciel	<ul style="list-style-type: none"> • Logiciel statistique • Réseau de neurones artificiels • Une fois calibré ou entraîné, le RNA peut facilement être transformé en code de programmation, de telle sorte que n'importe qui peut l'utiliser.
Expertise	Connaissances approfondies en statistique et en calcul. Les exigences pour la mise sur pied d'un réseau de neurones sont : <ul style="list-style-type: none"> • des données représentatives • des logiciels et du matériel informatique dont la mémoire et les capacités sont suffisantes • une étroite collaboration en ce qui a trait à la discipline concernée • la connaissance de la mise sur pied d'un RNA et des statistiques pour valider les modèles. Il s'agit d'un bon outil lorsque la quantité de données représentatives est suffisante, mais que les connaissances des processus individuels sont faibles.
Applicabilité du scénario	Lacs; processus dynamiques; longues séries chronologiques; grande échelle.
Constatations	Les RNA peuvent servir à élaborer des réseaux de suivi complexes pour la détection des tendances.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • Les RNA sont des outils de modélisation à usages multiples qui permettent de décrire tous les types de relations entre une cause et un effet. • Chacune de ces relations peut être modélisée • Aucune hypothèse n'a à être émise en ce qui a trait à la nature de la relation examinée • Le prétraitement des données est minime. • Plutôt que d'examiner le processus lui-même, on présente le problème comme une « boîte noire » • Sur le plan du degré de liberté, on trouve un certain risque de surparamétrisation • Il n'est pas possible de simuler des scénarios dans des conditions limites différentes, puisque le RNA n'a pas appris comment traiter ces situations.

Étude de cas n° 12. Nil, Égypte (Khalil *et al.*, 2011), réseau de neurones artificiels

Réseau de neurones artificiels : couverture spatiale	
Approche d'optimisation	<p>Une ACP a été utilisée pour choisir les variables qui expliquent le mieux la variabilité de la qualité de l'eau dans le delta du Nil. La première étape consistait à diviser le delta en sous-unités. La deuxième comprenait la définition des attributs de chacune des 94 sous-unités.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Attributs utilisés : superficie cultivée (hectares); salinité moyenne du sol (ppm); conductivité hydraulique moyenne du sol (m/jour); précipitations annuelles moyennes (mm/année); longueur totale du bassin versant (km); moyenne des effluents industriels totaux (m³/année); capacité totale des usines de traitement de l'eau (m³/jour); nombre de têtes de bétail; quantité annuelle moyenne d'engrais épandue (tonnes/année) • La technique d'extension des données par conservation de la variance MOVE a été utilisée pour étendre les ensembles de données concernant les variables abandonnées • La régression associe les données sur la qualité de l'eau aux attributs du bassin pour définir la combinaison optimale de stations à abandonner, de lieux à surveiller continuellement et de sous-bassins où des stations devraient être ajoutées.
Lieu	Nil, Égypte.
Objectif de l'étude	<ul style="list-style-type: none"> • Déterminer si les stations d'échantillonnage actuelles sont représentatives des différentes catégories de sous-bassins dans le delta du Nil • Diviser le bassin surveillé en groupes d'unités spatiales aux attributs similaires, et employer une stratégie optimale d'échantillonnage stratifié pour répartir les stations dans l'espace aux fins de l'établissement d'un nouveau réseau de suivi de la qualité de l'eau • La technique MOVE3 et un RNA sont utilisés pour reconstituer les données concernant les variables surveillées à des stations abandonnées au moyen des données issues de l'étude de cas.
Objectif du suivi	Déterminer la qualité générale de l'eau.
Données utilisées dans l'étude de cas	Débit et 27 variables de qualité de l'eau à 50 emplacements.
Logiciel	Algorithme de groupement hybride, RNA
Expertise	Connaissances spécialisées en statistique et en calcul, expérience des RNA.
Applicable Scenario	Ensemble de données à grande échelle; nombreuses variables de qualité de l'eau.
Constatations	<ul style="list-style-type: none"> • 11 groupes de sous-unités semblables ont été définis • 4 groupes sont trop surveillés, et 4 ne le sont pas assez • 11 stations peuvent être abandonnées.
Leçons retenues	<ul style="list-style-type: none"> • L'approche permet d'évaluer et de relever systématiquement et objectivement les stations à surveiller continuellement, les stations à abandonner et les stations à ajouter • Elle permet la reconstitution des données concernant les variables de qualité de l'eau à des stations abandonnées • L'intégration d'une analyse des coûts aiderait à évaluer le compromis entre le nombre de stations de suivi de la qualité de l'eau et la fréquence de l'échantillonnage.

Références – annexe A

- Beveridge D., A. St-Hilaire, T.B. Ouarda, B. Khalil, F.M. Conly, L.I. Wassenaar et E. Ritson-Bennett. 2012. A geostatistical approach to optimize water quality monitoring networks in large lakes, Application to Lake Winnipeg, *Journal of Great Lakes Research*, 38:174-182.
- Cetinkaya, C.P. et N.B. Harmancioğlu. 2012. Assessment of Water Quality Sampling Sites by a Dynamic Programming Approach, *Journal of Hydrologic Engineering*, 17:305-317.
- Dowdall M., S. Gerland, M. Karcher, J.P. Gwynn, A.L. Rudjord et A.K. Kolstad. 2005. Optimisation of sampling for the temporal monitoring of technetium-99 in the Arctic marine environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, 84:111-130.
- Harmancioğlu N., O. Fistikoglu, S.D. Ozkul, V.P. Singh et M.N. Alpaslan. 1999. Water quality monitoring network design, *Water Science and Technology*, vol. 33, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/London, 290 p.
- Hunt, C.D., J. Field, S. Rust et P. Burke. 2006. Surface Water Quality Monitoring Network Optimization, Comprehensive Report to the South Florida Water Management District, 87 p, en ligne : http://www.sfwmd.gov/portal/page/portal/xrepository/sfwmd_repository_pdf/comp_optimza_rpt.pdf
- Hunt, C.D., S.W. Rust et L. Sinnott. 2008. Application of statistical modeling to optimize a coastal water quality monitoring program, *Environmental Monitoring and Assessment*, 137:505-522.
- Khalil, B., T.B.M.J. Ouarda et A. St-Hilaire. 2011. A statistical approach for the assessment and redesign of the Nile Delta drainage system water-quality-monitoring locations, *Journal of Environmental Monitoring*, 13(8):2910.
- Khalil, B., T.B.M.J. Ouarda, A. St-Hilaire et F. Chebana. 2010. A statistical approach for the rationalization of water quality indicators in surface water quality monitoring networks, *Journal of Hydrology*, 386(1-4):173-185.
- Ozkul S., N.B. Harmancioğlu et V.P. Singh. 2000. Entropy-Based Assessment of Water Quality Monitoring Networks. In *Journal of Hydrologic Engineering*, 5(1):90-100.
- Redfield, G., P. Rawlik, L. Lindstrom. 2008. Strategies for Reengineering Water Quality Monitoring in Florida, South Florida Environmental Report, 44 p., en ligne : http://www.sfwmd.gov/portal/page/portal/pg_grp_sfwmd_sfer/portlet_sfer/tab2236041/volume1/chapters/v1_ch_1b.pdf
- Schulze, F.H. et F.H. Bouma. 2001. Use of artificial neural networks in integrated water management, *Proceedings Monitoring Tailor-made III*, p. 333-342.
- Strobl, R.O., P.D. Robillard, R.D. Shannon, R.L. Day et A.J. McDonnell. 2006a. A Water Quality Monitoring Network Design Methodology for the Selection of Critical Sampling Points: Part I, *Environmental Monitoring and Assessment*, 112:137-158.
- Strobl, R.O., P.D. Robillard, R.D. Shannon, R.L. Day et A.J. McDonnell. 2006b. A water quality monitoring network design methodology for the selection of critical sampling points: Part II, *Environ Monit Assess*, 122(1-3):319-334.
- Swertz, O.C, R.W.P. Laane et K.J.M. Kramer. 1997. An assessment of water quality monitoring in the Dutch coastal zone: Needs, Aims and Optimization. *Monitoring Tailor-made I*.

ANNEXE B - TABLEAUX

Tableau B-1. Objectifs de suivi courants pour les cours d'eau (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003)

Variables couramment surveillées dans les cours d'eau et objectifs de suivi respectifs	Santé humaine	Changement climatique	Activités et modifications anthropiques	Acidification	Eutrophisation	Contamination organique	Sédimentation	Contamination toxique	Rejets agricoles, domestiques ou industriels	Utilisation et réglementation de l'eau	Lutte contre les inondations	Pêches	Espèces exotiques	Disponibilité de l'habitat
Cours d'eau : variables hydromorphologiques														
Quantité et dynamique de l'écoulement		x								x	x			
Continuité du cours d'eau												x		x
Variation de la profondeur et de la largeur du cours d'eau										x				x
Structure et substrat du fond du cours d'eau												x		x
Structure de la zone riveraine												x		x
Cours d'eau : variables physicochimiques														
Conditions thermiques (température)		x							x					
Oxygénation (oxygène dissous, demande biologique en oxygène)	x					x			x					
Salinité (potassium, magnésium, sodium, chlorure, sulfates, carbonates)	x								x					
Matière organique, total des solides en suspension	x		x			x	x							
Acidification (pH, alcalinité)				x					x					
Éléments nutritifs (ammoniac, nitrite, nitrate, phosphore total, phosphore réactif soluble)	x	x			x	x			x					
Métaux (divers), polluants organiques persistants (pesticides, BPC)	x					x		x	x					
Cours d'eau : variables biologiques														
Bactéries (<i>E. coli</i>)	x													
Invertébrés benthiques				x	x	x								
Macrophytes					x					x				

Tableau B-2. Objectifs de suivi courants pour les lacs (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003)

Variables couramment surveillées dans les lacs et objectifs de suivi respectifs	Santé humaine	Changement climatique	Activités et modifications anthropiques	Acidification	Eutrophisation	Contamination organique	Sédimentation	Contamination toxique	Rejets agricoles, domestiques ou industriels	Utilisation et réglementation de l'eau	Lutte contre les inondations	Altérations hydromorphologiques	Pêches	Espèces exotiques	Disponibilité de l'habitat
Lacs : variables hydromorphologiques															
Quantité et dynamique du débit		X	X		X	X	X	X			X				
Temps de séjour (volume, profondeur, débit entrant et sortant)		X	X	X	X		X	X		X				X	
Variation de la profondeur du lac (surface, volume, profondeur)		X		X	X		X			X				X	
Quantité, structure et substrat du fond du lac			X	X	X	X	X	X		X			X		X
Structure du rivage (longueur, couvert végétal riverain, espèces présentes, caractéristiques des rives)	X		X	X	X		X	X				X			X
Lacs : variables physicochimiques															
Transparence (disque de Secchi, turbidité)	X								X						
Conditions thermiques (température)	X														
Oxygénation (oxygène dissous, demande biologique en oxygène, matière organique)	X				X	X			X						
Salinité (potassium, magnésium, sodium, chlorure, sulfates, carbonates)	X								X						
Acidification (pH)	X			X					X						
Éléments nutritifs (ammoniac, nitrite, nitrate, phosphore total, phosphore réactif soluble, chlorophylle a)	X				X				X						X
Métaux (divers), polluants organiques persistants (pesticides, BPC)	X		X						X						
Lacs : variables biologiques															
Phytoplancton	X	X		X	X	X		X							
Macrophytes			X	X	X	X	X			X				X	
Phytobenthos				X	X	X	X	X		X				X	
Invertébrés benthiques			X	X	X	X	X			X		X			
Poissons	X			X	X	X			X			X	X		

Tableau B-3. Objectifs de suivi courants pour les eaux estuariennes (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003)

Variables couramment surveillées dans les eaux estuariennes et objectifs de suivi respectifs	Santé humaine	Changement climatique	Activités et modifications anthropiques	Acidification	Eutrophisation	Contamination organique	Sédimentation	Contamination toxique	Rejets agricoles, domestiques, ou industriels	Utilisation et réglementation de l'eau	Altération hydromorphologique	Hydrodynamique	Pêches	Disponibilité de l'habitat
Eaux estuariennes : variables hydromorphologiques														
Variation de la profondeur		x					x				x			
Structure du lit de transition			x			x	x			x	x			
Quantité, structure et substrat du fond estuarien						x	x				x			
Régime tidal/bilan hydrologique		x	x							x				
Eaux estuariennes : variables physicochimiques														
Transparence (disque de Secchi, turbidité)					x	x	x							
Conditions thermiques (température)		x										x		
Oxygénation (oxygène dissous, matière organique)					x	x	x		x			x		
Salinité (chlorure)												x		
Éléments nutritifs (ammoniac, nitrite, nitrate, phosphore total, phosphore réactif soluble, chlorophylle <i>a</i>)	x				x	x			x					
Métaux (divers), polluants organiques persistants (pesticides, BPC)	x							x	x					
Eaux estuariennes : variables biologiques														
Phytoplancton	x		x	x	x									
Macroalgues et angiospermes					x					x			x	
Faune benthique et invertébrée			x		x	x								
Poissons	x									x				x

Tableau B-4. Objectifs de suivi courants pour les eaux côtières (variables hydromorphologiques, physicochimiques et biologiques; adapté d'European Communities, 2003)

Variables couramment surveillées dans les eaux côtières et objectifs de suivi respectifs	Santé humaine	Changement climatique	Activités et modifications anthropiques	Eutrophisation	Contamination organique	Sédimentation	Contamination toxique	Hydrodynamique	Pêches
Eaux côtières : variables hydromorphologiques									
Variation de la profondeur									
Structure et substrat du fond			X			X			
Structure de la zone intertidale			X						
Sens des courants dominants		X	X						
Exposition aux vagues		X							
Eaux côtières : variables physicochimiques									
Transparence (disque de Secchi, Turbidité)				X	X	X			
Conditions thermiques (température)		X						X	
Oxygénation (oxygène dissous, matière organique)					X				
Salinité (chlorure)			X					X	
Éléments nutritifs (ammoniac, nitrite, nitrate, phosphore total, phosphore réactif soluble, chlorophylle a)	X		X	X	X				
Métaux (divers), polluants organiques persistants (pesticides, BPC)	X						X		
Eaux côtières : variables biologiques									
Phytoplancton				X		X	X		
Macroalgues			X	X		X			X
Faune benthique et invertébrée			X	X	X				X
Poissons	X								

Tableau B-5. Fréquence d'échantillonnage annuelle recommandée pour les cours d'eau, les lacs, les eaux estuariennes et les eaux côtières (adapté d'European Communities, 2003; GEMS, 2005)

Type de suivi	Type de variable de qualité de l'eau	Fréquence			
		Cours d'eau	Lacs	Eaux estuariennes	Eaux côtières
Suivi de base	Moyenne à élevée	Très élevée	Minimum : 1 au renversement des eaux	s.o.	s.o.
		Minimum : 4 (y compris aux basses et hautes eaux) Optimum : 24 (échantillonnage aux deux semaines et aux semaines)	Optimum : 1 profil vertical à la fin de la période de stratification		
Suivi	Conditions thermiques	3/année	3/année	3/année	3/année
	Oxygénation	3/année	3/année	3/année	3/année
	Salinité	3/année	3/année	3/année	3/année
	Éléments nutritifs	3/année	3/année	3/année	3/année
	Acidification	3/année	3/année	3/année	3/année
	Phytoplancton	2/année	2/année	2/année	2/année
	Autre flore aquatique	3 ans	3 ans	3 ans	3 ans
	Macroinvertébrés	3 ans	3 ans	3 ans	3 ans
	Poissons	3 ans	3 ans	3 ans	3 ans
	Continuité	6 ans	s.o.	s.o.	s.o.
	Hydrologie	continue	12/année	s.o.	s.o.
	Morphologie	6 ans	6 ans	6 ans	6 ans

Tableau B- 6. Type de suivi par rapport aux principaux éléments du programme de suivi (nombre de variables à surveiller, fréquence d'échantillonnage, couverture spatiale). Le degré d'effort est indiqué pour chaque élément (adapté de Chapman *et al.*, 1996)

Type de suivi	Nombre de variables de qualité de l'eau	Fréquence d'échantillonnage	Durée	Délai
Objectifs multiples	Moyen	Moyenne 12/année	Moyenne plus de 5 ans	Moyen 1 an
Activités courantes de suivi de la qualité de l'eau				
Suivi de base	Moyen à élevé	Très élevée	Une fois par année – 4 ans	
Suivi opérationnel	Précis	Moyenne	Variable	Court (mois, semaine)
Suivi des tendances	Faible pour un seul objectif, élevé pour des objectifs multiples	Très élevée	Plus de 10 ans	Plus de 1 an
Activités précises de suivi de la qualité de l'eau				
Suivi des conditions de fond	Faible à élevé	Faible	Variable	Moyen
Relevés préliminaires	Élevé	Élevée à moyenne (selon l'objectif)	Courte, moins de 1 an	Court (mois)
Relevés en cas d'urgence	Inventaire des contaminants	Élevée	Très courte (jours, semaines)	Très court (jours, semaines)
Enquête sur les répercussions	Précis	Moyenne	Variable	Court à moyen
Relevés aux fins de la modélisation	Variables précises	Précise (cycles journaliers)	Courte à moyenne – deux périodes (étalonnage, validation)	Court
Relevés en cas d'alerte	Très limité	Continue	Illimitée	Instantané