

Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique

2022

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction de la qualité des milieux aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCC.

Référence à citer :

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2022. *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*, Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN- 978-2-550-91260-6 (pdf), 68 pages et 4 annexes.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 646-5974

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Ou

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2022

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-91260-6 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec - 2022

Table des matières

TABLE DES MATIÈRES	III
LISTE DES TABLEAUX	VI
LISTE DES FIGURES	VII
SIGLES ET ACRONYMES	VIII
ÉQUIPE DE TRAVAIL	IX
AVANT-PROPOS	X
1. INTRODUCTION	1
1.1 DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'APPROCHE.....	1
1.2 CADRES D'UTILISATION	2
1.3 LIMITES DE L'APPROCHE	4
2. USAGES DE L'EAU DE SURFACE.....	4
2.1 GÉNÉRALITÉS	4
2.2 SOURCES D'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE.....	5
2.3 CONSOMMATION DE POISSONS, DE MOLLUSQUES ET DE CRUSTACÉS.....	5
2.4 ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES.....	6
2.5 VIE AQUATIQUE	6
2.6 FAUNE TERRESTRE PISCIVORE	6
2.7 AUTRES USAGES	7
3. CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU	7
3.1 GÉNÉRALITÉS	7
3.2 CRITÈRES DE QUALITÉ DESCRIPTIFS.....	8
3.3 CRITÈRES DE QUALITÉ CHIMIQUES.....	8
3.3.1 Contaminants toxiques	9
3.3.2 Contaminants conventionnels.....	10
3.3.3 Durée et fréquence d'application des critères de qualité	11
3.3.4 Caractéristiques physicochimiques du milieu pour la définition des critères de qualité	12
3.3.5 Prise en compte des contaminants multiples.....	12
3.4 AUTRES CRITÈRES DE QUALITÉ ET CRITÈRES DE QUALITÉ PROPRES À UN SITE	13
4. ZONE DE MÉLANGE.....	13
4.1 GÉNÉRALITÉS	13
4.2 ZONE DE MÉLANGE EN RIVIÈRE.....	15
4.3 ZONE DE MÉLANGE EN LAC, EN RÉSERVOIR OU EN BAIE FERMÉE	17
4.4 ZONE DE MÉLANGE DANS LES MILIEUX HUMIDES.....	17
4.5 ZONE DE MÉLANGE DANS LES ESTUAIRES ET LES EAUX CÔTIÈRES	18
5. OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE LOCALE	19
5.1 GÉNÉRALITÉS	19
5.2 OER POUR LES CONTAMINANTS CHIMIQUES	21
6. OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE GLOBALE POUR LES REJETS MULTIPLES	23
6.1 APPROCHE GLOBALE POUR LE PHOSPHORE ET LES COLIFORMES FÉCAUX.....	23
6.1.1 Phosphore	24
6.1.2 Coliformes fécaux.....	25

6.2	APPROCHE GLOBALE POUR LA DBO ₅	26
6.3	APPROCHE GLOBALE POUR LES CONTAMINANTS TOXIQUES	26
7.	ÉLÉMENTS DE CALCUL DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET	28
7.1	SÉLECTION DES CONTAMINANTS PRÉOCCUPANTS À L'EFFLUENT	28
7.2	DÉBIT D'ÉTIAGE DES COURS D'EAU.....	28
7.3	MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE ET TESTS DE DISPERSION	30
7.4	DÉBIT DE L'EFFLUENT	31
7.5	CONCENTRATIONS AMONT	33
7.6	CONCENTRATIONS AMONT ÉLEVÉES	34
7.7	OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET EN CONCENTRATION ET EN CHARGE	35
7.8	PÉRIODE D'APPLICATION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET.....	36
8.	TOXICITÉ GLOBALE DE L'EFFLUENT	37
8.1	GÉNÉRALITÉS	37
8.1.1	<i>Types d'essais et expressions des résultats.....</i>	<i>37</i>
8.2	CRITÈRES DE QUALITÉ ET DURÉE D'APPLICATION POUR LA TGE	38
8.2.1	<i>Toxicité globale à l'effluent aiguë (TGEa)</i>	<i>38</i>
8.2.2	<i>Toxicité globale à l'effluent chronique (TGEc)</i>	<i>39</i>
8.2.3	<i>Caractéristiques de l'effluent</i>	<i>39</i>
8.3	OER RELATIFS À LA TOXICITÉ GLOBALE DE L'EFFLUENT	39
8.4	CHOIX DES ESPÈCES	40
8.5	MODE OPÉRATOIRE.....	43
8.5.1	<i>Essai à concentration unique ou à concentrations multiples.....</i>	<i>43</i>
8.5.2	<i>Fréquence de suivi.....</i>	<i>43</i>
8.6	IDENTIFICATION DE L'ORIGINE DE LA TOXICITÉ	44
8.7	LIMITES DES OER POUR LA TGE	46
9.	APPROCHE POUR LES REJETS DE COURTE DURÉE.....	46
9.1	REJETS UNIQUES DE COURTE DURÉE	46
9.2	REJETS RÉCURRENTS	47
9.3	CARACTÉRISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES POUR LE CALCUL DES VALEURS AIGUËS FINALES À L'EFFLUENT	48
10.	INTERPRÉTATION ET ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES LIÉES AUX DÉPASSEMENTS DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET	48
10.1	GÉNÉRALITÉS	48
10.2	SUIVI DE L'EAU POTABLE OU DE LA CHAIR DE POISSON	49
10.3	SUIVI DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS	49
10.4	CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU PROPRES À UN SITE	51
10.4.1	<i>Vie aquatique</i>	<i>51</i>
10.4.2	<i>Santé humaine</i>	<i>52</i>
10.5	INTERPRÉTATION DU DÉPASSEMENT DES OER.....	52
11.	CONTAMINANTS PARTICULIERS	53
11.1	MÉTAUX	53
11.2	CONTAMINANTS RADIOTOXIQUES.....	54
11.3	CONTAMINANTS BIOACCUMULABLES	55
11.3.1	<i>Mercuré.....</i>	<i>55</i>
11.3.2	<i>Biphényles polychlorés</i>	<i>56</i>
11.4	CHLORE	57
11.5	CHLORURES ET SOLIDES DISSOUS TOTAUX	57
12.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	59

GLOSSAIRE		66
ANNEXE 1	ESSAIS DE TOXICITÉ STANDARDS SERVANT À LA VÉRIFICATION DES OER RELATIFS À LA TOXICITÉ GLOBALE DES EFFLUENTS.....	1
ANNEXE 2	SUBSTANCES TOXIQUES PERSISTANTES ET BIOACCUMULABLES.....	1
ANNEXE 3	DÉVELOPPEMENT DES ÉQUATIONS SERVANT À L'ÉTABLISSEMENT DES OER.....	1
ANNEXE 4	EXEMPLES DE CALCUL D'OER POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS À UN REJET	1

Liste des tableaux

TABEAU 1	USAGES DE L'EAU CONSIDÉRÉS DANS L'ÉTABLISSEMENT DES OER	7
TABEAU 2	LIMITES MAXIMALES DE LA ZONE DE MÉLANGE ET DE LA DILUTION POUR LES DIFFÉRENTS TYPES DE MILIEUX	20
TABEAU 3	CONDITIONS D'UTILISATION DE L'APPROCHE LOCALE ET DE L'APPROCHE GLOBALE SELON LE CONTAMINANT	27
TABEAU 4	DÉBITS D'ÉTIAGE RETENUS POUR LES DIFFÉRENTS USAGES.....	29
TABEAU 5	CONCENTRATIONS TYPIQUES DES MILIEUX AGRICOLES ET FORESTIERS	34
TABEAU 6	PÉRIODE D'APPLICATION DES OER SELON LE TYPE DE CONTAMINANT ET L'USAGE PROTÉGÉ	36

Liste des figures

FIGURE 1	REPRÉSENTATION DU CALCUL À REBOURS SERVANT À LA DÉTERMINATION DES OER	2
FIGURE 2	ÉVALUATIONS ENVIRONNEMENTALE ET TECHNIQUE DES REJETS D'EAUX USÉES À L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE DANS L'ANALYSE DE PROJETS	3
FIGURE 3	EXEMPLE DE ZONES DE MÉLANGE POSSIBLES POUR UN MÊME EFFLUENT	15
FIGURE 4	ÉLÉMENTS DU BILAN DE CHARGES	22

Sigles et acronymes

BPC	Biphényles polychlorés
BQMA	Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CARE	Critère d'activités récréatives et d'esthétique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CFTP	Critère de protection de la faune terrestre piscivore
CE ₂₅	Concentration effective qui peut occasionner un effet observable sur 25 % des organismes testés.
CI ₂₅	Concentration inhibitrice qui peut occasionner 25 % de réduction d'un paramètre biologique mesuré sur les organismes testés
CL ₅₀	Concentration létale pour 50 % des individus
CORMIX	Cornell Mixing Zone Expert System (logiciel de modélisation hydrodynamique)
CPC(EO)	Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CPC(O)	Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques
CQ	Critère de qualité
CQPS	Critère de qualité propre à un site
CSEO	Concentration sans effet observable
CVAC	Critère de protection de la vie aquatique chronique
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène en 5 jours
EIT	Étude sur l'identification de l'origine de la toxicité
ERT	Étude sur la réduction de la toxicité
Fd	Facteur de dilution
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MLB	Modèle du ligand biotique
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
OER	Objectifs environnementaux de rejet
POP	Polluants organiques persistants
P _{tot}	Phosphore total
QUAL2E	Enhanced Stream Water Quality Model (modèle de qualité de l'eau)
REE	Ratio correcteur de l'effet de l'eau
STPB	Substances toxiques persistantes et bioaccumulables
TGE	Toxicité globale de l'effluent
UFC	Unité formant des colonies
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UTa	Unité de toxicité aiguë
UTc	Unité de toxicité chronique
v/v	Volume pour volume
VAFe	Valeur aiguë finale à l'effluent

Équipe de travail

Rédaction

Sylvie Cloutier¹
Martine Gélinau¹
Isabelle Guay²
Carole Lachapelle²

Collaboration

Jérôme Bérubé²
Lise Boudreau²
Antoine Caron²
Victor Duchesne²
Christelle Guillemain²
Jacinthe Guillot²
Marianne Métivier²
Suzanne Minville²
Danielle Pelletier²
Vincent Veilleux³

Révision linguistique

Solange Deschênes

Traitement de texte

Manon Laplante²

Production

Direction des communications

-
1. Direction des avis et de l'expertise de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
 2. Direction de la qualité des milieux aquatiques de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
 3. Direction de la qualité de l'air et du climat de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Avant-propos

La version 2022 de ce document remplace les documents précédents, intitulés *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique* (2007) et *Méthodologie de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique* (1991 et 2001).

L'approche d'évaluation des risques par les objectifs environnementaux de rejet sert principalement à vérifier le respect des critères de qualité de l'eau de surface et de l'absence de toxicité dans les milieux récepteurs. Une bonne compréhension des outils servant à l'évaluation de la qualité de l'eau et des effluents est donc essentielle avant l'utilisation de cette approche. Pour cette raison, il est recommandé de lire les chapitres explicatifs du document [Critères de qualité de l'eau de surface](#) et, plus particulièrement, les règles générales d'utilisation des critères de qualité et des essais de toxicité.

La méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet est inspirée de l'approche des *Water Quality-based Effluent Limits* de l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EPA), utilisée dans leur *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES). Les documents techniques à partir desquels les États américains et plusieurs provinces canadiennes ont élaboré une approche similaire sont le *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control* (U.S. EPA, 1991b) et ses mises à jour présentées dans les divers chapitres du *Water Quality Standards Handbook* (U.S. EPA, 2010, 2012, 2014 et 2015). Plusieurs éléments sont tirés de ces publications.

Pour évaluer la qualité de l'eau potable ou celle des eaux souterraines, référez-vous au [Règlement sur la qualité de l'eau potable](#) ou à la [Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés](#).

1. Introduction

1.1 Description générale de l'approche

Selon l'article 20 de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), nul ne peut rejeter un contaminant dans l'environnement en quantité « susceptible de porter atteinte à la vie, à la santé, au bien-être ou au confort de l'être humain, de causer du dommage ou de porter autrement préjudice à la qualité de l'environnement, aux écosystèmes, aux espèces vivantes ou aux biens ». De sorte que « les contaminants conventionnels, toxiques ou radioactifs ne doivent pas, seuls ou en combinaison, se retrouver dans les milieux aquatiques en concentrations pouvant nuire à un usage de l'eau; créer des conditions de toxicité aiguë ou chronique pour les organismes vivants du milieu aquatique; ou engendrer des risques non négligeables pour la santé humaine ». Dans ce contexte, le Ministère a la responsabilité d'évaluer les projets qui lui sont soumis pour autorisation en tenant compte des conséquences potentielles des rejets d'eaux usées sur les ressources biologiques ou sur la qualité de l'eau servant à des fins utilitaires ou récréatives. Pour parvenir à cet objectif, le Ministère a, entre autres, adopté une méthode qui permet d'évaluer les risques liés aux rejets d'eaux usées dans le milieu aquatique, de façon à éclairer le choix des meilleurs modes de gestion de ce risque. Cette méthode permet d'estimer les concentrations et les charges de contaminants pouvant être rejetées dans un milieu aquatique sans en compromettre les usages. Ces concentrations et charges, appelées objectifs environnementaux de rejet, ou OER, sont déterminées pour les contaminants susceptibles de porter atteinte à l'environnement qui les reçoit, à partir :

- des caractéristiques du rejet d'eaux usées;
- des caractéristiques du milieu récepteur;
- et du niveau de qualité nécessaire pour le maintien des usages de l'eau.

Les caractéristiques du rejet d'eaux usées sont, entre autres, le type, le nombre et la concentration des contaminants présents, le débit rejeté et sa variabilité.

Les caractéristiques du milieu récepteur sont représentées par la qualité naturelle et la qualité actuelle du plan d'eau ainsi que par sa vulnérabilité à divers types de contaminants et sa capacité d'assimilation de ceux-ci. Ainsi, un petit plan d'eau ne peut recevoir une charge de contaminants aussi importante qu'un grand plan d'eau sans voir sa qualité se dégrader. De même, un lac dont le taux de renouvellement est lent est moins en mesure de supporter un ajout de charge qu'une rivière à écoulement rapide. L'approche des OER est conçue pour tenir compte de ces différences. Elle permet aussi d'évaluer si la capacité d'un plan d'eau à recevoir une certaine charge de contaminants est dépassée.

Le niveau de qualité minimal nécessaire pour le maintien des usages de l'eau est représenté par les critères de qualité de l'eau et par les critères définis pour la toxicité globale des effluents. L'absence de toxicité aiguë à l'effluent permet d'éviter les effets létaux sur la faune et la flore à proximité du rejet. L'absence d'effets à long terme sur l'un ou l'autre des usages dans l'ensemble du plan d'eau évite de compromettre le développement de la faune, de la flore et les utilisations humaines.

Le calcul des OER est basé sur un bilan de charges appliqué sur une portion du plan d'eau. Ce bilan est établi de façon à ce que, pour chaque contaminant visé, l'addition de la charge de l'effluent à la charge déjà présente en amont du rejet permette le respect des critères de qualité à la limite d'une zone de mélange restreinte en aval du rejet. Bien que les critères de qualité puissent être dépassés à l'intérieur de la zone allouée pour le mélange de l'effluent, une zone est consentie dans la mesure où elle ne nuit pas à l'ensemble du plan d'eau.

Absence de toxicité globale aiguë à l'effluent

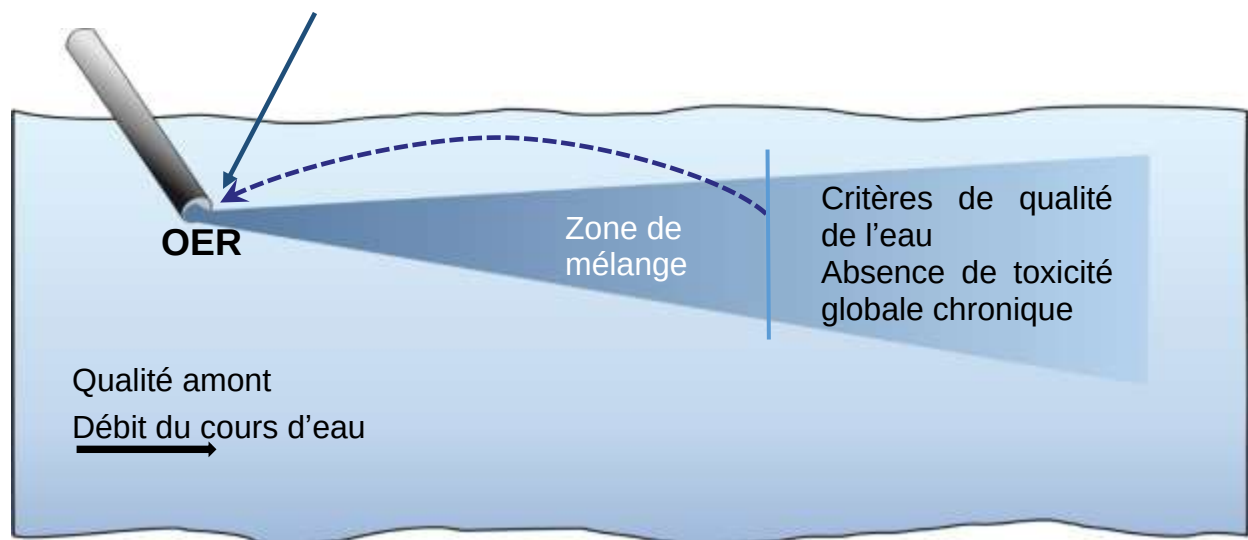


Figure 1 Représentation du calcul à rebours servant à la détermination des OER

Par un calcul à rebours, la concentration et la charge (OER) allouées à l'effluent pour un contaminant donné sont donc déterminées à partir du critère de qualité à atteindre en aval du rejet et de la zone de mélange considérée, le cas échéant. Tous les OER, tant aigus que chroniques, s'appliquent directement à l'effluent (figure 1).

Les critères de qualité de l'eau et les critères de toxicité globale des effluents sont de bons outils prédictifs des effets des contaminants sur la vie aquatique et les usages de l'eau (U.S. EPA, 1991b). Toutefois, des aspects relatifs à la santé de l'écosystème, à la dégradation de l'habitat, à l'effet cumulatif de plusieurs rejets ou encore à la présence d'un usage particulier ou d'une espèce vulnérable, peuvent nécessiter des évaluations supplémentaires. D'autres outils d'évaluation peuvent alors être utilisés pour tenir compte des effets qui ne sont pas considérés par les critères de qualité, tels que la surveillance biologique, les études sur la chair des poissons ou sur la qualité des sédiments.

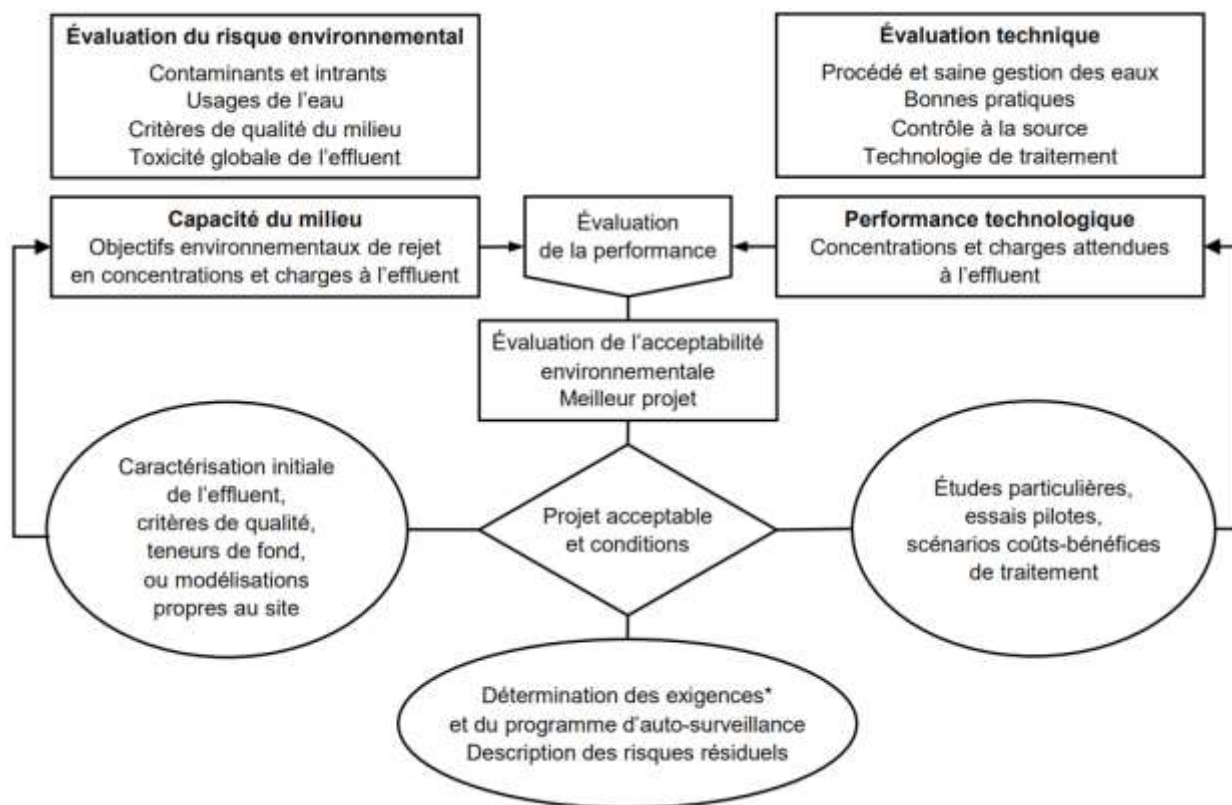
1.2 Cadres d'utilisation

La méthode de détermination des OER s'inscrit dans l'approche générale du Ministère visant le contrôle des substances polluantes provenant des rejets d'eaux usées. L'établissement d'OER diffère de l'établissement de normes réglementaires en ce sens qu'il tient compte des différences entre les milieux récepteurs. Si les normes réglementaires assurent une équité entre les rejets d'un secteur en particulier sur la base d'un même niveau de traitement, l'approche des OER vise une certaine équité entre les limites établies pour divers secteurs pour des rejets dans un même milieu. Ses principaux avantages résident dans son caractère prédictif, puisqu'elle permet d'évaluer les risques d'un rejet projeté, et dans son caractère préventif, puisqu'elle permet d'agir avant l'apparition d'un effet observable dans le milieu. Elle est également relativement simple, applicable à l'ensemble des secteurs, municipaux et industriels, et elle fournit des recommandations quantitatives, à un rythme permettant de répondre aux demandes d'autorisation du Ministère.

Les OER ne tiennent pas compte des contraintes analytiques, économiques et technologiques. Ils permettent d'évaluer l'acceptabilité environnementale de rejets existants ou prévus et peuvent justifier des interventions supplémentaires ou des modifications de projets. Les OER peuvent également servir à

identifier les substances les plus problématiques pour le milieu, à rechercher des produits de remplacement ou à justifier l'utilisation de technologies de traitement plus avancées si le milieu le nécessite. Ils peuvent conduire au déplacement du point de rejet et, ultimement, soutenir le refus d'un projet.

La figure 2 présente la démarche générale qui arrime l'évaluation environnementale à partir des OER à l'évaluation technique d'un projet. Les OER ne doivent pas être utilisés tels quels dans un acte statutaire du Ministère sans analyse préalable des bonnes pratiques et des technologies de traitement existantes. Ils doivent être inclus et utilisés à l'intérieur des cadres d'utilisation établis par secteur. Une démarche liant les OER et la technologie est définie notamment pour les rejets d'eaux usées domestiques ([Guide établissement normes](#)), de l'industrie agroalimentaire ([Lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire](#)) et des piscicultures ([Grille-piscicultures](#)). Des [Lignes directrices générales sur l'utilisation des OER](#) (LD-OER) ou leurs mises à jour doivent être utilisées pour les autres types de rejets industriels. La façon de comparer les concentrations attendues ou mesurées à l'effluent aux objectifs environnementaux est fournie dans ces lignes directrices pour les nouvelles industries et dans un [Addenda LD-OER](#) pour les entreprises existantes. Ces documents présentent la démarche d'analyse applicable aux projets avec rejet au milieu aquatique. Ces aspects ne seront donc pas abordés dans le présent document.



* Selon les cadres de gestion du secteur concerné.

Figure 2 Évaluations environnementale et technique des rejets d'eaux usées à l'environnement aquatique dans l'analyse de projets

1.3 Limites de l'approche

L'approche des OER n'est pas conçue pour évaluer les conséquences des rejets accidentels ni pour évaluer celles des rejets en réseau, infiltrés ou épandus, diffus de type agricole ou ceux issus des eaux de ruissellement. Elle est par ailleurs parfois utilisée pour évaluer la qualité d'un rejet diffus d'eau souterraine contaminé si celui-ci peut être délimité et son débit estimé.

La méthode exposée permet de traiter la majorité des cas de rejets ponctuels dans le milieu aquatique. Toutefois, certains rejets, par leurs caractéristiques, représentent une source d'impacts mineurs pour le milieu. Dans ce cas, l'évaluation du projet porte principalement sur la technologie de traitement et la mise en place de bonnes pratiques. La démarche simplifiée recommandée pour les projets à impacts mineurs est décrite dans les [LD-OER](#) ou ses mises à jour.

La méthode n'est pas conçue pour couvrir toutes les situations possibles. Si des circonstances particulières le justifient, les cas nécessitant une approche particulière pourront être étudiés par le Ministère selon les principes énoncés dans ce document. Les chapitres qui suivent présentent chacun des éléments entrant dans le calcul des OER et certaines notions utiles à leur interprétation.

2. Usages de l'eau de surface

2.1 Généralités

L'approche utilisée pour déterminer les objectifs environnementaux pour les rejets d'eaux usées dans le milieu aquatique a pour but de protéger ou de récupérer les usages de l'eau de surface en visant le respect des critères de qualité dans les plans d'eau du Québec.

Les expressions eau de surface, milieu aquatique et plan d'eau sont utilisées, à moins d'avis contraire, comme des synonymes. Leur définition est équivalente à l'expression milieux humides et hydriques de l'article 46.0.2 de la LQE.

Sont notamment des milieux humides et hydriques :

- 1) un lac, un cours d'eau, y compris l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les mers qui entourent le Québec;
- 2) les rives, le littoral et les plaines inondables des milieux visés par le paragraphe 1°, tels qu'ils sont définis par règlement du gouvernement;
- 3) un étang, un marais, un marécage et une tourbière.

Les fossés de voies publiques ou privées, les fossés mitoyens et les fossés de drainage, tels qu'ils sont définis dans les paragraphes 2° à 4° du premier alinéa de l'article 103 de la *Loi sur les compétences municipales* (chapitre C-47.1)⁴, ne constituent pas des milieux humides et hydriques.

4. <http://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/C-47.1?&cible=>

Le *Guide d'interprétation de la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (MDDELCC, 2015 a) présente des schémas illustrant la distinction entre fossé et cours d'eau.

Les cours d'eau et les milieux humides de tête de bassin versant, peu importe leur grosseur ou l'intermittence de leur débit, influencent grandement les cours d'eau qui sont en aval et auxquels ils sont connectés (US EPA, 2015a). Leur présence et leur qualité assurent le maintien d'un réservoir écologique, en servant notamment de refuge à des espèces qui pourront recoloniser les milieux en aval, dont la qualité aurait été altérée.

L'expression « usage de l'eau » signifie toute utilisation nécessaire au développement, à la croissance et à la reproduction de la faune et de la flore ainsi qu'à l'emploi de l'eau par l'homme à des fins utilitaires ou récréatives. Les usages considérés incluent les usages existants, ceux à récupérer et ceux qui sont prévus à brève échéance.

Pour prévenir les risques pour la santé humaine, les usages considérés sont les sources d'approvisionnement en eau potable, la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés ainsi que les activités récréatives. À ces usages s'ajoute le maintien de la vie aquatique et de la faune terrestre qui, par sa diète, dépend principalement de la ressource eau.

Certains usages ne sont pas présents sur tous les plans d'eau en raison, notamment, de contraintes physiques (accès, profondeur d'eau, nature du fond, vitesse de courant). C'est le cas des usages à caractère récréatif et des prises d'eau potable. Au moment de l'évaluation de la qualité d'un rejet dans le milieu aquatique, les usages existants ou à récupérer sont répertoriés par le Ministère après consultation auprès de diverses sources et selon les modalités décrites dans les sections 2.2 à 2.4.

2.2 Sources d'approvisionnement en eau potable

L'eau de surface constitue la source d'approvisionnement en eau potable pour la majorité de la population du Québec. L'eau de surface approvisionne en effet plus de 5,3 millions de personnes, à partir des réseaux de distribution municipaux (MDDELCC, 2016).

Une eau brute de bonne qualité s'avère être la barrière la plus efficace pour prévenir les risques pour la santé. Aussi, la protection des sources d'eau destinées à l'approvisionnement contribue à réduire les coûts de traitement et les difficultés qui peuvent survenir au moment de la désinfection en raison de la mauvaise qualité de l'eau brute. La protection des sources d'eau potable doit être assurée lorsque l'usage est présent.

2.3 Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés

Les polluants peuvent nuire à la santé des humains lorsque ceux-ci consomment de l'eau ou des poissons⁵ provenant d'une eau contaminée (U.S. EPA, 2015b). Certaines substances bioaccumulables sont toxiques et persistantes. Certaines peuvent être transférées d'un compartiment de l'écosystème à l'autre (eau, petits poissons, poissons prédateurs, sédiments, sauvagine) et tout apport supplémentaire augmente leurs niveaux de fond dans l'environnement.

Par ailleurs, la pêche, qui se pratique sur tout genre de plan d'eau au Québec, est une activité récréative très populaire. Une partie importante de la population s'y adonne dans les nombreux lacs et rivières de la province, parfois à longueur d'année. Selon une enquête sur la pêche récréative au Canada réalisée par Pêches et Océans Canada, 711 610 Québécois ont pratiqué la pêche sportive en 2010 (POC, 2010). À cela s'ajoute la pêche de subsistance pour certaines communautés.

5. Dans tout le reste du texte, poissons inclut poissons, mollusques et crustacés.

Pour ces raisons, la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés est considérée pour tous les plans d'eau au moment de la détermination d'OER. De façon particulière, les zones propices à la cueillette de mollusques doivent être exemptes de contamination microbienne. Cet aspect est pris en compte dans la protection des eaux coquillières lorsque la ressource est présente en quantité suffisante pour le justifier.

2.4 Activités récréatives

La protection des activités récréatives vise à prévenir les risques pour la santé liés au contact direct ou indirect avec une eau contenant des microorganismes pathogènes. Même en l'absence d'activités récréatives dans certains plans d'eau, il faut minimalement en assurer la salubrité en y maintenant une qualité telle qu'un contact occasionnel avec l'eau ne cause pas de risque indu pour la santé.

La prise en compte de l'aspect esthétique (couleur, débris flottants, turbidité, surcroissance d'algues et de plantes aquatiques) fait partie intégrante de la protection des activités récréatives, afin de préserver l'attrait des sites où elles se pratiquent. Même en l'absence d'activités de contact avec l'eau, la présence d'aménagements riverains, tels que des parcs, haltes routières ou campings, nécessite que cet aspect soit considéré.

La protection des activités récréatives doit être assurée aux sites d'usage seulement, sauf en lac où les activités récréatives sont envisageables partout. La salubrité doit être assurée dans tous les plans d'eau.

2.5 Vie aquatique

La faune et la flore aquatiques sont omniprésentes dans les plans d'eau. Elles sont indicatrices de la santé des écosystèmes aquatiques. Plusieurs phénomènes liés à une pollution de l'eau peuvent nuire au développement normal des populations aquatiques ou créer des déséquilibres dans les communautés en favorisant des espèces nuisibles ou non désirables. Les substances toxiques, les baisses d'oxygène dissous, les variations de température ou de pH, l'envasement des frayères, l'enrichissement du milieu par les matières nutritives sont autant de modifications qui peuvent perturber le développement des organismes aquatiques.

La vie aquatique est sensible aux variations des conditions du milieu et elle peut subir les effets d'une augmentation de concentration, même si celle-ci est de courte durée. Pour la protéger, les effets potentiels des contaminants sur de courtes et longues durées sont à prévenir.

Les espèces d'eau froide, comme les salmonidés, sont présentes sur la majeure partie du territoire et sont considérées sur l'ensemble de celui-ci. La qualité exceptionnelle de certains milieux, comme la limpidité de certaines rivières, peut aussi être prise en compte au moment de l'établissement des OER afin d'assurer une protection accrue de ces zones particulières. La présence d'un habitat faunique particulier, comme celui d'une espèce faunique vulnérable ou menacée, peut aussi servir à circonscrire un site nécessitant une protection accrue.

2.6 Faune terrestre piscivore

La pérennité de la faune terrestre dépend de la qualité de l'eau et de celle des organismes aquatiques qu'elle consomme. Les substances qui s'accumulent dans les tissus des organismes aquatiques peuvent avoir des effets d'autant plus grands sur la faune que celle-ci consomme les poissons en entier, incluant les viscères et la graisse, où certaines substances s'accumulent préférentiellement. Les risques d'effets des substances bioaccumulables sont plus importants pour les espèces dont la diète est principalement composée de poissons, tels les visons, aigles pêcheurs, loutres et autres piscivores.

L'usage de l'eau par la faune terrestre piscivore est considéré dans tous les plans d'eau au moment de la détermination d'OER.

Tableau 1 Usages de l'eau considérés dans l'établissement des OER

Usage de l'eau	Milieus où l'usage est considéré
Sources d'approvisionnement en eau potable	Plans d'eau avec prise d'eau potable
Activités récréatives	Tous les lacs Cours d'eau avec activités récréatives
Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés	Tous les plans d'eau
Vie aquatique Faune terrestre piscivore	

2.7 Autres usages

À la liste des usages déjà mentionnés s'ajoutent d'autres utilisations de l'eau, comme l'irrigation et l'abreuvement de bétail, qui peuvent être considérées au cas par cas. Toutefois, dans la majorité des situations, la protection des usages nommés dans les sections précédentes assure également la protection de ces utilisations particulières.

Lorsque les eaux usées se déversent dans un fossé de voie publique ou privée, un fossé mitoyen ou de drainage, les usages à protéger sont ceux qui sont désignés pour le premier milieu en aval correspondant à la définition d'un cours d'eau. Cependant, si les eaux du fossé sont utilisées aux fins d'irrigation, cet usage peut être pris en compte directement au fossé. Le même principe s'applique pour éviter des problèmes de salubrité liés à une mauvaise qualité bactériologique de l'eau dans des fossés facilement accessibles (en milieu résidentiel, par exemple) ou les problèmes esthétiques (odeurs) liés à la stagnation de l'eau dans les fossés.

3. Critères de qualité de l'eau

3.1 Généralités

L'expression « critère de qualité » signifie tout énoncé circonstancié ou toute valeur chiffrée qui représente la qualité de l'eau nécessaire pour le maintien d'un usage. Cette qualité d'eau peut être évaluée en regard de critères de qualité descriptifs, de critères de qualité pour les contaminants chimiques, de la toxicité globale ainsi que par la surveillance biologique des milieux (biocritères). L'utilité et les limites de chacun de ces outils sont expliquées dans la page [Critères de qualité de l'eau de surface](#) (MELCCb), qui contient les critères de qualité reconnus par le Ministère.

Exemples de critères de qualité :

Critère descriptif : aucun résidu huileux qui cause un film visible à la surface de l'eau
Critère de qualité chimique pour la protection de la vie aquatique pour le fer : 1,3 mg/l
Critère de qualité pour la toxicité globale aiguë : 1 UTA mesurée avec un essai de toxicité

Les OER sont établis à partir des critères de qualité descriptifs et chimiques et de la toxicité globale des effluents. Les critères descriptifs fixent les limites servant à maintenir la qualité esthétique des plans d'eau. Les critères de qualité pour les contaminants chimiques permettent, par un calcul à rebours, de définir des objectifs quantitatifs pour les effluents d'eaux usées. Ces critères de qualité sont des concentrations qui servent à prévenir la dégradation d'un milieu avant que des effets soient décelables ou à ramener la qualité des milieux dégradés à la concentration fixée par ces critères de qualité. Les critères descriptifs et chimiques sont détaillés dans les sections ci-dessous.

La mesure de la toxicité globale des effluents est nécessaire afin de compléter l'évaluation des effets potentiels sur la vie aquatique, en prenant en compte l'effet combiné de tous les contaminants présents dans une eau usée. Les critères pour la toxicité globale permettent aussi, par un calcul à rebours, de définir des objectifs de rejet pour les effluents d'eaux usées. Les critères de toxicité globale ainsi que leur mise en application sont décrits à la section 8.

Des suivis biologiques sont parfois réalisés pour évaluer l'état de santé des communautés aquatiques. Des critères peuvent aussi être établis sur la base des effets biologiques mesurés directement sur les organismes du milieu (biocritères). Ces suivis biologiques et biocritères ne sont pas directement employés pour établir des OER. Toutefois, lorsque les résultats de tels suivis montrent que des effets sont déjà ressentis par les organismes du milieu en aval d'un rejet d'eaux usées, ils peuvent servir à appuyer les OER définis pour des paramètres spécifiques lorsque ceux-ci ont pu être établis ou à appuyer les OER définis pour la toxicité globale lorsque la source de la toxicité globale est connue. Il en est ainsi des résultats d'essais de toxicité qui sont réalisés avec de l'eau du milieu naturel prélevée en aval d'un rejet d'eau usée.

3.2 Critères de qualité descriptifs

Les critères de qualité descriptifs permettent la protection de la qualité esthétique des plans d'eau en stipulant que toutes les eaux doivent être exemptes de substances, ou matériaux, provenant d'activités humaines qui, seules ou combinées à d'autres facteurs, peuvent entraîner :

- une couleur, une odeur, un goût, de la turbidité à un degré susceptible de nuire à quelque usage du cours d'eau;
- des débris, de l'huile, de la mousse en quantité suffisante pour devenir inesthétique ou dommageable;
- des résidus huileux ou graisseux qui causent un film visible à la surface de l'eau;
- une production excessive de plantes aquatiques, de champignons ou de bactéries;
- l'augmentation de substances en concentrations ou en combinaisons telles qu'elles nuisent, sont toxiques ou produisent un effet néfaste pour l'humain, les formes de vie aquatique, semi-aquatique et terrestre.

Ces critères sont énumérés dans [Critères de qualité de l'eau de surface](#) (MELCCb).

3.3 Critères de qualité chimiques

Les critères de qualité sont établis à partir des effets potentiels d'un contaminant, qu'ils soient de nature toxique, organoleptique, esthétique, microbiologique ou radiotoxique. Les critères de qualité chimiques sont déterminés spécifiquement pour chaque contaminant et pour chaque usage de l'eau. Ils sont établis à partir de procédures reconnues qui tiennent compte du mode d'action propre à chaque substance. La méthode

d'élaboration des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique est présentée dans MELCC, 2019, et les méthodes d'élaboration de critères de qualité pour les autres usages de l'eau sont résumées dans [Critères de qualité de l'eau de surface](#) (MELCCb)⁶. Les critères de qualité représentent, pour un contaminant donné, un seuil d'effet prédéterminé ou un seuil sans effet ou sans risque, basé sur un scénario d'exposition des organismes ou de l'humain selon l'usage.

Les OER sont principalement établis à partir des critères de qualité chimiques assurant la protection des usages nommés au chapitre 2. Ce sont :

- les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques;
- les critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques;
- les critères d'activités récréatives et d'esthétique;
- les critères de protection de la vie aquatique chroniques;
- les critères de protection de la faune terrestre piscivore:

Usages de l'eau et critères de qualité		
Sources d'approvisionnement en eau potable	Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques	CPC(EO)
Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés	Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques	CPC(O)
Activités récréatives	Critère d'activités récréatives et d'esthétique	CARE
Vie aquatique	Critère de protection de la vie aquatique chronique	CVAC
Faune terrestre piscivore	Critère de protection de la faune terrestre piscivore	CFTP

Ces critères ont été définis pour des scénarios d'exposition continue. Les critères de qualité s'appliquant à des rejets de courte durée sont décrits à la section 9.

Ces critères de qualité ne sont pas des valeurs immuables. Les concentrations limites établies pour les rejets permanents ou de longues durées continuent d'évoluer au fur et à mesure de l'avancement des connaissances, fournissant de nouvelles données ou méthodes d'évaluation des risques.

3.3.1 Contaminants toxiques

Un contaminant est dit toxique lorsqu'il peut entraîner la mort, le cancer, des mutations génétiques, toutes formes d'anomalies physiologiques ou anatomiques, ou des modifications de comportement chez les organismes ou leur progéniture.

6. Les critères de qualité d'eau de surface ne doivent pas être confondus avec les critères de qualité pour les cas de résurgence d'eaux souterraines qui ne s'appliquent ni aux eaux de surface ni aux effluents d'eaux usées ([Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#)).

Vie aquatique

Un critère de qualité établi pour la protection de la vie aquatique est conçu de façon à protéger tous les organismes de la faune et de la flore aquatiques. Puisque les organismes peuvent être affectés par de courts pics de concentrations ou par des expositions de longue durée à de faibles concentrations, des critères de qualité sont établis pour deux niveaux de protection: les valeurs aiguës finales (VAF) fondées sur des effets sévères à court terme et les critères de vie aquatique chroniques (CVAC) pour protéger des effets chroniques (sous-létaux) à moyen ou long terme. Des valeurs distinctes sont établies pour les eaux douces et les eaux salées (MELCCb). Les valeurs aiguës servent plus particulièrement à l'évaluation des rejets de courte durée ou pour prévoir la toxicité globale aiguë d'un rejet qui n'a pas encore été testé avec des essais de toxicité globale (section 9.3)

Santé humaine et faune piscivore

Les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPC(EO)) sont conçus pour prévenir la contamination des eaux de surface servant à la production d'eau potable et celle de la chair des poissons, mollusques et crustacés consommés par l'humain. Les critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPC(O)) sont conçus pour prévenir la contamination de la chair des poissons, mollusques et crustacés consommés par l'humain dans les plans d'eau où il n'y a pas de prises d'eau potable. Ils sont déterminés pour les substances pouvant s'accumuler dans les tissus des organismes en utilisant les facteurs de bioaccumulation et en considérant certaines hypothèses d'exposition et de risque. Ainsi, les critères sont établis à partir de valeurs par défaut représentant un adulte représentatif de la population, de poids moyen, qui a une consommation quotidienne élevée d'eau et de poisson pour toute la durée de sa vie (MELCCb). Des informations sur une population locale plus fortement exposée peuvent être prises en compte pour établir des critères propres au site. Pour les contaminants suspectés cancérigènes, la base d'un risque négligeable pour la santé humaine correspond à une augmentation maximale de 1 cas de cancer sur un million d'individus. Ces critères de qualité fournissent des valeurs préventives en établissant la concentration la plus élevée à laquelle on ne s'attend à aucun risque à long terme (U.S. EPA, 2010) (section 3.3.5).

Les critères de protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) sont déterminés pour définir des concentrations pour le milieu naturel qui, si elles ne sont pas dépassées, protégeront les mammifères et les oiseaux qui se nourrissent d'eau et d'organismes aquatiques. Ils visent principalement les substances qui ont une très forte propension à se bioaccumuler dans les tissus des organismes aquatiques. Ces critères de qualité (en mg/l) peuvent être traduits en concentration dans les tissus des poissons entiers (en mg/kg) et être utilisés lorsque des vérifications dans les organismes du milieu sont nécessaires (section 11.3).

3.3.2 Contaminants conventionnels

Des critères de qualité sont aussi établis pour les contaminants dits « conventionnels » tels que la DBO₅, les MES et les coliformes fécaux (et d'autres microorganismes indicateurs, comme les entérocoques et *Escherichia coli*). Ce sont des paramètres intégrateurs qui donnent une indication de la contamination générale d'une eau de surface ou d'un effluent par la matière organique, les particules fines de toute nature et les microorganismes pathogènes qu'elle contient. La DBO₅ et les MES peuvent entraîner des effets directs sur les organismes aquatiques, auxquels s'ajoutent certains effets indirects associés à des concentrations élevées, comme une diminution de l'oxygène dissous, de la pénétration de la lumière, de la photosynthèse et de la capacité des organismes à se nourrir (MDDELCC et ECCC, 2016).

Le phosphore se distingue aussi par son mode d'action. Reconnu comme la principale cause de l'eutrophisation en eau douce, ses effets sur le milieu récepteur, comme la modification de l'habitat, la diminution de l'oxygène dissous et la prolifération d'algues et de plantes aquatiques, affectent la biodiversité aquatique et nuisent aux usages récréatifs. En milieu marin, l'azote peut avoir des effets similaires.

Les critères de qualité définis pour les contaminants conventionnels découlent d'études et de constats scientifiques permettant d'évaluer leurs répercussions sur les organismes ou sur le milieu dans lequel ils vivent. La détermination des OER pour les contaminants conventionnels est soumise à des modalités particulières qui sont précisées dans chacune des sections du document.

3.3.3 Durée et fréquence d'application des critères de qualité

Les critères de qualité sont généralement formés de trois composantes, soit d'une concentration, d'une durée et d'une fréquence. La concentration est la valeur du critère de qualité.

La durée est la période pendant laquelle l'exposition des organismes à cette concentration ne causera pas d'effets. Les organismes du milieu ne sont pas exposés à une concentration constante d'un contaminant, mais plutôt à une concentration qui varie avec les fluctuations de la qualité et du débit du cours d'eau et des rejets. De légers écarts de la concentration ambiante par rapport au critère de qualité ne causeront pas nécessairement d'effets si la durée et la fréquence de ces écarts sont limitées. De sorte que la valeur d'un critère de qualité est liée à une durée pendant laquelle l'exposition moyenne ne causera pas d'effets. Cette durée varie selon le type d'effet et, conséquemment, le type d'usage visé. Pour la vie aquatique, on considère de manière générale que des effets sur les organismes peuvent apparaître si, dans le milieu, la concentration moyenne sur quatre jours dépasse le CVAC. Pour certains contaminants, les données toxicologiques sont suffisantes pour permettre de modifier cette durée, c'est le cas notamment pour l'azote ammoniacal dont la durée d'application est de 30 jours (U.S. EPA, 2013).

La fréquence est le nombre de fois qu'un critère peut être dépassé durant une certaine période, sans affecter les communautés aquatiques de façon permanente. Cette fréquence de dépassement se justifie par le fait qu'un rare dépassement d'un critère de qualité peut se produire sans entraîner d'effets permanents, s'il est suivi d'une période suffisamment longue pour que l'écosystème récupère. Une fréquence de dépassement de la valeur du critère d'une fois par trois ans est généralement utilisée par défaut. Elle fournit un degré très élevé de protection (U.S. EPA, 2012).

Contaminants toxiques

Pour la vie aquatique, on considère donc de manière générale que des effets sur les organismes peuvent apparaître si, dans le milieu, la concentration moyenne sur quatre jours dépasse le CVAC plus d'une fois par trois ans. Ces durées et fréquences peuvent toutefois varier selon les conditions du milieu et les espèces qui sont présentes. Celles-ci sont sécuritaires même pour les substances les plus réactives. Une durée particulière peut aussi être définie pour un contaminant donné lorsque les données écotoxicologiques permettent d'établir avec plus de précision la durée à partir de laquelle les organismes commencent à ressentir les effets d'un dépassement de courte durée.

Pour la santé humaine CPC (EO et O) et pour la faune piscivore, CFTP, les concepts de durée et de fréquence ne s'appliquent pas aussi explicitement (U.S. EPA, 2012). On considère plutôt, pour être comparées à ces critères, des concentrations moyennes calculées sur des périodes allant de 30 jours à un an, puisque les effets sont appréhendés après de longues périodes d'exposition. Pour les humains, l'exposition peut aller jusqu'à 70 ans.

Contaminants conventionnels

La fréquence et la durée des dépassements de critères qui induisent des effets néfastes ne sont pas aussi bien définies pour les contaminants conventionnels. Les critères pour la DBO₅ et les MES sont considérés comme des CVAC. Un dépassement des critères de qualité bactériologique cause pour sa part une augmentation du risque pour la santé à court terme. Pour les substances nutritives comme le phosphore, on reconnaît généralement que les critères s'appliquent sur des périodes relativement longues, c'est-à-dire sur une base saisonnière ou annuelle (U.S. EPA, 2010).

Ces durées et fréquences d'application des critères de qualité interviennent notamment dans le choix des débits hydrologiques utilisés pour le calcul des OER (section 7.2).

3.3.4 Caractéristiques physicochimiques du milieu pour la définition des critères de qualité

La toxicité de certains contaminants pour la vie aquatique est influencée par les caractéristiques physicochimiques du milieu. Des variations du pH, de la température, de la dureté, du carbone organique et inorganique dissous, de la proportion des ions majeurs présents, dont les chlorures et les sulfates, de l'alcalinité et de la salinité ont une influence sur la biodisponibilité et la toxicité de certains contaminants. Pour une partie d'entre eux, les critères de qualité sont établis en fonction d'une ou plusieurs de ces composantes.

Ainsi en est-il de l'azote ammoniacal, du phosphore et de certains métaux dont la toxicité ou les effets varient avec les caractéristiques du milieu (MELCCb).

Pour le phosphore, les réponses biologiques dépendent de nombreux facteurs abiotiques (physiques) et biotiques. Le document *Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau* (CCME, 2016) énumère plusieurs de ces facteurs, dont la température, la lumière, le temps de séjour de l'eau, le débit du cours d'eau et son substrat. Ces caractéristiques pouvant difficilement être prises en compte par les critères de qualité, la détermination des OER pour le phosphore est soumise à des modalités particulières (section 6.1).

Pour plusieurs métaux, la toxicité varie avec la dureté du milieu et les critères de qualité sont alors exprimés sous la forme d'une équation. Bien que les équations soient valables pour des duretés allant de 10 mg/l à 400 mg/l de CaCO_3 , la majorité des valeurs de duretés médianes observées dans les plans d'eau du Québec se situent sous 200 mg/l (BQMA, 2009). Des valeurs limites de 10 à 200 mg/l de dureté sont retenues pour l'établissement des OER, à moins d'indication contraire. D'autres précisions sont fournies à la section 11.1 sur les métaux.

La prise en compte de l'influence simultanée de plusieurs variables de la qualité de l'eau sur la valeur d'un critère de qualité, du facteur de décroissance de certains contaminants dans l'environnement ou de caractéristiques particulières à une écorégion, se fait au fur et à mesure du développement des connaissances et de la faisabilité administrative de la réaliser.

Les caractéristiques représentatives des plans d'eau sont recherchées, c'est-à-dire des valeurs correspondant à l'amont immédiat du point de rejet qui excluent les sources directes de contamination. Les règles à suivre pour déterminer ces valeurs sont les mêmes que celles qui ont été adoptées pour établir les concentrations en amont et sont décrites à la section 7.5.

Dans tous les cas, le meilleur jugement est requis pour évaluer la représentativité des concentrations retenues.

3.3.5 Prise en compte des contaminants multiples

Les critères de qualité sont établis pour chacun des contaminants. L'effet cumulatif de plusieurs contaminants présents simultanément n'est alors pas pris en compte.

Vie aquatique

Pour la protection de la vie aquatique, la prise en compte de l'effet cumulé des contaminants contenus dans un effluent se fait par la mesure de la toxicité globale à l'effluent (section 8).

Il est aussi parfois possible, lorsque les interactions entre certains contaminants de même type sont bien connues, d'en tenir compte dans la formulation des OER. Cela peut être fait soit en considérant comme

additives les substances qui occasionnent le même type de réponse à partir du même mode d'action (équation ci-dessous), soit en utilisant des facteurs d'équivalence de la toxicité (FET) qui sont indiqués dans [Critères de qualité de l'eau de surface](#) (MELCCb).

$$\frac{[Substance]_1}{CVAC_1} + \frac{[Substance]_2}{CVAC_2} + \frac{[Substance]_n}{CVAC_n} < 1$$

Santé humaine

Pour la prévention de la contamination de l'eau ou des organismes pour la santé humaine (CPC (O et EO)), l'hypothèse de l'additivité des effets toxiques ne peut s'appliquer de façon systématique. Des facteurs d'équivalence de la toxicité donnant un poids plus ou moins grand aux composés d'une même famille (ex. : dioxines et furanes chlorés) ou des critères de qualité pour une famille complète de composés (ex. : BPC) sont alors recommandés (MELCCb).

Pour les composés de nature cancérigène, les critères de qualité, établis sur la base d'un risque négligeable de 1 cas supplémentaire de cancer sur 1 million d'individus (1×10^{-6}), fournissent une marge de sécurité en présence de plus d'un contaminant cancérigène dans l'effluent. En général des risques allant de 1 cas supplémentaire de cancer sur 1 million d'individus (1×10^{-6}) à 1 cas de cancer supplémentaire sur 100 000 individus (1×10^{-5}) sont considérés comme acceptables. Une concentration associée à un risque de 1 cas de cancer supplémentaire sur 10 000 individus (1×10^{-4}) ne doit jamais être dépassée.

3.4 Autres critères de qualité et critères de qualité propres à un site

D'autres critères de qualité, employés dans des situations particulières, font l'objet de sections distinctes :

- critères de qualité pour les rejets de courte durée (section 9.0)
- critères de qualité pour l'évaluation des sédiments (section 10.3)
- critères de qualité propres à un site (section 10.4)
- critères de qualité pour les contaminants radiotoxiques (section 11.2)
- critères de qualité pour les contaminants bioaccumulables (11.3)

Les modalités d'application de ceux-ci sont aussi décrites dans ces sections.

4. Zone de mélange

4.1 Généralités

L'approche des objectifs environnementaux de rejet repose sur la prémisse que les critères de qualité de l'eau n'ont pas à être respectés directement au point de rejet dans les eaux de surface. Une zone d'impact contiguë au point de rejet, appelée zone de mélange, est habituellement tolérée. Les critères de qualité de l'eau établis sur la base d'une exposition de longue durée peuvent y être dépassés, pourvu qu'il n'y ait pas de mortalités pour les organismes aquatiques et qu'aucun usage ne soit affecté. Cette zone détermine le volume d'eau alloué pour la dilution de l'effluent dans le calcul des objectifs environnementaux de rejet. Les critères de qualité de l'eau devraient être respectés à la limite de la zone de mélange afin que le risque pour le milieu demeure faible.

Cependant, la zone de mélange doit être aussi restreinte que possible de façon à :

- ne pas interférer avec les zones de frai et de développement des premiers stades de vie ni avec les zones coquillères;

- ne pas interférer avec les couloirs de migration des organismes aquatiques ni avec les habitats uniques d'espèces vulnérables ou menacées;
- ne pas créer d'obstacle nuisant au déplacement des poissons à l'embouchure d'un tributaire;
- ne pas se superposer à d'autres zones de mélange, à moins que l'effet combiné des rejets n'ait été considéré;
- ne pas interférer avec une zone d'usages (plage, marina, rampe de mise à l'eau, etc.).

Sur la base des énoncés précédents, les zones de mélange sont définies pour chaque type de milieu à partir de dimensions spatiales qui limitent leur étendue. La zone de mélange prend aussi en considération l'hydrodynamique du milieu naturel, les caractéristiques du rejet et la configuration de l'émissaire. Pour un même rejet, plusieurs zones de mélange peuvent être délimitées en fonction des contaminants visés et des usages répertoriés (figure 3).

Pour les usages considérés partout, soit la vie aquatique et la consommation de poisson, des limites générales servent à restreindre la longueur de cette zone, la proportion du débit à retenir et la dilution maximale allouée. Ainsi :

- lorsque le mélange de l'effluent dans le milieu se fait lentement, des concentrations élevées de contaminants peuvent s'étendre sur plusieurs kilomètres. Pour éviter cette situation, la zone de mélange est limitée à une longueur maximale de 300 mètres;
- lorsque le mélange dans le milieu se fait rapidement, tout le cours d'eau sert à diluer l'effluent bien avant l'atteinte de la longueur maximale de 300 mètres. La zone de mélange est limitée à une portion maximale de 50 % du débit du cours d'eau pour les contaminants toxiques et à 100 % du débit pour les contaminants conventionnels⁷;
- le calcul de la dilution se fait à l'une des deux limites précédentes, soit celle qui est atteinte en premier. Pour les contaminants toxiques, la DBO₅ et les MES, si cette dilution est supérieure à 1 dans 100, la dilution est limitée à 1 dans 100. Dans les lacs et les réservoirs, la dilution maximale allouée est de 1 dans 10, sauf pour le phosphore.

En fonction des usages considérés (prise d'eau potable et activités récréatives), la dilution est évaluée à l'usage et aucune limite maximale de dilution n'est utilisée pour calculer les OER à partir des critères CPC(EO) et CARE. Pour la protection des activités récréatives en lac, une dilution maximale de 1 dans 10 est appliquée.

Les limites de la zone de mélange sont appliquées aux conditions dites « critiques » du mélange effluent-milieu récepteur, de façon à assurer le respect des critères de qualité de l'eau dans la majorité des situations. Ces conditions correspondent au scénario le plus contraignant, mais raisonnable, soit la période où le risque entraîné par le rejet est le plus grand pour la vie aquatique, la faune piscivore et la santé. Ce risque n'est généralement pas défini sur la base de conditions transitoires de très courte durée (quelques heures), mais plutôt en fonction de conditions d'une durée susceptible de causer un impact que l'on cherche à prévenir (quelques jours).

L'attribution d'une zone de mélange ne remplace en aucun temps la mise en place d'une technologie de traitement.

7. Pour les contaminants conventionnels, il est acceptable d'attribuer 100 % du débit du cours d'eau pour évaluer la zone de mélange en raison de leur comportement et de leurs effets qui diffèrent de ceux de contaminants toxiques (décroissance dans le milieu, effets à l'aval lointain, etc.).

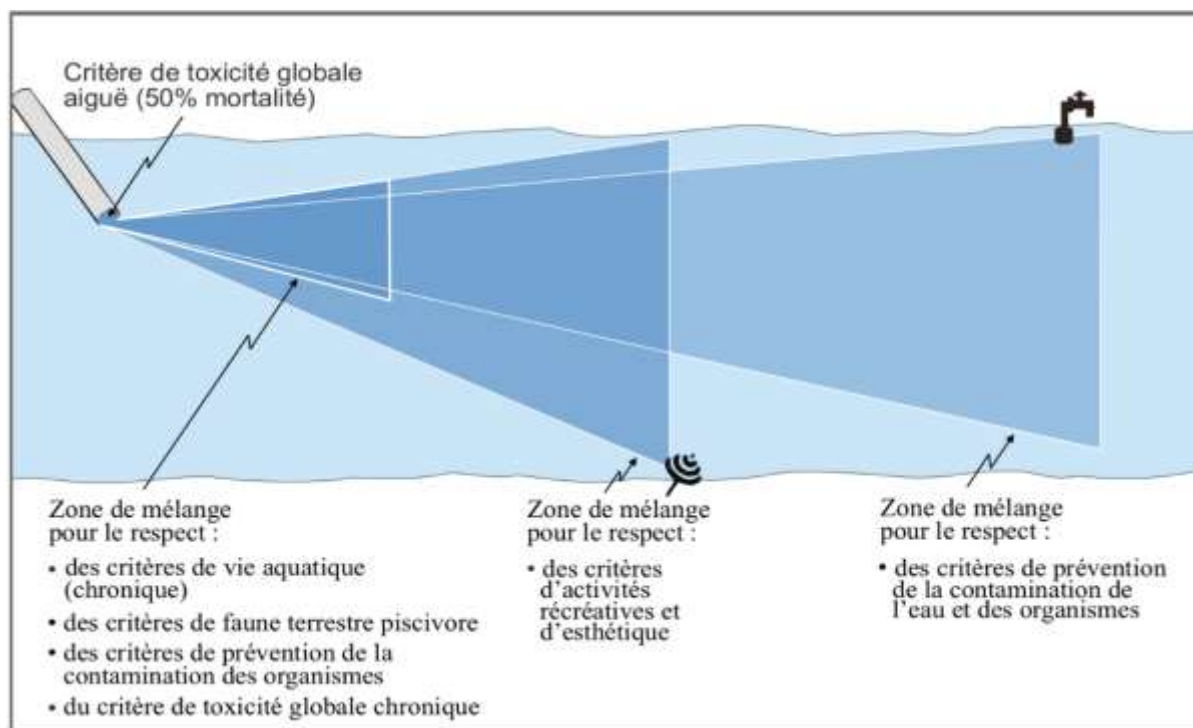


Figure 3 Exemple de zones de mélange possibles pour un même effluent

En rivière, lorsque le mélange complet de l'effluent dans le milieu se produit rapidement, le volume d'eau alloué pour le mélange est défini sur la base des débits d'étiage. Dans tous les autres milieux, et en rivière lorsque le mélange complet ne se produit pas rapidement ou qu'il n'est pas susceptible de se produire (rejet dans de grands cours d'eau), le volume d'eau alloué pour le mélange est établi sur la base d'une modélisation hydrodynamique. Celle-ci permet de simuler les conditions de mélange dans les situations représentatives du milieu. Les conditions critiques et les limites physiques particulières aux zones de mélange pour les différents types de milieux et les différents contaminants sont présentées dans les sections 4.2 à 4.5.

Par ailleurs, certaines situations peuvent entraîner l'élimination ou la réduction de la zone de mélange. C'est le cas :

- pour les substances toxiques persistantes et bioaccumulables (STPB) (section 11.3 et annexe 2)
- lorsque la qualité de l'eau du milieu récepteur est dégradée au-delà des critères de qualité de l'eau;
- lorsque les organismes aquatiques ou les sédiments sont contaminés au-delà des seuils de référence;
- lorsque des effets sur la santé des communautés aquatiques sont documentés.

Les émissaires munis d'un diffuseur sont soumis aux mêmes limites physiques que les autres rejets.

4.2 Zone de mélange en rivière

Les rivières sont des plans d'eau à écoulement continu ou intermittent qui ne présentent pas de gradient naturel de densité. Dans ce type de milieu, les conditions critiques du mélange effluent-milieu récepteur correspondent généralement à la période d'étiage.

Les limites de la zone de mélange diffèrent en rivière selon que l'effluent se mélange complètement ou non dans le milieu. Le mélange complet se fait rapidement (sur une courte distance) dans une petite rivière dont l'écoulement est turbulent. Dans les grandes rivières à écoulement laminaire, il peut ne pas y avoir de mélange complet ou alors il sera lent et créera un panache perceptible sur une très longue distance. La connaissance de l'hydrodynamique et de la géomorphologie du milieu ainsi que le jugement professionnel permettent de définir la manière dont l'effluent se mélangera dans le cours d'eau. Aucune zone de mélange n'est allouée aux rejets dans un cours d'eau intermittent.

Pour le phosphore et les coliformes fécaux, la dilution en rivière peut être restreinte par l'utilisation de l'approche globale, qui permet de tenir compte de l'effet cumulatif de plusieurs rejets d'un même contaminant sur un tronçon de cours d'eau (sections 6.1, 6.2 et 6.3).

Mélange complet

Lorsqu'un effluent se mélange complètement dans toute la masse d'eau, la zone de mélange est définie à partir des débits d'étiage estimés au point de rejet. Aucune modélisation n'est nécessaire, car le mélange est présumé uniforme dans la masse d'eau. La zone de mélange est celle offrant la dilution la plus faible entre ces options :

- pour les contaminants toxiques, la dilution obtenue avec 50 % du débit d'étiage;
- pour les contaminants conventionnels (phosphore, coliformes fécaux, demande biochimique en oxygène et matières en suspension), la dilution obtenue avec 100 % du débit d'étiage ;
- pour tous les contaminants à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
- pour les contaminants considérés en raison de la présence d'une prise d'eau potable, la dilution obtenue avec 100 % du débit d'étiage estimé à la prise d'eau potable, sans limite de dilution.

Des débits hydrologiques différents sont retenus pour chacun des usages. Ces débits d'étiage de référence sont précisés à la section 7.2.

Mélange incomplet

Lorsqu'un effluent ne se mélange pas complètement dans toute la masse d'eau, ce qui est souvent le cas dans les grandes rivières, la zone de mélange attribuée est limitée par une longueur maximale, et la dilution est déterminée à l'aide d'une modélisation hydrodynamique. Les conditions critiques correspondent généralement aux caractéristiques du milieu en conditions d'étiage et la zone de mélange est celle offrant la dilution la plus faible entre ces options :

- pour les contaminants toxiques, la DBO₅ et les MES, une longueur maximale de 300 mètres;
- pour les contaminants toxiques, un débit de 50 % du débit de la rivière en étiage;
- pour tous les contaminants à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
- pour les coliformes fécaux, la distance entre l'usage à protéger et le point de rejet. Lorsqu'un usage de contact (kayak, navigation de plaisance, etc.) peut être considéré partout dans le secteur du point de rejet, la zone de mélange allouée est limitée à une longueur maximale de 50 mètres.
- pour les contaminants considérés en raison de la présence d'une prise d'eau potable, un débit de 100 % du débit d'étiage estimé à la prise d'eau potable, sans limite de dilution maximale ;
- pour le phosphore, la modélisation hydrodynamique n'est pas utilisée pour calculer l'OER, à l'exception des cas où un usage sensible à l'eutrophisation est situé en aval immédiat d'un rejet.

Un exploitant peut procéder à un test de dispersion dans le milieu. Les conditions de réalisation du test doivent alors représenter le plus fidèlement possible les conditions d'étiage du milieu (section 7.3).

4.3 Zone de mélange en lac, en réservoir ou en baie fermée

Les lacs, les réservoirs et les baies fermées constituent des milieux particulièrement sensibles aux apports de contaminants. Leurs conditions hydrodynamiques favorisent généralement la sédimentation et conduit à un mélange lent de l'effluent dans le milieu. La dilution des rejets en lac, en réservoir ou en baie fermée est déterminée à partir d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de dispersion réalisé par l'exploitant. La détermination du facteur de dilution en conditions critiques repose sur un ensemble de conditions hydrologiques telles que le niveau d'eau, la vitesse et la direction des courants et des vents, les variations de température ainsi que la présence d'une stratification saisonnière. La présence d'une thermocline à certaines périodes de l'année est un élément important à considérer, car elle est particulièrement limitante pour le mélange d'un rejet dans la colonne d'eau.

La zone de mélange applicable en lac, réservoir ou baie fermée est celle offrant la dilution la plus faible entre ces options :

- pour les contaminants toxiques, la DBO₅ et les MES, une longueur maximale de 300 mètres;
- pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore, une longueur correspondant à la distance entre le point de rejet et la fin de la zone de dilution initiale⁸;
- pour tous les contaminants, incluant les coliformes fécaux, mais excluant le phosphore, une dilution maximale de 1 dans 10;
- pour tous les contaminants, aucune zone de mélange allouée aux rejets en rive;
- pour les contaminants considérés en raison de la présence d'une prise d'eau potable, la distance entre le rejet et la prise d'eau potable; sans limite de dilution;
- pour les microorganismes susceptibles de restreindre la pratique des activités récréatives, la zone de mélange allouée est limitée par un rayon de 50 m autour du point de rejet.

La bathymétrie et la stratification de certains lacs font en sorte que des fosses peuvent être propices à l'accumulation de contaminants. La zone de mélange allouée doit permettre de prévenir l'accumulation des contaminants au-delà des critères de qualité de l'eau dans le lac ou dans une portion du lac.

Bien qu'elles soient contraignantes, les limites de la zone de mélange pour les lacs, les réservoirs et les baies fermées sont insuffisantes pour protéger ces milieux des effets possibles d'un apport excessif de phosphore. La section 6.1.1 donne des indications sur la façon d'établir les concentrations et charges de ce contaminant qui peuvent être rejetées dans ces milieux.

Aucun rejet d'eaux usées n'est toléré dans un lac sans décharge de surface.

4.4 Zone de mélange dans les milieux humides

Les rejets en milieu humide (étangs, marais, marécages et tourbières) ne sont pas souhaitables. Lorsqu'un rejet en milieu humide ne peut être évité, trois situations sont possibles :

- S'il s'agit d'un milieu humide sans lien avec le réseau hydrographique, aucune zone de mélange n'est allouée ;
- S'il s'agit d'un milieu humide en lien avec le réseau hydrographique et qu'un débit d'étiage ne peut être calculé, aucune zone de mélange n'est allouée;
- S'il s'agit d'un milieu humide en lien avec le réseau hydrographique et qu'un débit d'étiage peut être calculé, la dilution est estimée en considérant les limites suivantes :

8. La zone de dilution initiale est la zone où les caractéristiques du rejet (densité, vitesse de sortie, géométrie de l'émissaire, etc.) influencent la trajectoire et le mélange initial de l'effluent dans le milieu récepteur. Elle se termine à la limite de la région de rayonnement proche (*near-field region*) dans une modélisation faite avec le logiciel Cormix.

- pour les contaminants toxiques, la dilution obtenue avec 50 % du débit d'étiage,
- pour les contaminants conventionnels (phosphore, coliformes fécaux, demande biochimique en oxygène et matières en suspension), la dilution obtenue avec 100 % du débit d'étiage,
- pour tous les contaminants à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 10.

4.5 Zone de mélange dans les estuaires et les eaux côtières

Les estuaires et les eaux côtières sont des milieux caractérisés par la présence de courants qui fluctuent en intensité et en direction sous l'influence des marées. Dans plusieurs de ces secteurs, la direction du courant peut s'inverser plusieurs fois par jour. L'hydrodynamique y est aussi influencée par les apports d'eau douce, la profondeur et la stratification de la colonne d'eau. Le mélange d'un effluent en estuaire et en eaux côtières est souvent complexe à modéliser.

Bien que certaines sections estuariennes se situent en eau douce (au Québec, elle s'étend de Trois-Rivières à la pointe est de l'île d'Orléans), les estuaires et les eaux côtières sont habituellement des milieux saumâtres ou marins. Un effluent d'eau douce rejeté en eau salée forme généralement un panache qui s'élève rapidement pour ensuite s'étaler autour du point de rejet et flotter en surface. Une fois en surface, le mélange est limité à la couche superficielle jusqu'à ce que les densités relatives des deux masses d'eau permettent qu'il s'étende dans toute la colonne d'eau. Le mélange vertical complet du rejet dans toute la profondeur d'eau peut prendre quelques kilomètres.

La dilution des rejets dans ces milieux est déterminée à l'aide d'une modélisation hydrodynamique. Lorsque les données sont disponibles, l'analyse de la dispersion dans plusieurs types de conditions permet de déterminer celles qui sont critiques du mélange (saison, présence de stratification, etc.). La détermination du facteur de dilution en conditions critiques est évaluée sur la base du niveau d'exposition moyen des organismes au cours d'un cycle complet de marée. À cet effet, il est recommandé d'utiliser le 50^e percentile des données de vitesse de courant sur un cycle de marée pour la modélisation⁹. S'il y a inversion de courant, l'effet de réentraînement du panache de contaminants peut être pris en considération dans l'évaluation du facteur de dilution (Washington, 2015b).

Pour la protection des activités récréatives, puisque l'impact d'un dépassement des critères de qualité bactériologique peut survenir à la suite d'une exposition de très courte durée, les paramètres de modélisation (vitesse, profondeurs, distances) représentant la condition de la « basse mer inférieure grande marée » sont retenus.

Dans les estuaires et les eaux côtières, la zone de mélange est délimitée par la plus contraignante des situations suivantes :

- pour tous les contaminants, sauf le phosphore et les coliformes fécaux, un rayon maximal de 300 mètres autour du point de rejet;
- pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
- en eau douce, pour les contaminants vérifiés en raison de la présence d'une prise d'eau potable, la distance entre le rejet et la prise d'eau potable.

Le phosphore et les coliformes fécaux ne font l'objet d'aucune contrainte de dilution maximale. Pour les coliformes fécaux, l'emplacement de l'usage à protéger délimite la zone de mélange. Lorsqu'un usage de contact (kayak, pêche) peut être considéré partout dans le secteur du point de rejet, la zone de mélange allouée est limitée par un rayon de 50 m autour du point de rejet. Pour le phosphore, une analyse au cas par cas est nécessaire pour tenir compte de certaines conditions particulières du milieu récepteur, comme

9. Cette valeur est utilisée dans la modélisation avec les profondeurs et distances au niveau de la « basse mer inférieure marée moyenne » (*MLLW – mean lower low water*).

la rencontre de masses d'eau douce et d'eau salée, qui peut favoriser localement le développement d'algues et de plantes aquatiques.

5. Objectifs environnementaux de rejet : approche locale

5.1 Généralités

Des objectifs environnementaux de rejet sont calculés pour les contaminants chimiques et pour la toxicité globale aiguë et chronique de l'effluent lorsqu'un rejet est susceptible de conduire à un dépassement de critères de qualité dans le milieu. Les OER calculés selon l'approche locale sont basés sur un bilan de charges impliquant une portion de plan d'eau. Comme la dégradation des contaminants principalement responsables de la toxicité des effluents serait négligeable aux environs du point de rejet (U.S. EPA, 1991b), les contaminants sont considérés comme conservatifs à l'intérieur de la zone de mélange. Le bilan de charges est donc établi de façon à ce que, pour un contaminant donné, l'addition de la charge de l'effluent à celle du plan d'eau en amont du rejet respecte la charge maximale allouée basée sur le respect du critère de qualité de l'eau à la limite de la zone de mélange. Le calcul des OER prend en compte le débit du milieu récepteur alloué pour la dilution de l'effluent, le débit de l'effluent, la qualité de l'eau en amont du point de rejet et les critères de qualité de l'eau assurant la protection des usages retenus. Un calcul similaire est également fait pour la toxicité globale de l'effluent (section 8).

Le calcul des OER peut aussi être fait à partir d'une approche globale (rejets multiples) lorsque plusieurs sources d'un même contaminant sont présentes dans un tronçon de cours d'eau. L'approche globale est présentée à la section 6, et les conditions d'utilisation de l'une et l'autre des approches sont résumées dans le tableau 2 à la fin de la même section.

Tableau 2 Limites maximales de la zone de mélange et de la dilution pour les différents types de milieux

Type de milieu	Méthode pour déterminer la dilution	Usages			
		Usages à protéger partout ¹⁰	Approvisionnement en eau potable	Usages affectés par le phosphore	Usages affectés par les coliformes fécaux
Rivière mélange complet	à Débit d'étiage	<u>Zone de mélange</u> : • 50 % du débit d'étiage (toxiques) • 100 % du débit d'étiage (conventionnels) <u>Dilution maximale</u> : 1/100	<u>Zone de mélange</u> : 100 % du débit d'étiage au site de la prise d'eau <u>Dilution maximale</u> : aucune	<u>Zone de mélange</u> : 100 % du débit d'étiage au point de rejet ou à la limite d'un tronçon de rivière considéré (approche globale) <u>Dilution maximale</u> : aucune	<u>Zone de mélange</u> : 100 % du débit d'étiage au site de l'usage le plus contraignant en aval du rejet (approche locale ou globale) <u>Dilution maximale</u> : aucune
Rivière mélange incomplet	à Modélisation hydrodynamique	<u>Zone de mélange</u> : volume d'eau à 300 m, avec débit de dilution n'excédant pas : • 50 % du débit d'étiage (toxiques) • 100 % du débit d'étiage (conventionnels) <u>Dilution maximale</u> : 1/100	<u>Zone de mélange</u> : 100 % du débit d'étiage si mélange complet au site de la prise d'eau ou, sinon, le pourcentage du débit d'étiage diluant à la prise d'eau <u>Dilution maximale</u> : aucune	<u>Zone de mélange</u> : 100 % du débit d'étiage à la limite d'un tronçon de rivière considéré (approche globale) <u>Dilution maximale</u> : aucune	<u>Zone de mélange</u> : • volume d'eau entre l'usage à protéger et le rejet • volume d'eau à 50 m si rejet dans une zone de contact indirect <u>Dilution maximale</u> : aucune
Lac, réservoir et baie fermée	Modélisation hydrodynamique	<u>Zone de mélange</u> : volume d'eau de la zone de dilution initiale, mais n'excédant pas 300 m <u>Dilution maximale</u> : 1/10 sauf pour rejet en rive où aucune dilution n'est allouée	<u>Zone de mélange</u> : longueur équivalant à la distance entre le rejet et la prise d'eau <u>Dilution maximale</u> : aucune	Analyse au cas par cas	<u>Zone de mélange</u> : volume d'eau de la zone de dilution initiale, mais n'excédant pas 300 m <u>Dilution maximale</u> : 1/10
Milieux humides	Débit d'étiage (si estimation possible)	<u>Zone de mélange</u> : • 50 % du débit d'étiage (toxiques) • 100 % du débit d'étiage (conventionnels) <u>Dilution maximale</u> : 1/10 sauf pour rejet dans milieu humide sans lien avec le réseau hydrographique où aucune dilution n'est allouée	s. o.	Analyse au cas par cas	s. o.
Estuaire et eaux côtières	Modélisation hydrodynamique	<u>Zone de mélange</u> : rayon de 300 m <u>Dilution maximale</u> : 1/100	s. o.	Analyse au cas par cas	<u>Zone de mélange</u> : • longueur équivalant à la distance entre l'usage à protéger et le rejet • longueur de 50 m si rejet dans une zone de contact indirect <u>Dilution maximale</u> : aucune

10. Les usages à protéger partout excluent la vie aquatique pour les effets liés au phosphore, l'approvisionnement en eau potable et les activités récréatives.

5.2 OER pour les contaminants chimiques

Le bilan de charges ci-dessous est utilisé pour calculer les objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants chimiques. Seules les principales équations sont présentées dans cette section. Le développement complet des équations est fourni à l'annexe 3. Dans l'équation 1, le premier terme représente la charge amont, le second représente la charge allouée à l'effluent et le dernier est la charge maximale permise à la limite de la zone de mélange.

$$C_{am}Q_{am} + C_eQ_e = C_c(Q_{am} + Q_e) \quad (1)$$

Où : C_{am} = Concentration amont du contaminant dans le milieu récepteur¹¹
 Q_{am} = Débit amont qui correspond à la portion du débit du milieu allouée pour le mélange de l'effluent. Le débit amont prend en considération la fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet de la façon suivante :

$$Q_{am} = Q_r - fQ_e$$

C_e = Concentration allouée à l'effluent pour un contaminant donné¹². Elle correspond à l'OER en concentration
 Q_e = Débit de l'effluent
 C_c = Concentration correspondant au critère de qualité de l'eau retenu pour un contaminant et un usage donnés
 Q_r = Débit du milieu récepteur alloué pour le mélange de l'effluent
 f = Fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet. Le facteur f prend la valeur « 1 » si l'eau d'approvisionnement est entièrement tirée du cours d'eau en amont du point de rejet et est égal à « 0 » si l'approvisionnement en eau se fait à partir d'un autre bassin versant ou à partir d'eau souterraine.

La charge allouée à l'effluent (C_eQ_e) correspond à la charge associée au respect du critère de qualité (charge maximale permise à la limite de la zone de mélange), de laquelle est soustraite la charge déjà présente dans le milieu (charge amont). Comme l'illustre la figure 4, ces charges se définissent ainsi :

$$C_eQ_e = C_c(Q_{am} + Q_e) - C_{am}Q_{am} \quad (2)$$

11. Cette concentration est exprimée en concentration totale pour tous les contaminants à l'exception des métaux, pour lesquels elle est exprimée en métal extractible total.

12. Cette concentration est exprimée en concentration totale pour tous les contaminants à l'exception des métaux, pour lesquels elle est exprimée en métal extractible total.

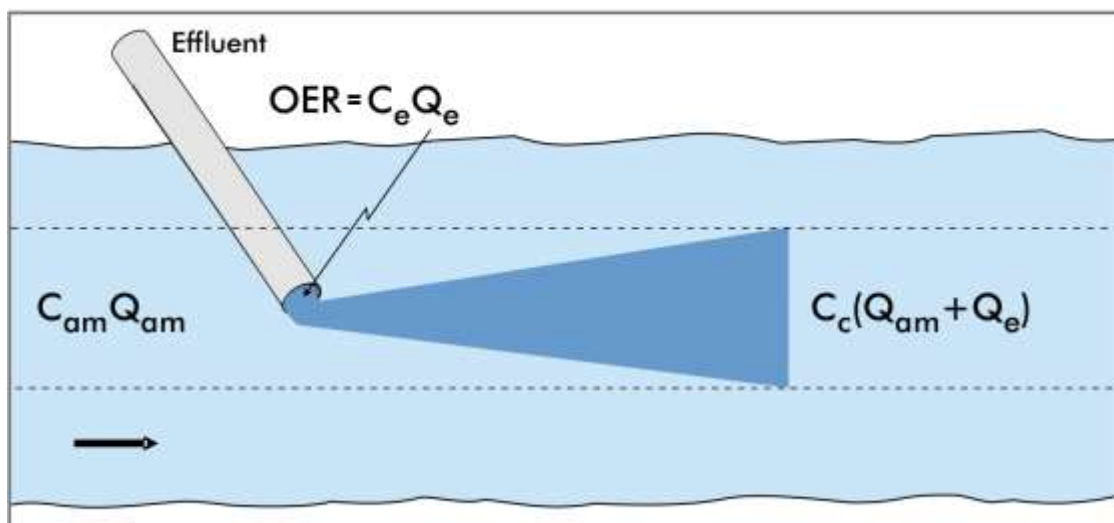


Figure 4 Éléments du bilan de charges

L'équation (2) peut être transformée en remplaçant Q_{am} par sa définition ($Q_r - fQ_e$) et en isolant C_e :

$$C_e = \frac{C_c(Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

C_e représente l'OER, exprimé en concentration, pour un contaminant donné. Il peut aussi être calculé avec les équations remaniées de façon à intégrer le facteur de dilution (Fd). Le facteur de dilution est défini comme le rapport entre le débit d'effluent et le débit du cours d'eau qui contribue à la dilution, soit la somme du débit amont et du débit d'effluent. Le facteur de dilution est toujours exprimé sous forme de fraction (par exemple, $Fd = 0,01$ pour une dilution de 1 dans 100).

$$Fd = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

En substituant le facteur de dilution (Fd) dans l'équation 3, la concentration allouée à l'effluent devient :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

Cette équation simplifiée permet le calcul des OER dans les cas où le facteur de dilution a été établi à partir d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de dispersion.

À partir de C_e , la charge allouée à l'effluent est déterminée par :

$$C_e \times Q_e \quad (6)$$

Pour un contaminant donné, ce calcul est effectué pour tous les usages susceptibles d'être affectés par le rejet en considérant dans chacun des cas la zone de mélange propre à l'usage. L'OER le plus limitant est alors retenu, de façon à assurer la protection de tous les usages retenus.

Des exemples de calcul d'OER pour des eaux usées industrielles ou municipales sont présentés à l'annexe 4.

Mélange d'eaux contaminées et non contaminées

Dans les cas où l'effluent n'est pas uniformément constitué d'eaux contaminées, mais plutôt d'une proportion d'eaux de procédé diluées par des eaux non contaminées, il est possible de déterminer des OER pour les eaux de procédé uniquement. Pour ce faire, on pose :

$$C_e = P_{ep} C_{ep} + P_{enc} C_{enc}$$

Où :

C_{ep}	=	Concentration des eaux de procédé
C_{enc}	=	Concentration des eaux non contaminées
P_{ep}	=	Proportion des eaux de procédé dans l'effluent total
P_{enc}	=	Proportion des eaux non contaminées dans l'effluent total

En insérant cette équation dans l'équation 5 et en réarrangeant les termes, on trouve :

$$C_{ep} = \frac{1}{P_{ep}} \left[\frac{C_c - C_{am}}{F_d} + C_{am} - P_{enc} C_{enc} \right] \quad (7)$$

Dans le cas où les eaux non contaminées sont puisées en amont du point de rejet, la concentration des eaux non contaminées C_{enc} est la même que la concentration du milieu récepteur C_{am} . L'équation 7 se réduit alors à :

$$C_{ep} = \frac{C_c - C_{am}}{P_{ep} F_d} + C_{am} \quad (8)$$

À partir de C_{ep} la charge allouée aux eaux de procédé est déterminée par :

$$C_{ep} \times P_{ep} Q_e \quad (9)$$

D'autres exemples de calculs sont présentés à l'annexe 4.

6. Objectifs environnementaux de rejet : approche globale pour les rejets multiples

L'approche globale tient compte des sources multiples d'un même contaminant à l'échelle d'un tronçon prédéterminé. Celui-ci peut être limité à un tronçon d'un kilomètre de cours d'eau, à un sous-bassin ou à un bassin versant complet, selon le problème associé au contaminant considéré.

6.1 Approche globale pour le phosphore et les coliformes fécaux

Cette approche, qui repose sur un modèle simple de répartition par tronçon, permet de distribuer la charge allouée pour un contaminant entre les sources présentes sur le tronçon. Elle est utilisée principalement pour certains contaminants conventionnels (phosphore et coliformes fécaux) afin de prévenir la

manifestation de problèmes à l'aval lointain de certaines sources (au-delà de la zone de mélange) et pour tenir compte du caractère conservatif ou non conservatif de certains contaminants.

Pour un contaminant, la même concentration est allouée à chaque effluent selon l'équation suivante :

$$C_e = (C_c - C_{am}) \times \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{ei} e^{-kt_i}} \quad (10)$$

Où :

- n = Nombre d'effluents en amont de l'usage considéré
- Q_{ei} = Débit de l'effluent i
- K = Constante de décroissance du contaminant (si le contaminant est conservatif, $k = 0$)
- t_i = Temps de parcours entre le point de rejet de l'effluent i et l'usage considéré (celui-ci est évalué par la vitesse moyenne du courant et la distance entre le rejet et l'usage)

Le calcul peut être fait à l'aval de chacune des sources de contamination ou à l'endroit où l'usage doit être protégé. La concentration au point où le taux de dilution ($Q_r / \sum Q_{ei}$) est minimal détermine la concentration à respecter pour toutes les sources situées en amont de ce point.

Les débits de rivière utilisés dans le modèle de répartition par tronçon sont les débits d'étiage qui correspondent aux usages à protéger, tel qu'ils sont présentés dans le tableau 3. Les débits d'effluent sont, quant à eux, déterminés selon les recommandations de la section 7.4. Afin de s'assurer que la modélisation reflète le plus fidèlement possible les conditions réelles et ainsi de définir des OER réalistes, il est important de bien estimer la vitesse moyenne du courant et la constante de décroissance du contaminant, s'il y a lieu.

Il est également possible de considérer l'apport de sources diffuses s'il a été évalué ou d'ajouter une marge de sécurité pour tenir compte du développement futur sur le tronçon modélisé.

Le modèle de répartition par tronçon est utilisé en complément de l'approche locale présentée au chapitre 5. L'OER le plus protecteur obtenu selon l'une ou l'autre des approches est retenu. Lorsque ce calcul donne un OER inférieur au critère de qualité de l'eau, l'OER retenu est le critère de qualité de l'eau. Un exemple de calcul d'OER effectué selon l'approche globale est présenté à l'annexe 4.

6.1.1 Phosphore

Le phosphore est considéré comme conservatif sur de longues distances et ses effets doivent être évalués à grande échelle. Par conséquent, l'ensemble des apports doit être considéré lorsqu'on veut en évaluer les impacts.

Le phosphore est un élément essentiel de l'écosystème aquatique. Présent en excès, il peut cependant mener à l'eutrophisation du milieu. Des modifications d'habitats et de communautés sont alors susceptibles de se produire. Les activités récréatives peuvent également être compromises en raison de la dégradation de l'aspect esthétique de l'eau. Enfin, la prolifération excessive de cyanobactéries, dont certaines produisent des toxines, représente un risque pour la santé pour ceux qui entrent en contact avec l'eau ou qui la consomment. Aussi appelées fleur d'eau, de telles proliférations sont attribuables, entre autres, à un surplus de phosphore dans le milieu.

Pour ces raisons, certains usages sont qualifiés de « sensibles » aux apports de phosphore. Les habitats fauniques particuliers (par exemple, les frayères et les secteurs coquilliers), les prises d'eau potable et les plages (à cause des activités de contact direct) entrent dans cette catégorie.

Certains milieux sont considérés comme particulièrement sensibles parce que leurs caractéristiques hydrodynamiques favorisent l'expression du phosphore. C'est le cas des lacs, des réservoirs et des baies fermées.

Phosphore en rivière

Le modèle de répartition par tronçon (équation 10) pour le phosphore en rivière se distingue par :

- l'utilisation d'une constante de décroissance nulle (le phosphore est considéré comme conservatif);
- le fait qu'il situe la fin du tronçon à l'embouchure du cours d'eau considéré. La concentration allouée aux rejets sur un tronçon est donc déterminée à partir du débit d'étiage à l'embouchure du cours d'eau.

Il arrive que le critère de qualité pour le phosphore soit dépassé à l'embouchure du cours d'eau lorsque les sources de phosphore sont importantes dans un bassin versant, entre autres celles d'origine diffuse. Ces bassins, appelés [bassins versants en surplus de phosphore](#) (ou bassins versants dégradés), sont nombreux au Québec et couvrent une grande partie des basses-terres du Saint-Laurent. Pour ces cours d'eau, le calcul d'un OER avec l'approche locale ou globale n'est pas applicable puisque le milieu reçoit déjà des charges en phosphore qui excèdent le niveau souhaitable. En théorie, aucune charge supplémentaire de phosphore ne devrait être ajoutée dans le cours d'eau. Dans cette situation, les rejets de phosphore de sources ponctuelles sont gérés par l'entremise de lignes directrices sectorielles qui fixent des limites technologiques tenant compte, notamment, de la sensibilité des milieux récepteurs et des contraintes économiques (MDDEP, 2008b et 2011, MDDELCC, 2014a et 2015b). Lorsque le cadre législatif le permet, cette gestion se fait dans une perspective d'amélioration continue.

Phosphore en lac, en réservoir ou en baie fermée

Les lacs, les réservoirs et les baies fermées constituent des milieux particulièrement sensibles aux apports en phosphore et nécessitent un maximum de protection. Les conditions caractérisant ces milieux (écoulement lent, temps de renouvellement long, réchauffement de l'eau) sont généralement plus favorables à la croissance des algues et des plantes aquatiques que celles qu'on retrouve dans des milieux à écoulement continu. Ces écosystèmes retiennent une partie du phosphore et ce taux de rétention dépend de la morphologie du plan d'eau et du temps de séjour de l'eau. De plus, lorsque ces milieux sont productifs, une partie du phosphore retenu dans les sédiments peut être libérée vers la colonne d'eau sous certaines conditions, par exemple en présence d'anoxie à l'interface eau-sédiments. Une charge interne supplémentaire de phosphore est alors fréquemment observée. Ce processus est souvent irréversible et, lorsque la récupération est possible, elle peut prendre beaucoup de temps. Donc, même lorsque les apports diminuent, l'impact des rejets passés peut continuer à se manifester pendant plusieurs années, en raison du phosphore qui est accumulé.

Dans les milieux comme les lacs, le phosphore est soumis à une dynamique complexe. Les modèles d'apports de phosphore et de prédiction de l'eutrophisation sont depuis longtemps considérés comme des outils valables pour évaluer les charges admissibles et la concentration en phosphore. Cependant, leurs limites sont mieux comprises aujourd'hui en ce qui regarde leur précision, leur représentativité et leur utilisation comme aide à la prise de décision (Roy, 2015). Ainsi, ces modèles ne permettent pas de déterminer directement la charge admissible que peut recevoir un lac sans subir d'effets jugés inacceptables. Les modèles sont des outils d'estimation alors que la détermination de la charge admissible fait appel à des considérations d'effets non acceptables et de protection des usages qui peuvent être variables.

Une analyse complémentaire au cas par cas est nécessaire car les directives sectorielles du Ministère sur le phosphore ne fixent que les exigences de base pour les rejets en lac. Les modèles d'apports peuvent alors servir à estimer l'importance relative des sources de phosphore dans le bassin versant ou à comparer différents scénarios de rejet. Ces résultats doivent être examinés conjointement avec les observations et les données disponibles sur le lac. Un jugement doit être porté sur la représentativité, la justesse et la précision des résultats obtenus. Lorsque l'incertitude est trop grande, le principe de précaution s'applique.

6.1.2 Coliformes fécaux

Pour la protection d'usages sensibles à la présence de microorganismes pathogènes, un bilan des concentrations de coliformes fécaux est fait pour la portion du bassin versant concernée.

Le modèle de répartition par tronçon (équation 10) appliqué aux coliformes fécaux se distingue par :

- l'utilisation d'une constante de décroissance qui se révèle déterminante sur l'exportation de ces bactéries indicatrices. Une constante de $0,02 \text{ h}^{-1}$ est utilisée par défaut. Afin d'assurer une protection supplémentaire pour les prises d'eau potable, l'utilisation d'une constante de $0,01 \text{ h}^{-1}$ est recommandée.
- le fait qu'il situe la fin du tronçon à la hauteur de l'usage sensible (activités de contact avec l'eau, prises d'eau potable, zones de cueillette de mollusques, etc.).

6.2 Approche globale pour la DBO₅

Pour l'approche tant locale que globale, l'établissement d'un OER pour la DBO₅ vise à protéger le milieu récepteur des baisses d'oxygène dissous susceptibles de nuire à la vie aquatique. Cet OER s'inscrit généralement dans une approche de gestion simplifiée qui permet d'orienter le concepteur vers le niveau de traitement requis pour l'épuration d'eaux usées chargées en matière organique. Son calcul est basé sur des hypothèses prudentes qui compensent l'incertitude du comportement de l'oxygène dissous selon les conditions du milieu (oxydation de la matière organique carbonée, nitrification, demande en oxygène des sédiments, réaération, température, photosynthèse et respiration).

Il existe plusieurs modèles, de complexité variable, qui permettent de simuler les phénomènes qui régissent les concentrations d'oxygène dissous en rivière (U.S. EPA, 1997). Ces modèles, dont un des plus connus est QUAL2K (Chapra et collab., 2008), permettent aussi de prendre en considération l'impact de rejets, simples ou multiples, de DBO₅ dans le milieu. Ils requièrent des données sur le milieu récepteur qui ne sont pas recueillies de façon courante et font appel à des coefficients dont les valeurs sont à valider pour les conditions qui existent au Québec.

Un exploitant peut tenter de démontrer que le dépassement de l'OER en DBO₅ ne cause pas de déficit en oxygène dissous dans le milieu. Cette démonstration peut toutefois se révéler complexe. L'exploitant doit concevoir un devis d'échantillonnage qui prend en considération un ensemble de facteurs qui influencent les valeurs en oxygène dissous (fluctuations selon un cycle journalier, température de l'eau, présence de zones de ralentissement de courant, etc.) et présenter une proposition au Ministère.

6.3 Approche globale pour les contaminants toxiques

L'approche locale est retenue pour la majorité des rejets contenant des contaminants toxiques. Toutefois, lorsque plusieurs effluents se rejettent dans le même émissaire ou sur une courte distance (de l'ordre de un kilomètre), l'effet combiné des rejets est considéré en attribuant une seule zone de mélange pour l'ensemble des effluents. Le facteur de dilution global est alors calculé sur la base de l'ensemble des débits d'effluent, et la charge globale est établie sur la base des équations (5) et (6).

Le mode de répartition le plus commun attribue la même concentration allouée d'un contaminant à tous les effluents et la charge est répartie entre les rejets au prorata de leur débit respectif. Si un contaminant est présent uniquement dans un effluent, la charge globale lui est allouée et la concentration est réajustée en conséquence.

L'impact cumulatif de plusieurs rejets sur un même tronçon de cours d'eau est également pris en compte de plusieurs autres façons dans l'établissement des OER :

- La concentration d'un contaminant dans le milieu naturel, en amont immédiat d'un rejet, tient compte des charges rejetées par les sources présentes en amont du point de rejet. L'OER qui prend en considération la concentration amont dans son calcul, limite l'allocation de charges nouvelles au milieu en fonction de cette valeur.

- Pour les contaminants toxiques, seulement une portion du débit de la rivière est allouée pour le mélange des eaux usées et non la totalité du débit d'un cours d'eau. Si requis, dans une région où un développement industriel important est prévu ou s'il y a déjà plusieurs rejets de même type dans un petit cours d'eau, il est possible d'utiliser un plus petit pourcentage de débit de la rivière pour définir la zone de mélange de chacun des rejets.
- Dans le fleuve et les grands plans d'eau, la dilution maximale allouée est de 1 dans 100, même lorsque la dilution réelle est supérieure. Cela permet entre autres de tenir compte de la grande quantité de rejets que reçoit ce plan d'eau alors qu'on ne peut en comptabiliser les charges.

Lorsque l'approche globale est retenue pour les contaminants toxiques, elle l'est généralement aussi pour la DBO₅ et les MES.

Tableau 3 Conditions d'utilisation de l'approche locale et de l'approche globale selon le contaminant

Contaminant	Approche locale généralement retenue	Approche globale généralement retenue	Précisions
Toxiques	√		Approche globale retenue s'il y a plusieurs rejets dans un émissaire ou si les rejets se superposent (généralement à l'intérieur d'un kilomètre)
DBO ₅	√		Utilisation possible de modèles de simulation de l'O ₂ dissous en rivière ou de mesures dans le milieu pour vérifier l'OER obtenu avec l'approche locale et approche globale retenue si plusieurs zones de mélange se superposent (généralement à l'intérieur d'un kilomètre)
Matières en suspension	√		Approche globale retenue si plusieurs zones de mélange se superposent (généralement à l'intérieur d'un kilomètre)
Phosphore		√	Approche locale aussi utilisée si zone de mélange basée sur débits d'étiage OER retenu : le plus contraignant entre les deux approches
Coliformes fécaux	√ (milieux récepteurs avec peu ou pas de dilution)	√ (grands milieux récepteurs)	OER retenu : le plus contraignant entre les deux approches

7. Éléments de calcul des objectifs environnementaux de rejet

7.1 Sélection des contaminants préoccupants à l'effluent

La présélection des contaminants susceptibles d'être présents dans les eaux usées générées par un secteur d'activité s'appuie au départ sur différentes sources d'information et approches possibles, selon qu'il s'agisse d'un nouveau projet ou d'un projet existant ou déjà bien documenté.

En absence de données de suivi, l'ensemble des informations utiles inclut sans y être limité :

- la source d'eau (de surface, de pluie ou souterraine);
- les paramètres de conception du système de traitement (ex. : DBO, MES, NH₃-NH₄⁺), les matières premières utilisées, les intrants du procédé, les intrants du traitement et les sous-produits formés par le procédé ou le traitement ;
- les fiches signalétiques complètes¹³ récentes des intrants avec les dosages et les concentrations attendues à l'effluent final ;
- les concentrations à l'effluent des contaminants recensés dans la littérature pour des secteurs d'activité et des procédés de traitement similaires ;
- les concentrations à l'effluent répertoriées dans la base de données de suivi environnemental de l'U.S. EPA;
- les résultats d'essais pilotes ou les résultats d'essais de lixiviation.

Dans ce cas, la liste de départ des paramètres d'intérêt à caractériser pour le secteur est bâtie en comparant les concentrations maximales probables à l'effluent (c'est-à-dire les concentrations maximales observées multipliées par 3), aux plus bas critères de qualité de l'eau applicables selon les usages considérés.

Pour un secteur d'activité déjà bien caractérisé, la liste des contaminants caractéristiques pour le secteur est bâtie en comparant les concentrations correspondant à un centile élevé (90^e ou 95^e centile) des résultats de suivis aux critères de qualité de l'eau applicables.

La démarche générale d'établissement des paramètres sujets à une norme est décrite dans l'annexe 5 et dans les lignes directrices pour les effluents industriels (à décider).

7.2 Débit d'étiage des cours d'eau

Les OER calculés en conditions critiques assurent le respect des critères de qualité dans le milieu la majeure partie du temps. Les conditions critiques en rivière surviennent généralement en période d'étiage (4.2). Un étiage se définit comme la baisse périodique du débit d'un cours d'eau. L'étiage hivernal survient quand les précipitations solides s'accumulent en surface sans atteindre le réseau de drainage ni la nappe d'eau souterraine, alors que l'étiage estival survient lorsque les précipitations se font rares pendant des périodes plus ou moins prolongées. Dans les deux cas, il en résulte un apport d'eau de ruissellement faible ou nul et où seul l'écoulement souterrain alimente les eaux de surface (MDDELCC, 2015c).

13. La description complète de tous les composés avec leur no CAS (Chemical Abstract Service) et leur proportion dans le produit, la toxicité sur la vie aquatique du produit ou des ingrédients actifs le constituant, les composés de dégradation, le devenir dans l'environnement aquatique incluant les indicateurs de bioaccumulation et de dégradation.

Les débits d'étiage retenus ont été choisis afin de limiter la durée et la fréquence des dépassements d'un critère (section 3.3.3 et U.S. EPA, 2012). De cette façon, les débits retenus permettent de prévenir les atteintes aux usages à protéger.

- Pour la protection de la vie aquatique, sur laquelle les effets des contaminants toxiques peuvent se faire sentir à la suite de périodes d'exposition relativement courtes, le débit d'étiage retenu pour les contaminants toxiques est le débit Q_{10,7}. Il correspond au plus faible débit moyen sur sept jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par dix ans;
- Pour la protection des usages pour lesquels les effets des contaminants peuvent se faire sentir suite à des expositions de longues durées, un débit d'étiage estimé pour une plus longue période est mieux adapté tout en demeurant sécuritaire. Pour les sources d'approvisionnement en eau potable, la consommation d'organismes aquatiques et la faune terrestre, le débit Q_{5,30} est utilisé. Il correspond au plus faible débit moyen sur trente jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par cinq ans;
- Pour les contaminants conventionnels (matières en suspension, phosphore, DBO₅) et les coliformes fécaux, le débit d'étiage Q_{2,7} est utilisé, soit le plus faible débit moyen sur sept jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par deux ans.

Le tableau 4 présente les débits à retenir pour le calcul des OER en fonction des différents usages de l'eau considérés. Même si ces débits statistiques sont tous calculés selon une durée et une récurrence qui leur sont propres, chacun d'eux peut survenir plusieurs fois par année sur de plus courtes périodes. Ces épisodes ne mettent pas en danger la protection des différents usages.

Tableau 4 Débits d'étiage retenus pour les différents usages

Critère de qualité	Usage protégé ou effet	Débit d'étiage ¹	Respect du critère
CPC(EO) ²	Source d'approvisionnement en eau potable	Q _{5,30}	À la prise d'eau
CPC(O) ²	Consommation de poisson, de mollusques et de crustacés	Q _{5,30}	À la limite de la zone de mélange
CARE (coliformes fécaux)	Activités récréatives	Q _{2,7} estival	Au site de l'usage
CVAC (toxiques)	Vie aquatique, chronique	Q _{10,7} Q _{5,30} azote ammoniacal ³	À la limite de la zone de mélange
CVAC (MES, DBO ₅)	Vie aquatique, chronique	Q _{2,7}	À la limite de la zone de mélange
CVAC (phosphore)	Eutrophisation en rivière	Q _{2,7} estival	En zone sensible ou par tronçon
CVAC (phosphore)	Eutrophisation en lac, en réservoir ou en baie fermée	Modèle d'apports	En amont ou dans le lac, le réservoir ou la baie fermée
CFTP ^{con}	Faune terrestre piscivore	Q _{5,30}	À la limite de la zone de mélange
TGE aiguë	Toxicité globale aiguë	s. o.	À l'effluent
TGE chronique	Toxicité globale chronique	Q _{10,7}	À la limite de la zone de mélange

Critère de qualité	Usage protégé ou effet	Débit d'étiage ¹	Respect du critère
1.	Le débit d'étiage retenu correspond à la plus petite valeur entre le débit d'étiage estival et le débit d'étiage hivernal.		
2.	Comme aucune zone de mélange n'est attribuée aux substances persistantes, toxiques et bioaccumulables, aucun débit d'étiage ne s'applique.		
3.	Des OER saisonniers sont calculés pour l'azote ammoniacal sur la base des débits d'étiage estival et hivernal.		

Les débits d'étiage sont généralement calculés à partir des données de la Banque de données hydrologiques du Ministère selon la méthode présentée dans le document *Lignes directrices pour l'estimation des débits d'étiage sur le territoire québécois* (MDDELCC, 2015c). Ces données de base peuvent être obtenues auprès de la Direction de l'expertise hydrique. En l'absence d'une série de données acceptable pour le bassin versant à l'étude, l'utilisation de données provenant d'un ou de plusieurs bassins versants similaires (nature du cours d'eau, pente, utilisation du sol, superficie) est possible. Un consultant ou une firme de consultants possédant une expertise en hydrologie peut réaliser des calculs d'évaluation de débits d'étiage.

Si la protection de l'usage est limitée à la saison estivale, seul le débit d'étiage estival est considéré pour le calcul des OER. C'est le cas pour les coliformes fécaux lorsqu'on vise la protection d'activités récréatives et pour le phosphore en rivière s'il n'y a pas de lac en aval. Lorsque les caractéristiques du milieu varient en fonction des saisons et font varier significativement la toxicité d'un contaminant, des débits d'étiage saisonniers sont utilisés, comme pour l'azote ammoniacal, dont la toxicité varie avec la température.

Dans les bassins versants dont la superficie est inférieure à 5 km², le régime d'écoulement est plus fortement influencé par plusieurs paramètres locaux et l'écoulement y est souvent intermittent. En l'absence de données démontrant la permanence de l'écoulement, la Direction de l'expertise hydrique (MDDEP, 2015c) considère que les débits d'étiage de ces cours d'eau sont nuls. Toutefois, il est toujours possible pour un consultant de fournir une expertise (suivi du débit journalier sur une période minimale de deux ans) démontrant qu'un cours d'eau n'est pas intermittent même si ce dernier possède un bassin versant d'une superficie inférieure à 5 km².

Pour les rejets continus, mais saisonniers, les débits d'étiage du milieu récepteur peuvent être calculés à partir de séries de données saisonnières.

Les changements climatiques ont un impact sur le régime hydrique. Les tendances de cet impact à l'horizon 2050 ont été évaluées par le Ministère et sont présentées dans l'*Atlas hydroclimatique du Québec méridional*. Elles font ressortir entre autres que les étiages estivaux seront très probablement plus sévères et plus longs et que les étiages hivernaux seront très probablement moins sévères. Pour le Québec méridional, ces tendances seront graduellement prises en considération dans le calcul des OER.

7.3 Modélisation hydrodynamique et tests de dispersion

La dispersion d'un effluent dans le milieu récepteur peut être estimée par modélisation hydrodynamique. Le Ministère recommande dans ce cas l'utilisation des logiciels CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System) (Jirka, Doneker et Hinton, 1996) et MIKE 21 (Warren et Bach, 1992). CORMIX fait partie des outils de modélisation recommandés par l'U.S. EPA (2006).

Le logiciel CORMIX est un système expert regroupant une série complète de modèles analytiques ou empiriques décrivant les étapes du mélange d'un effluent dans un milieu récepteur. Trois sous-systèmes de CORMIX sont proposés pour traiter les émissaires simples submergés (CORMIX1) (Doneker et Jirka, 1990), les diffuseurs submergés (CORMIX2) (Akar et Jirka, 1991) et les rejets en surface (CORMIX3) (Jones, Nash et Jirka, 1996). Le modèle CORMIX est de type stationnaire, c'est-à-dire que le modèle est indépendant du temps. Il s'avère particulièrement efficace pour évaluer la dispersion active de l'effluent, typiquement sur de courtes distances.

Le logiciel MIKE 21 est un modèle bidimensionnel non stationnaire qui permet de prendre en compte l'hydrodynamique complexe de certains milieux récepteurs (grande rivière, fleuve, lac, baie, estuaire et golfe) ainsi que les processus physicochimiques propres aux contaminants. Bien que le modèle ne soit pas strictement conçu pour évaluer la dispersion d'un panache, son utilisation peut s'avérer utile pour mieux délimiter la zone touchée par un rejet, particulièrement sur de longues distances où l'effluent se disperse de manière passive.

D'autres outils de modélisation peuvent être utilisés pour évaluer le facteur de dilution d'un effluent, toutefois leur utilisation devra être justifiée. Dans un tel cas, il devra être démontré que l'outil retenu permet d'obtenir une représentation aussi précise du phénomène de dispersion que CORMIX ou MIKE 21, que les hypothèses utilisées sont conservatrices et que les résultats obtenus ne surestiment pas la dispersion de l'effluent.

La modélisation hydrodynamique repose sur une simplification des conditions dans la zone de mélange. Parfois, la complexité de certains milieux récepteurs ayant une géométrie particulière, des fonds irréguliers ou des chenaux courbes peut rendre la modélisation hasardeuse. Dans ces situations, il peut être préférable d'estimer la dilution d'un effluent au moyen d'un test de dispersion effectué dans le milieu.

La réalisation d'un test de dispersion avec un traceur est certainement la manière la plus précise pour déterminer la dilution d'un effluent à un moment précis. Cette approche est toutefois complexe et coûteuse à mettre en œuvre. L'exactitude des résultats dépend de la précision des opérations d'injection, de prélèvement et d'analyse. Il est particulièrement difficile de représenter un effluent inexistant ou d'effectuer l'essai de dilution en conditions critiques. Les inconvénients l'emportent donc souvent sur les avantages, mais les tests de dispersion pourront néanmoins être utiles dans les cas suivants :

- pour des conditions hydrodynamiques complexes qui sont difficiles à modéliser;
- pour confirmer ou infirmer des appréhensions relativement à l'impact d'un rejet sur un usage particulier à protéger ;
- pour vérifier l'accumulation du rejet dans certains secteurs.

Le Ministère ne procède pas à des tests de dispersion. La dilution est évaluée selon les débits d'étiage ou à l'aide des modèles CORMIX et/ou MIKE 21. Toutefois, si un exploitant est en désaccord avec la dilution retenue, il peut fournir une estimation plus représentative de la réalité. Un test de dispersion avec un traceur peut être effectué à cette fin.

Le Ministère ne recommande pas de méthode particulière pour la mise en œuvre d'un tel essai. Dans tous les cas, les choix méthodologiques doivent être justifiés au cas par cas en fonction de l'émissaire prévu et du type de milieu récepteur. La précision des résultats doit également être évaluée. Il est aussi possible de corriger le facteur de dilution mesuré de façon à mieux représenter les conditions critiques désirées.

7.4 Débit de l'effluent

Généralités

Pour un rejet d'eaux usées industrielles, le débit d'effluent moyen sur la période de rejet est retenu lorsqu'il est relativement stable et qu'il correspond au taux de production maximal autorisé. La connaissance de la variabilité annuelle du débit, à partir des débits mensuels, est nécessaire pour définir le débit d'effluent à retenir et pour vérifier la période ou la condition critique du rejet.

Pour un rejet d'eaux usées municipales ou domestiques, le débit d'effluent retenu correspond généralement au débit moyen de conception des ouvrages d'assainissement ou, si celui-ci est dépassé, au débit annuel moyen le plus élevé des trois dernières années.

Pour une résurgence d'eau souterraine bien délimitée, le débit doit être établi à partir d'un modèle hydrogéologique propre au site.

Débit variable

Dans les situations où le débit d'effluent est variable (production cyclique ou saisonnière, rejet en cuvée, etc.), il faut s'assurer que le choix du débit d'effluent est approprié pour protéger la vie aquatique et les autres usages de l'eau la majeure partie du temps. Le débit quotidien retenu pour le calcul des OER pourra alors provenir du débit mensuel le plus élevé des trois dernières années, mesuré pendant la période critique selon le milieu (débit d'étiage ou autre condition critique).

Pour des rejets continus dont les débits présentent une forte variabilité liée au régime des précipitations, tels certains rejets de parcs à résidus miniers, le calcul des OER se fait dans un premier temps selon les modalités décrites précédemment. Dans un deuxième temps, si la variabilité du débit d'effluent est bien décrite et que son égalisation n'est pas possible, des débits d'effluent différents peuvent être retenus selon les saisons. Si nécessaire, les OER sont alors calculés sur la base des débits d'effluent et des débits d'étiage saisonniers.

Les changements dans le régime d'écoulement d'un milieu naturel qui proviennent de débits importants d'eaux usées rejetées dans de petits cours d'eau récepteurs peuvent causer des changements physiques du milieu et modifier la qualité de l'eau (U.S. EPA, 2016). Les OER ne sont pas conçus pour prendre en compte cet aspect, qui doit être évalué par la Direction responsable des régimes hydriques des cours d'eau.

Pour les rejets en cuvée, le débit total rejeté en une journée est étalé sur 24 heures de façon à maintenir une concentration moyenne de l'ordre du critère de qualité au bout de la zone de mélange. Cette approche s'applique pour les contaminants tant toxiques que conventionnels, à l'exception des coliformes fécaux. Pour ceux-ci, comme l'effet peut se manifester à la suite d'une courte exposition, le débit total rejeté dans une journée n'est pas étalé sur 24 heures, mais est considéré sur la base du temps réel de déversement. De façon pratique, l'évaluation de la dilution est faite sur la base des débits horaires (débits d'effluent et débits d'étiage du milieu).

Mélange d'eaux contaminées et non contaminées

Une gestion séparée des eaux non contaminées sur un site assure un meilleur traitement de ces eaux usées alors plus concentrées, une réduction des charges rejetées au milieu et une plus grande facilité à détecter les contaminants présents. Pour tout nouveau projet, la ségrégation des eaux non contaminées est essentielle. Pour des projets existants, plusieurs scénarios sont possibles. Le scénario permettant une plus grande réduction des charges rejetées est à privilégier.

Dans le cas où des eaux non contaminées (de refroidissement¹⁴, de viviers ou autres) sont mélangées aux eaux de procédé avant leur rejet à l'environnement, la qualité des eaux usées avant mélange est considérée afin d'établir des OER pour cette portion contaminée. Si cela n'est pas possible, l'OER prendra en compte le débit total des deux types d'eaux et leurs caractéristiques (sauf si le volume des eaux non contaminées est négligeable).

Un exemple de calcul d'OER pour ces cas particuliers est détaillé dans l'annexe 4, section 1. Les cas présentés prennent en compte les caractéristiques de l'eau d'alimentation selon qu'il est possible ou non de ségréguer les eaux contaminées des eaux non contaminées.

14. Eaux de refroidissement : eaux utilisées dans un procédé pour abaisser la température, qui n'entrent pas en contact direct avec aucune matière première, aucun produit intermédiaire ou aucun produit final et qui ne contiennent aucun additif. La purge d'un système de recirculation d'eau de refroidissement ne constitue pas une eau de refroidissement.

7.5 Concentrations amont

La teneur d'un contaminant déjà présent dans le milieu doit être considérée avant de déterminer la quantité de contaminants qui peut être ajoutée sans porter atteinte aux usages de l'eau. Des valeurs dites représentatives du plan d'eau sont retenues à titre de concentrations amont du milieu récepteur dans le calcul des OER. De plus, certaines caractéristiques physicochimiques du milieu, dont la dureté et le pH, sont utilisées dans le calcul de critères de qualité de l'eau pour les contaminants dont la toxicité est influencée par ces dernières (3.3.4). Dans les deux cas, la concentration retenue correspond à la qualité de l'amont immédiat du point de rejet tout en excluant les influences directes des sources de contamination. Une valeur représentative de la qualité de l'eau peut être obtenue à partir des données de suivi disponibles sur le plan d'eau ou, dans certains cas, de données provenant d'un plan d'eau comparable.

La Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) est une source importante de données sur la qualité des eaux de surface du Québec. La BQMA collige les données obtenues par le Réseau-rivières et le Réseau-fleuve du Ministère. Les stations de qualité de l'eau (près de 300 stations) sont suivies de façon régulière pour les paramètres chimiques de base et les nutriments. Plus de 80 stations ont été suivies sur une base mensuelle (de mai à novembre) pendant une année ou plus pour les métaux en traces et les ions majeurs.

Les données validées des trois dernières années du Réseau-rivières et du Réseau-fleuve et les données de métaux récentes (>2008) sont disponibles sur le site de l'*Atlas de l'eau*. L'ensemble des données est disponible sur demande auprès des responsables de la BQMA.

Lorsqu'une caractérisation des eaux de surface est nécessaire pour établir les concentrations amont ou l'état initial du milieu aquatique avant l'implantation d'un projet, elle doit être réalisée à la satisfaction du Ministère en respectant les procédures publiées à cet effet (MDDELCC, 2017c). En eau saumâtre et salée, les procédures et méthodes d'analyse précédentes ne s'appliquent pas systématiquement, mais des procédures et méthodes équivalentes doivent être utilisées.

Les règles générales de détermination des concentrations amont sont les suivantes, à moins d'informations qui justifieraient de procéder autrement.

Concentrations amont en eau douce pour les contaminants toxiques et caractéristiques physicochimiques nécessaires au calcul des critères de qualité

En ordre de préférence :

- la médiane des données récentes (préférentiellement sur une période de trois ans) à une station représentative du milieu récepteur;
- la médiane des données récentes (préférentiellement sur une période de trois ans) d'un bassin versant comparable sur le plan de la géologie, de l'hydrologie, de la topographie et de l'utilisation du territoire;
- une concentration estimée à partir de modèles prédictifs pour la dureté (Hébert et Blais, 2017).

Il est à noter que, dans le cas des contaminants dont la toxicité varie en fonction de plusieurs caractéristiques physicochimiques du milieu, il est préférable de mesurer ces dernières simultanément et d'utiliser des valeurs de critères instantanées correspondant à chacun des ensembles de données obtenus pour sélectionner une valeur de critère finale sécuritaire.

En absence de données réelles, des valeurs par défaut sont utilisées.

Une concentration égale à « 0 » :

- pour les contaminants organiques;
- pour certains contaminants inorganiques, tels le chlore, le brome, les nitrites, les cyanures et le sulfure d'hydrogène;

- pour la toxicité globale.

Dans tous les cas, le meilleur jugement est requis pour évaluer la représentativité des concentrations amont retenues.

Concentrations amont en eau douce : contaminants conventionnels :

- la médiane des données récentes (préférentiellement sur une période de trois ans) à une station représentative du milieu récepteur;
- en l'absence de données, une valeur par défaut pour les matières en suspension, la demande biochimique en oxygène, l'azote ammoniacal et les coliformes fécaux. Celle-ci est calculée au prorata des superficies agricoles et forestières du bassin de drainage et des concentrations typiques de ces milieux (voir tableau 5);

Tableau 5 Concentrations typiques des milieux agricoles et forestiers

Contaminant	Concentration amont 100 % agricole (mg/l)	Concentration amont 100 % forestier (mg/l)
DBO ₅	1,0	0,4
MES	4,0	1,0
Coliformes fécaux	310 UFC/100 ml	5 UFC/100 ml
Azote ammoniacal	0,03	0,02

- Pour le phosphore, l'OER est aussi calculé selon l'approche globale (rejets multiples) lorsqu'il y a plus d'un rejet dans le bassin versant d'un cours d'eau. La concentration amont retenue est alors une concentration « naturelle » puisque le début du tronçon d'un cours d'eau correspond généralement à la tête d'un bassin ou d'un sous-bassin versant, où les pressions anthropiques sont faibles. Deux valeurs sont utilisées comme concentrations amont selon les régions.
 - 0,011 mg/l P_{tot} (Appalaches, Bouclier canadien et basses-terres du Saint-Laurent),
 - 0,017 mg/l P_{tot} (Abitibi).

Concentrations amont en eau saumâtre et salée

En eau saumâtre et salée, des valeurs propres aux secteurs qui proviennent de la littérature ou de relevés sur le terrain sont retenues pour tous les contaminants.

7.6 Concentrations amont élevées

Certains contaminants sont présents dans les milieux aquatiques en concentrations plus élevées que les critères de qualité de l'eau. Ces teneurs peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Par exemple :

- le phosphore atteint des concentrations excédant le critère de qualité de l'eau à l'embouchure de plusieurs rivières dont le bassin versant a une vocation agricole;
- certains métaux peuvent présenter des concentrations naturelles élevées, entre autres dans des régions fortement minéralisées ;
- certains contaminants persistants d'origine anthropique présentent, à certains endroits, des concentrations plus élevées que les critères de qualité en raison de contaminations du passé. Parmi ceux-ci, les biphényles polychlorés, les dioxines et furanes chlorés et le mercure (section

11.3 et annexe 2) présentent des concentrations dans le milieu qui dépassent les critères de qualité de l'eau et les critères de qualité pour la chair de poisson (MELCC, 2019).

Pour ces situations particulières, l'approche retenue pour établir les OER tient compte des causes possibles des teneurs élevées (naturelles ou anthropiques). L'origine de l'eau (eau d'entrée) qui constitue l'effluent est aussi prise en compte. Cette eau peut provenir du milieu récepteur, d'un autre plan d'eau, de l'eau souterraine ou des précipitations.

Eau d'entrée provenant du milieu récepteur

L'OER correspond aux teneurs mesurées dans l'eau d'entrée, que celles-ci soient naturelles ou influencées par les activités qui affectent la qualité des eaux du milieu récepteur. Ainsi, la concentration allouée pourra être le 90^e percentile des données de concentrations amont (ou la valeur maximale de la série de données si $n < 20$) si des données amont acceptables sont disponibles.

Eau d'entrée d'autres origines

Si les teneurs mesurées dans le milieu récepteur sont naturellement élevées, l'OER correspond aux teneurs mesurées dans le milieu. Ainsi, la concentration allouée pourra être le 90^e percentile des données de concentrations amont (ou la valeur maximale de la série de données si $n < 20$) si des données amont acceptables sont disponibles.

Si les teneurs mesurées sont élevées en raison d'activités anthropiques, l'OER est fixé à la valeur du critère de qualité de l'eau applicable.

Quelle que soit l'origine de l'eau d'entrée, des concentrations amont plus élevées que le critère de qualité pourront aussi conduire à la détermination d'un critère propre au site (section 10.4).

7.7 Objectifs environnementaux de rejet en concentration et en charge

Les OER sont établis à la fois en concentration et en charge, à l'exception des OER pour les paramètres qui ne peuvent être énoncés en charge (pH, toxicité globale, coliformes fécaux). Les deux sont indissociables, la concentration résultante dans le milieu étant fonction de la charge ajoutée par l'effluent à la charge déjà présente dans le milieu.

L'OER en concentration est nécessaire pour limiter le risque d'effet aigu ou d'impact direct à proximité du point de rejet. Une telle limite est d'autant plus nécessaire que le débit d'effluent est important par rapport à celui du cours d'eau récepteur. Plus la dilution de l'effluent dans le milieu est faible, plus la concentration de l'effluent influence la concentration résultante dans le milieu. Dans le cas limite où l'effluent constitue 100 % du débit du cours d'eau, la concentration dans le milieu est directement déterminée par la concentration à l'effluent. Dans ce cas limite, plus la charge sera élevée, plus le segment du plan d'eau influencé par le rejet sera étendu.

L'OER en charge est nécessaire pour assurer le respect du critère de qualité dans le milieu lorsqu'une dilution est considérée. Malgré une faible concentration, un effluent avec un fort débit ajoute une quantité importante de contaminants qui se dispersent et s'accumulent dans le milieu et ils peuvent entraîner, à long terme, des effets non désirés sur l'écosystème en aval du rejet.

Il y a certaines conditions qui peuvent justifier un choix plus particulier entre la formulation d'un OER en charge ou en concentration. Parmi celles-ci :

- Le type d'effet d'un contaminant et la durée requise pour que cet effet se manifeste. Ainsi, un OER en concentration est plus adapté pour des contaminants dont l'effet est rapide : chlore, coliformes

fécaux ; alors qu'un OER en charge est plus adapté pour des contaminants dont les effets se font sentir à long terme : contaminants bioaccumulables.

- La durée d'un rejet. Des OER en concentrations peuvent être plus adaptés pour des rejets uniques de courtes durées pour lesquels il est parfois difficile d'obtenir une information fiable sur les volumes rejetés (chapitre 9).
- Le devenir du contaminant. Des OER en charge sont plus justifiés pour les contaminants qui ont une propension à s'accumuler à long terme dans le biote ou les sédiments.

7.8 Période d'application des objectifs environnementaux de rejet

Pour certains contaminants, l'OER est évalué pour une partie de l'année seulement, selon l'usage à protéger ou la sensibilité du milieu récepteur. Le tableau 6 détaille les périodes d'application des OER pour les contaminants conventionnels et toxiques en fonction des usages.

Tableau 6 Période d'application des OER selon le type de contaminant et l'usage protégé

CONTAMINANTS	PÉRIODE	USAGE OU EFFET
CONVENTIONNELS		
DBO ₅ et MES	Année	Vie aquatique
PHOSPHORE	Année (dans un lac et en amont d'un lac) 15 mai au 14 novembre (secteur Ouest) ¹ 15 mai au 14 octobre (secteur Est) ¹	Eutrophisation
COLIFORMES FÉCAUX ²	Année 1 ^{er} mai au 30 novembre 1 ^{er} mai au 31 octobre 1 ^{er} juin au 30 septembre	Prévention de la contamination des organismes/de l'eau et des organismes ou salubrité dans certains cas particuliers Salubrité Activités récréatives (contact direct et indirect) Activités récréatives (baignade)
TOXIQUES		
AZOTE AMMONIACAL ³	1 ^{er} juin au 30 novembre (température estivale) 1 ^{er} décembre au 31 mai (température hivernale)	Vie aquatique
AUTRES TOXIQUES	Année	Prévention de la contamination des organismes/de l'eau et des organismes/faune terrestre piscivore/vie aquatique

1. La période du 15 mai au 14 novembre s'applique à tous les cours d'eau du Québec (y compris ceux s'écoulant vers les États-Unis), à l'exception de ceux de la rive nord du Saint-Laurent se déversant en aval du lac Saint-Pierre et de ceux de la rive sud situés à l'est de la rivière du Sud, pour lesquels la période du 15 mai au 14 octobre est retenue.
2. Pour protéger la pratique de certains usages particuliers, des périodes adaptées peuvent être nécessaires.
3. Quoique l'OER en azote ammoniacal s'applique sur toute l'année, deux périodes ont été établies pour son application compte tenu du fait que sa toxicité varie avec la température de l'eau.

8. Toxicité globale de l'effluent

8.1 Généralités

La toxicité globale de l'effluent (TGE) est un paramètre intégrateur qui permet de prendre en compte les effets combinés des contaminants qui composent un effluent d'eaux usées. Sa mesure se fait en exposant, en laboratoire, des organismes aquatiques sentinelles (ex. : truite, daphnie, algue) à des dilutions prédéterminées de cet effluent (ex. : 100 %, 50 %, 25 %, 12,5 %, 6,3 % v/v). La mesure de la TGE repose sur l'utilisation d'essais de toxicité standardisés et elle n'est pas conçue pour représenter les conditions ni les espèces propres à un milieu récepteur particulier.

Cette mesure prend en compte l'effet sur les organismes aquatiques des contaminants présents dans l'effluent, en incluant ceux qui ne sont pas suivis en particulier ou qui n'ont pas encore été identifiés, ainsi que les divers intrants ou les produits de dégradation de certains composés. Elle ne prend pas en compte l'effet des contaminants dont le devenir et le mode d'action affectent plutôt ceux qui consomment du poisson que les poissons eux-mêmes.

8.1.1 Types d'essais et expressions des résultats

Il existe deux types d'essais de toxicité : des essais permettant de mesurer une toxicité aiguë et des essais permettant de mesurer une toxicité chronique. L'essai de toxicité aiguë est généralement de courte durée (48 ou 96 heures) et l'effet mesuré est la mortalité ou l'immobilisation pour les très petits organismes. Ce paramètre d'effet est exprimé par une CL_{50} , c'est-à-dire la concentration d'effluent¹⁵ létale pour 50 % des organismes exposés¹⁶.

Un essai de toxicité chronique est généralement réalisé sur une plus longue période, soit de sept jours jusqu'au cycle de vie complet de l'organisme, et les effets mesurés sont des effets sous-létaux tels que des modifications de la croissance ou de la reproduction. Les paramètres d'effet usuellement utilisés pour présenter les résultats des essais chroniques sont :

- La concentration inhibitrice (CI), qui correspond à la concentration d'effluent qui peut occasionner un certain pourcentage de réduction d'un paramètre biologique mesuré sur les organismes testés. Par exemple, la CI_{25} est la concentration qui inhibe 25 % de la croissance ou de la reproduction de l'espèce testée.
- La concentration effective (CE), qui correspond à la concentration d'effluent qui peut occasionner un effet observable sur un pourcentage des organismes testés (par exemple, la CE_{25} est la concentration qui immobilise 25 % des organismes testés).

15. Les essais de toxicité peuvent aussi servir à mesurer la toxicité de l'eau du milieu naturel, toutefois ici il est question des essais de toxicité aiguë à l'effluent.

16. Pour les daphnies, la mortalité est mesurée par l'arrêt du battement cardiaque. Lorsque les conditions ne permettent pas de les observer, l'immobilité est alors l'effet mesuré et est rapportée sous forme de CE_{50} 48 h (CEAEQ, 2016).

La liste des essais de toxicité accrédités et pouvant servir à la vérification des OER relatifs à la toxicité globale des effluents est fournie dans l'annexe 1. Une description sommaire des protocoles réalisés pour ces essais biologiques est fournie dans la même annexe 1.

Expression des résultats de toxicité

Il y a deux façons d'exprimer les résultats de toxicité. Ils peuvent être exprimés sous la forme des paramètres d'effets (ex. : CL₅₀, Cl₂₅) tels qu'ils ont été décrits précédemment ou ils peuvent être exprimés en unités toxiques (UT) plus simples d'utilisation pour la modélisation et l'expression des OER.

Sous la forme de paramètres d'effets, la TGE est exprimée en pourcentage d'effluent (%v/v) qui produit un effet (ex. : concentration létale pour 50 % des organismes (CL₅₀) atteinte à 60 % v/v d'effluent). Exprimé ainsi, on constate que plus le volume d'effluent requis pour entraîner un effet est petit (faible pourcentage), plus la toxicité de l'effluent est grande. La TGE s'exprime aussi en unités toxiques (UT), définies par l'inverse du pourcentage d'effluent qui entraîne un effet (c'est-à-dire 100 divisé par le % v/v). L'UT sert essentiellement à fournir une mesure croissante pour une toxicité croissante de l'effluent. C'est l'unité utilisée pour établir les OER.

Exemples de calcul des unités toxiques	
Si un essai aigu a pour résultat une CL ₅₀ de 60 % v/v, le résultat s'exprime en unités toxiques aiguës (UT _a) par:	Si un essai chronique a pour résultat une Cl ₂₅ de 16 % v/v, le résultat s'exprime en unités toxiques chroniques (UT _c) par:
$\frac{100}{60 \%} = 1,7 \text{ UT}_a$	$\frac{100}{16 \%} = 6,6 \text{ UT}_c$

8.2 Critères de qualité et durée d'application pour la TGE

8.2.1 Toxicité globale à l'effluent aiguë (TGE_a)

De façon générale, le rejet d'un effluent qui génère de la toxicité aiguë pour une espèce aquatique est susceptible de détériorer la qualité de l'eau nécessaire au maintien de la vie aquatique, du moins à l'aval immédiat du rejet. L'allocation d'une zone de mélange avant l'atteinte des conditions propices au maintien de la reproduction et de la croissance des espèces aquatiques ne doit pas se faire au détriment de la survie des espèces présentes dans cette zone allouée. Ainsi, l'absence ou la quasi-absence de mortalité sur les organismes qui vivent dans cette zone est visée. Il est considéré qu'en respectant une limite de 50 % de mortalité sur les espèces exposées directement à un effluent on atteint l'objectif de quasi-absence ou de pourcentage de mortalité assez faible sur les organismes du milieu qui ne peuvent éviter le panache du rejet.

Ainsi, l'absence de toxicité aiguë à l'effluent est définie par un maximum de 50 % de mortalité dans un effluent non dilué, à vérifier pour chacune des espèces sentinelles testées. Exprimé en unités toxiques, le critère de qualité pour la TGE_a est de une unité de toxicité aiguë (1 UT_a), à respecter en tout temps. Il tient compte de l'effet des divers types de contaminants toxiques, incluant ceux à action rapide, comme le sont l'azote ammoniacal et le chlore.

L'absence de toxicité aiguë n'assure toutefois pas le maintien de conditions propices à la pérennité des écosystèmes dans les situations où le débit d'effluent est aussi important que celui du milieu qui le reçoit.

8.2.2 Toxicité globale à l'effluent chronique (TGEc)

La protection des communautés aquatiques passe par le maintien d'une qualité d'eau permettant la croissance, la reproduction et le développement normal des individus de ces communautés. À terme, des effets sous-létaux ressentis à certaines étapes du cycle de vie de ces organismes peuvent mener à des modifications des communautés aquatiques, jusqu'à la disparition de certaines espèces.

Ainsi, un effluent ne doit pas causer d'effets dans le milieu, à la limite d'une zone de mélange, sur le développement, la croissance et la reproduction de chacune des espèces sentinelles testées. Exprimé en unités toxiques, le critère de qualité pour la TGEc est d'une unité de toxicité chronique (1 UTc), à respecter dans le milieu à la limite de la zone de mélange. Si aucune zone de mélange n'est allouée en raison d'une absence de capacité assimilatrice du milieu récepteur, le critère de 1 UTc devient l'objectif à l'effluent.

Les critères pour la TGEc présentent une assez bonne marge de sécurité pour éviter que des dépassements épisodiques entraînent des effets dans les eaux réceptrices (SETAC Pellston Workshop, 1995). Ainsi, le critère de TGEc est associé à une durée d'exposition des organismes par défaut de quatre jours, durée la plus courte pendant laquelle des effets sont parfois observés pour certaines espèces et certains contaminants. Cette période est sécuritaire même pour les substances à action rapide. Cette durée sert, tout comme pour les contaminants chimiques, à sélectionner le débit d'étiage qui assure la protection de l'usage la majorité du temps (section 7.2).

8.2.3 Caractéristiques de l'effluent

Les résultats obtenus avec les essais de toxicité aiguë reflètent la toxicité combinée des contaminants associés aux caractéristiques (pH, dureté, COD, etc.) de l'effluent et non pas à celles du milieu.

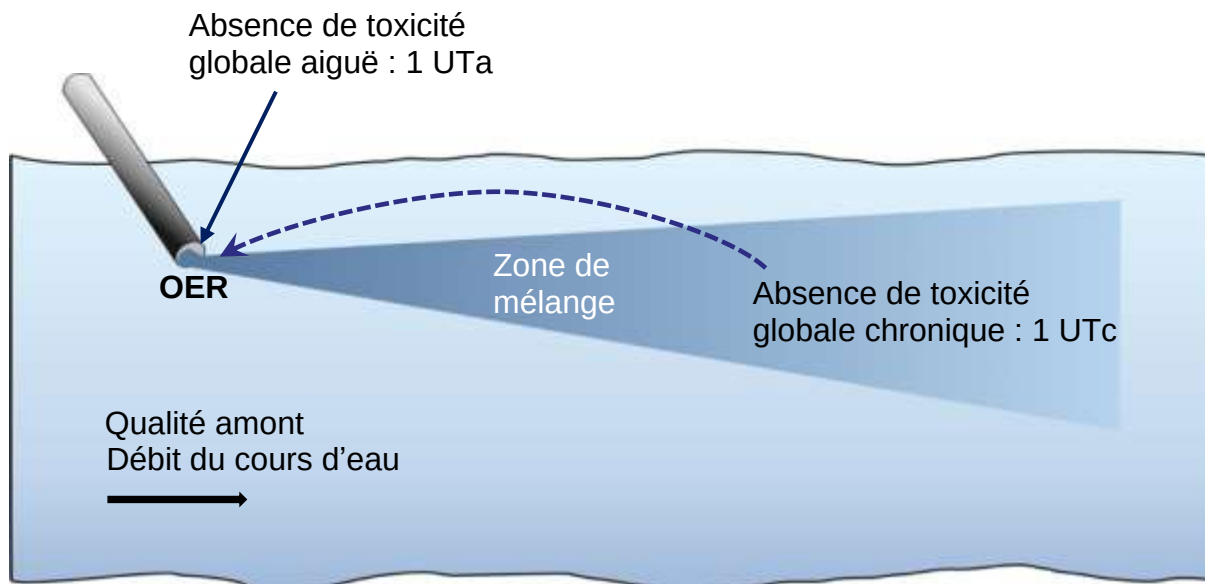
Les essais de toxicité chronique qui sont réalisés sur l'effluent reflètent aussi les caractéristiques de celui-ci. Si une évaluation de la toxicité de l'effluent, adaptée aux conditions de température, de pH, de dureté ou encore de nutriments du milieu, est désirée, une requête particulière doit être formulée au moment de la demande d'essais à un laboratoire.

8.3 OER relatifs à la toxicité globale de l'effluent

Au Québec, les risques d'effets aigus de rejets d'eaux usées sont évalués uniquement à partir d'essais de toxicité, alors que les risques d'effets chroniques sont évalués à partir d'OER chimiques et d'essais de toxicité.

Le critère de toxicité globale aiguë de 1 UTa s'applique directement à l'effluent, avant toute dilution dans le milieu. L'OER relatif à la TGEa est ainsi toujours d'une unité toxique aiguë (1 UTa). Cette valeur se retrouve aussi dans la réglementation québécoise et canadienne où elle devient une exigence à respecter. Elle devient alors une norme fixe de 1 UTa, peu importe les charges rejetées et la capacité assimilatrice du milieu.

Cette limite s'applique à chaque essai effectué pour chacune des espèces recommandées (8.2.1).



L'OER relatif à la toxicité globale chronique se calcule à partir du critère de TGEc d'une unité toxique chronique (1 UTc) et en tenant compte, comme pour les contaminants chimiques, du mélange de l'effluent dans le milieu récepteur. La procédure qui suit illustre le bilan de charges qui est utilisé pour calculer l'OER pour la TGE chronique. L'équation (5) ci-dessous est modifiée en considérant que la toxicité du milieu naturel est nulle, en amont du rejet, et que le critère à respecter au bout de la zone de mélange est de 1 UTc.

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

Où :

- C_e = Toxicité globale chronique allouée à l'effluent (UTc)
- C_c = Critère de toxicité globale chronique (1 UTc)
- C_{am} = Concentration amont (considérée nulle par défaut)
- Fd = Facteur de dilution

L'équation devient :

$$C_e = \frac{1 UTc}{Fd} \quad (11)$$

Cette limite s'applique à chaque essai effectué pour chacune des espèces recommandées.

Lorsque ce calcul donne un OER inférieur à 1 UTc, en raison d'une toxicité de l'eau du milieu ambiant non nulle, l'OER retenu pour la toxicité globale chronique est de 1 UTc.

Dans le cas limite où aucune dilution n'est accordée pour le mélange de l'effluent dans le milieu, des objectifs de 1,6 UTc pour la toxicité chronique maximale et de 1 UTc pour la toxicité chronique moyenne sont fixés (U.S. EPA, 2004).

8.4 Choix des espèces

Pour assurer la représentation de la gamme de sensibilité des espèces qui composent un écosystème aquatique, au moins trois espèces sentinelles de niveau trophique différent (poisson, crustacé, algue) devraient être testées. En pratique, deux espèces sont généralement retenues pour le suivi de la TGE

aiguë et deux autres espèces pour le suivi de la TGE chronique. Toutefois, pour une nouvelle industrie dont la toxicité n'est pas documentée, trois espèces de niveau trophique différent sont recommandées en suivi.

Le choix se fait parmi les essais suivants.

Pour les eaux usées composées d'eau douce rejetées en eau douce

Les essais de toxicité aiguë et chronique requis doivent être réalisés avec des espèces d'eau douce parmi les essais accrédités par le CEAEQ suivants :

Essais de toxicité aiguë

- Crustacé daphnie *Daphnia magna*, mortalité, 48 h
- Poisson fourrage mené à grosse tête, *Pimephales promelas*, mortalité, 96 h
- Poisson truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*, mortalité, 96 h

Essais de toxicité chronique

- Algue *Pseudokirchneriella subcapitata*, croissance, 4 j
- Crustacé daphnie *Ceriodaphnia dubia*, reproduction, 7 j
- Poisson mené à grosse tête *Pimephales promelas*, croissance, 7 j

Au fur et à mesure du développement d'essais permettant notamment de mesurer des effets endocriniens ou de la génotoxicité, ceux-ci pourront s'ajouter à la batterie d'essais actuels.

Pour les eaux usées composées d'eau douce et rejetées en milieu saumâtre ou marin

Les essais de toxicité requis ci-dessus, pour les rejets en eau douce, sont aussi recommandés. Toutefois, si le promoteur le désire, les essais chroniques peuvent être réalisés avec des espèces marines dans les laboratoires canadiens qui le permettent (annexe 1).

Pour les eaux usées à haute teneur en sels rejetées dans un milieu d'eau douce

Les essais de toxicité aiguë et chronique requis pour les rejets en eau douce sont aussi recommandés.

Pour les eaux usées à haute teneur en sels rejetées dans un milieu saumâtre ou marin :

- si la salinité de l'effluent est inférieure à 4 000 mg/l, les essais avec la daphnie et la truite peuvent être réalisés ;
- si la salinité de l'effluent est supérieure à 4 000 mg/l, mais inférieure à 10 000 mg/l, seul l'essai avec la truite arc-en-ciel peut être réalisé ;
- si la salinité de l'effluent est supérieure à 10 000 mg/l, et que des essais sont requis, ils devraient être réalisés avec les espèces marines suivantes, dans les laboratoires canadiens qui le permettent.

Essais de toxicité aiguë

- Poisson Épinoche à trois épines *Gasterosteus aculeatus*, mortalité 96 h
- Crustacé Copépode..... *Acartia tonsa*, mortalité, 96 h

Particularités des essais utilisant les algues

Les essais avec algues ne sont pas adaptés pour les effluents contenant de fortes charges en nutriments (phosphore et azote), car l'effet de stimulation de la croissance peut cacher des effets toxiques engendrés par d'autres contaminants présents. À moins de vouloir mesurer une stimulation de la croissance à titre d'indicateur du potentiel d'enrichissement d'un milieu, le choix d'une autre espèce est privilégié. Une modification de l'essai avec l'algue est aussi possible, en sursaturant en phosphore les échantillons à toutes les dilutions testées, de manière à ne mesurer que l'effet toxique d'autres contaminants présents.

Particularités des essais utilisant la truite en présence d'azote ammoniacal

Pour les effluents présentant une forte activité microbienne, la perte de CO₂ peut entraîner une augmentation du pH de l'eau testée durant l'essai de laboratoire. Si l'azote ammoniacal fait partie des contaminants présents dans l'effluent, l'essai standard pourrait donner un résultat toxique en raison de la toxicité croissance de l'azote ammoniacal pour la truite avec une augmentation du pH. Afin d'éviter ce type de faux positifs, une version modifiée du protocole de base, qui permet une stabilisation du pH durant l'essai (annexe 1), peut être nécessaire pour évaluer la toxicité d'eaux usées présentant une forte activité microbienne, notamment celles des stations d'épurations municipales.

Particularités des essais en présence de composés volatils

Pour les rejets contenant des substances volatiles, les essais demandant de petits volumes d'effluents sont à privilégier.

Nombre et espèces retenues

Le nombre et le choix des espèces à retenir pour un suivi de la TGE varient en fonction du type de contaminants présents dans les eaux usées, des résultats d'essais déjà acquis le cas échéant ainsi que du risque déterminé par l'OER (charge et dilution).

- Pour une nouvelle industrie, dont les caractéristiques sont encore peu connues et pour laquelle des contaminants d'intérêt (intrants, matières premières) ne sont pas couverts par des OER spécifiques, des essais sur un plus grand nombre d'espèces sont de mise, avec la possibilité de réduire ce nombre, une fois les espèces les plus sensibles identifiées.
- À l'inverse, pour un secteur bien documenté, pour lequel un minimum de 20 données par espèce a déjà été obtenu, il est possible de réduire le nombre d'espèces suivies ou d'éliminer le suivi d'une espèce qui est peu sensible à ce type d'effluent.
- De manière générale, pour les dossiers à risque élevé, un minimum de deux espèces pour les effets aigus et de deux espèces pour les effets chroniques est requis, en considérant les espèces qui sont déjà exigées par l'application d'un règlement ou d'une directive. Pour un nouveau type d'industrie, il est recommandé de suivre au moins trois espèces pour les effets aigus et trois espèces pour les effets chroniques.
- Pour les dossiers à risques modérés, un minimum de deux espèces pour les effets aigus et de deux espèces pour les effets chroniques est recommandé. Toutefois, certains facteurs peuvent être pris en compte pour moduler les exigences de suivi, notamment la capacité de payer (par

exemple, une petite entreprise artisanale), la capacité assimilatrice du milieu et l'accès aux laboratoires (par exemple, les milieux nordiques), qui peuvent limiter le nombre d'essais réalisables.

- Si le choix doit porter sur un ou deux essais seulement, l'espèce la plus sensible aux contaminants présents dans le rejet sera retenue. Si le choix d'une espèce plus sensible n'est pas possible, un suivi de la TGE avec une alternance des espèces peut être recommandé.

En tout temps, le meilleur jugement professionnel s'applique dans le choix des essais.

8.5 Mode opératoire

8.5.1 Essai à concentration unique ou à concentrations multiples

La toxicité aiguë peut être vérifiée sur l'effluent non dilué (essai à concentration unique) ou sur des dilutions séquentielles de l'effluent (ex. : 0, 6,25 %, 12,5 %, 25 %, 50 %, 100 %) (essai à concentrations multiples). Les essais à concentrations multiples sont les seuls qui permettent de déterminer l'amplitude de la toxicité induite par un effluent, mais ils demandent un plus grand effort de laboratoire. L'orientation privilégiée est d'accepter les essais à concentration unique pour le suivi réglementaire étant donné que la majorité des rejets d'eaux usées réglementés sont non « toxiques aigus », que la fréquence de suivi est mensuelle et que la capacité des laboratoires à effectuer les analyses est parfois limitée. Toutefois, dès qu'un échantillon s'avère toxique, les essais doivent être réalisés à concentrations multiples jusqu'à l'obtention de trois résultats consécutifs non létaux (≤ 1 UTa). Les essais à concentrations multiples restent également à privilégier pour les effluents de secteurs industriels peu documentés.

Les essais à concentrations multiples sont toujours nécessaires pour les essais de toxicité chronique, de façon à établir l'amplitude des effets.

Échantillons composites ou instantanés

Comme pour les paramètres physicochimiques, les échantillons d'effluents soumis à des essais de toxicité devraient être représentatifs de la charge journalière rejetée dans le milieu par l'exploitant. Ce qui signifie que l'échantillonnage composite sur 24 heures proportionnel au débit de l'effluent est à privilégier pour des effluents qui présentent des caractéristiques variables. De plus, la concordance d'échantillonnage entre les paramètres physicochimiques et les essais de toxicité permet de mieux documenter les caractéristiques des effluents et de grandement faciliter la recherche de causes de la toxicité, lorsqu'elle est observée.

Toutefois, pour des considérations pratiques d'application, l'échantillonnage instantané est toléré dans certaines situations. Les règlements qui contiennent des normes pour la toxicité aiguë précisent le type d'échantillonnage qui est accepté pour le secteur.

Pour le suivi de la toxicité chronique, le mode d'échantillonnage devrait être choisi de manière à avoir une concordance avec les analyses physicochimiques.

8.5.2 Fréquence de suivi

Comme les essais de toxicité sont plus coûteux à réaliser que l'analyse d'un contaminant en particulier, leur suivi doit particulièrement être justifié en fonction du risque relatif associé au rejet. Un effluent dont la qualité est très variable ou qui présente une toxicité connue doit subir un échantillonnage plus fréquent qu'un effluent dont la qualité est plus constante. Le choix de la fréquence de suivi de la TGE, tout comme pour les autres paramètres, doit être justifié par l'un ou l'autre des éléments ci-dessous :

- L'effluent n'a jamais été caractérisé, il contient des contaminants toxiques, il contient des intrants pour lesquels il n'existe aucun critère de qualité, c'est l'effluent d'une grosse industrie; ou une toxicité a déjà été mesurée;
- La qualité ou la charge du rejet sont très variables;
- L'effluent a déjà été caractérisé, mais le procédé ou les caractéristiques de l'effluent sont modifiés sans démonstration que ces changements n'ont pas affecté la toxicité;
- Un essai de dépistage a montré de la toxicité;
- Un nouvel essai pourrait mieux caractériser ce type d'effluent.

Par ailleurs, le suivi de la toxicité ne serait pas nécessaire si :

- L'effluent ne présente aucun facteur de risque et aucune substance toxique.
- L'effluent est dilué à plus de 1000 fois. Dans ce cas, les essais chroniques ne sont pas nécessaires, mais les essais aigus sont maintenus si la dispersion ne se fait pas rapidement.
- Pour un effluent qui a subi des modifications, la démonstration a été faite que ce changement n'a pas entraîné d'augmentation de la toxicité. La démonstration inclura des essais de toxicité, une caractérisation chimique ou les deux.

Concernant la dilution de l'effluent dans le milieu, les balises suivantes peuvent aider à choisir une fréquence de suivi :

- En absence de dilution ($F_d = 1$) et pour une faible dilution ($F_d < 10$), le respect du 1 UTA pour la toxicité aiguë n'assure pas la protection du milieu. Des essais pour mesurer la TGEc sont essentiels et, si les OER en TGEc sont respectés, ils assurent également le respect de la toxicité globale aiguë.
- Pour de fortes dilutions ($F_d > 100$), il s'avère moins essentiel de réaliser les essais de toxicité chronique, puisque le respect de la toxicité globale aiguë assure également le respect de la toxicité globale chronique pour la vie aquatique.

Si une fréquence de suivi minimale de deux fois par année est retenue, elle devrait être réalisée pendant les périodes qui correspondent aux extrêmes saisonniers, soit les étiages d'hiver ou d'été.

8.6 Identification de l'origine de la toxicité

L'origine du dépassement des OER pour la TGE aiguë ou chronique et les substances en cause est parfois bien connue. Si elle ne l'est pas, la présence de substances non soupçonnées, d'additifs relativement nouveaux et peu étudiés ou la présence simultanée de plusieurs contaminants, même à des concentrations en deçà des critères de qualité ou des OER, sont autant de causes qui peuvent expliquer une toxicité mesurée.

Une étude sur l'identification de l'origine de la toxicité (EIT) peut alors être entreprise par l'exploitant. Le Ministère fournit, dans le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques*, une démarche structurée pour les exploitants afin de faciliter la conception d'une telle étude (MEF, 1996, ou ses mises à jour). Le guide présente aussi les étapes possibles pour la conduite d'une étude de réduction de la toxicité. Une telle étude sert à orienter le choix des mesures correctrices, à évaluer leur efficacité et à confirmer si la réduction de la toxicité est réussie. Le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques* ainsi que les éléments décrits ci-dessous suivent de près la méthode préconisée par l'U.S. EPA, présentée dans plusieurs documents méthodologiques (U.S. EPA, 1989, 1991a, 1992, 1999).

La procédure d'identification de l'origine de la toxicité est basée principalement sur l'utilisation des essais de toxicité pour déterminer la ou les fractions physicochimiques de l'effluent qui sont responsables de cette toxicité. Elle implique un ensemble d'étapes de fractionnement de l'effluent en laboratoire (filtration, ajustement de pH, chélation des métaux, échanges d'ions, etc.), jumelées à des essais de toxicité avant et après fractionnement. Une telle caractérisation écotoxicologique permet de rechercher la substance en

cause sur un groupe restreint d'agents causals et de maximiser l'effort investi dans la recherche de solutions d'assainissement.

Pour les secteurs dont la toxicité aiguë est normée, l'identification de la cause de la toxicité mène généralement à la correction rapide de la situation.

Pour la toxicité globale chronique, les premières étapes d'identification de la cause de la TGEc se résument à la collecte d'un ensemble d'informations pertinentes permettant de circonscrire cette cause :

Vérification de la présence d'un patron temporel de la toxicité

Il s'agit pour l'exploitant d'indiquer si la toxicité est récurrente ou intermittente et de vérifier si un patron se dégage des données. Il peut, par exemple, y avoir une composante saisonnière dans les résultats obtenus.

Il s'agit aussi de vérifier si, selon les données de qualité du rejet, certains contaminants, normés ou non normés, fluctuent avec la toxicité.

Regroupement des informations disponibles sur les causes potentielles de la toxicité

Il ne s'agit pas à cette étape de déterminer la cause exacte de la toxicité, mais plutôt de faire le recensement de l'information disponible sur les causes possibles.

- Performance du traitement
- Données d'exploitation
 - L'exploitant doit rapporter tout problème d'exploitation ou incident qui s'est produit pendant la période où la toxicité a été observée (manque d'oxygène, défaillance d'équipement, perte de boues, etc.).
 - L'exploitant doit aussi mentionner toute modification dans la façon d'exploiter les équipements, toute modification aux équipements ou opérations d'entretien susceptibles d'avoir un lien avec la toxicité observée.
- Utilisation de produits chimiques
 - L'exploitant doit mentionner tous les produits chimiques qu'il utilise pour l'exploitation de la station, que ce soit de façon routinière (alun, chlorure ferrique, polymères, etc.) ou occasionnelle (ex. : chlore). Il doit indiquer les quantités utilisées, la fréquence d'utilisation et toute modification significative de leur utilisation pendant la période où la toxicité a été observée. Les fiches signalétiques doivent aussi être présentées.

Registre des dates de toute autre activité susceptible d'avoir un impact sur la qualité de l'eau à traiter

Par exemple, pour le secteur municipal, un exploitant aurait à indiquer si la station a reçu des eaux usées ou des matières autres que celles provenant de son réseau d'égout, comme des boues de fosses septiques, du lixiviat de traitement de boues de fosses septiques ou du lixiviat de lieu d'enfouissement, ainsi que les dates où ces eaux usées ou matières ont été reçues.

Conclusions préliminaires

À partir des informations colligées dans les sections précédentes, l'exploitant doit indiquer si certaines causes potentielles peuvent être éliminées d'emblée et lesquelles demeurent possibles. Si certaines informations sont manquantes, il doit indiquer lesquelles pourraient permettre de mieux circonscrire la cause de la toxicité.

8.7 Limites des OER pour la TGE

Les OER pour la TGE ne permettent pas de prédire la toxicité des sédiments, la bioaccumulation, la génotoxicité, les effets indirects (P, DBO) et l'effet des composés persistants. Des études supplémentaires peuvent s'avérer nécessaires pour vérifier l'absence d'effets sur les organismes (SETAC Pellston Workshop, 1995).

9. Approche pour les rejets de courte durée

L'acceptabilité d'un rejet régulier à l'environnement aquatique est évaluée sur la base des OER qui définissent les concentrations et charges de contaminants qui peuvent être rejetées en continu dans un plan d'eau, tout en permettant le plein usage et la pérennité des organismes du milieu.

Lorsqu'un rejet n'a lieu qu'une seule fois et qu'il est de courte durée (30 jours et moins), la protection du milieu ne nécessite pas nécessairement le respect d'OER établis à partir de critères de qualité chroniques et de conditions d'étiage. La période de l'année pendant laquelle le rejet se fait, la charge rejetée et le type de contaminants influencent l'impact appréhendé d'un rejet de courte durée. Par exemple, si le débit rejeté est limité et que les contaminants ne sont pas persistants ou que ce sont des éléments naturellement présents dans les milieux (ex. : métaux), peu d'effets sont appréhendés si les concentrations n'atteignent pas des seuils de toxicité aiguë.

9.1 Rejets uniques de courte durée

Certaines activités temporaires (hydrosablage de structures métalliques, tests hydrostatiques, etc.) produisent un rejet d'eaux usées qui n'a lieu qu'une seule fois et dont la durée est limitée (moins de 30 jours). Ces rejets ne sont pas visés par des OER en tant que tels, mais des limites peuvent être requises pour évaluer et limiter leur impact local ainsi que le rejet de substances toxiques persistantes.

Dans ces situations, les organismes du milieu ne seront pas exposés continuellement aux contaminants et ils pourront récupérer d'un dépassement des critères de qualité chronique, pourvu que l'effluent n'entraîne pas de mortalité. Ainsi, pour tous les rejets de courte durée, qui se font dans un milieu assurant un minimum de dilution durant la période du rejet, les eaux usées ne doivent pas entraîner plus de 50 % de mortalité.

Pour un rejet dans un cours d'eau intermittent qui n'assure pas de dilution minimale pendant la période du rejet, des contraintes supplémentaires sont à considérer. Elles peuvent aller de la désignation d'une période de rejet autorisée assurant une certaine zone de mélange à l'eau usée à une limitation du pourcentage de mortalité toléré (ex. : 20 %).

Compte tenu des délais associés à la conduite des essais de toxicité, ceux-ci sont rarement utilisés pour vérifier la toxicité d'un rejet qui sera de courte durée. Dans ce cas, un critère de qualité chimique, déterminé par contaminant, sert de balise pour estimer les effets aigus potentiels d'un effluent avant son rejet. À l'effluent, l'indicateur de toxicité aiguë est la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe) qui correspond à la concentration d'un contaminant pouvant entraîner la mort de 50 % des organismes sensibles qui y seraient exposés. Dans le milieu aquatique, la concentration visée à respecter en tout temps est le critère de vie aquatique aigu (CVAA) qui correspond à un faible taux de mortalité pour les organismes les plus sensibles qui y seraient exposés. Les procédures permettant d'établir ces valeurs sont décrites dans MELCCb et MELCC, 2019.

Évaluation de la toxicité aiguë pour différents types de rejets			
Type de rejet	Exemple de rejet	Utilisation de la VAFe	OER définis pour les effets chroniques
Rejets uniques	Moins d'un mois	√ ¹	
Rejets récurrents	10 minutes par jour ¹	√ ¹	
	Quelques jours par mois ¹	√ ¹	
	10 minutes plusieurs fois par jour	2	√
	Plus d'une heure tous les jours	2	√
Rejets continus	Plus d'un mois	TGE aiguë ³	√
1. Pour les substances toxiques, persistantes et bioaccumulables, les critères chroniques (CPC(O)) et CFTP) s'appliquent, peu importe la durée du rejet. 2. La TGE aiguë devrait être vérifiée au moment d'un épisode de rejet. 3. Lorsque, pour une substance particulière, la relation entre sa présence dans un type d'effluent et les effets aigus mesurés par les essais de toxicité globale de l'effluent est bien connue, la VAFe peut servir d'indicateur de la TGE.			

Pour les rejets uniques de courte durée, c'est donc la VAFe qui sert d'indicateur de risque de toxicité aiguë lorsque le milieu fournit un minimum de dilution. La VAFe ne tient pas compte des contraintes analytiques, technologiques et économiques et ne doit pas être utilisée directement comme norme de rejet dans une autorisation.

9.2 Rejets récurrents

Pour les rejets de courte durée qui sont récurrents, il en est autrement. Si leur récurrence est fréquente, les OER sont déterminés comme pour un rejet continu à partir des critères chroniques. L'absence de toxicité globale aiguë devrait également être vérifiée durant les épisodes de déversement. Pour ces rejets intermittents, le débit d'effluent retenu pour déterminer les OER doit refléter l'exposition moyenne des organismes du milieu (section 7.4).

Pour les substances toxiques, persistantes et bioaccumulables (section 11.3 et annexe 2), tout rejet, même s'il est de courte durée, entraîne une augmentation des concentrations de ces substances dans l'environnement. Tout ajout, même épisodique, augmente la possibilité d'effets à long terme sur divers compartiments de l'écosystème (sédiments, tissus des organismes). Comme aucune zone de mélange n'est allouée pour ces substances, les critères de qualité CPC(O) et CFTP ou les concentrations amont de ces substances (section 7.6) peuvent servir d'OER, même pour les rejets de courte durée. En pratique, c'est l'absence de détection à l'effluent ou l'absence d'ajout par rapport à la concentration mesurée dans l'eau d'entrée qui permet de définir si le rejet est une source de ces contaminants.

Lorsqu'il y a plus d'un contaminant dans un effluent et qu'on ne peut procéder à la mesure de la TGE aiguë, les effets aigus des substances toxiques évalués à partir des VAFe peuvent être considérés comme additifs. Pour tenir compte de la présence de plusieurs substances dans un effluent, l'équation suivante peut être utilisée :

$$\frac{[Substance]_1}{VAFe_1} + \frac{[Substance]_2}{VAFe_2} + \frac{[Substance]_n}{VAFe_n} < 1$$

Un résultat supérieur à 1 signifie un risque de toxicité aiguë sur les organismes les plus sensibles.

9.3 Caractéristiques physicochimiques pour le calcul des valeurs aiguës finales à l'effluent

Les VAFe de certains contaminants varient en fonction d'une ou de plusieurs caractéristiques physicochimiques (pH, température, dureté, etc.). Comme les VAFe servent à estimer la toxicité globale aiguë d'un effluent, elles sont calculées à partir des caractéristiques physicochimiques de l'effluent. Puisque l'OER général est l'absence de toxicité aiguë en tout temps, les caractéristiques physicochimiques permettant de prévenir l'effet le plus critique devraient être employées. Par exemple, pour une substance dont la toxicité augmente avec une augmentation de pH, le pH maximal attendu à l'effluent devrait être utilisé. À l'inverse, pour une substance dont la toxicité augmente avec une diminution de pH, le pH minimal attendu devrait être utilisé. Les valeurs minimales et maximales doivent être dans la plage acceptable pour le paramètre requis. Ainsi :

- Pour le pH, la plage varie de 6,0 à 9,5.
- Pour la dureté, la plage varie de 10 à 400 mg/l.

10. Interprétation et études complémentaires liées aux dépassements des objectifs environnementaux de rejet

10.1 Généralités

Le respect des OER à un effluent signifie que la qualité de l'eau du milieu qui reçoit le rejet demeurera adéquate pour le maintien de la faune et de la flore qui y vivent. Il signifie aussi que le milieu est protégé à titre de source d'eau potable, de site de produits de la pêche propres à la consommation ou de site propice aux activités récréatives.

Le dépassement d'un OER à un effluent indique le dépassement probable d'un ou de plusieurs critères de qualité dans le milieu. Ce dépassement aura lieu d'abord pour le critère de qualité de l'usage le plus sensible, lorsque les conditions sont critiques (ex. : étiage). De plus, comme les critères de qualité sont déterminés à partir de scénarios d'exposition génériques, il est possible que les conditions particulières des milieux influent sur les effets attendus pour un usage désigné.

Le dépassement occasionnel d'un OER ne signifie pas nécessairement qu'il y a un danger immédiat pour la santé ou l'environnement. Le dépassement d'un OER signifie qu'il y a un risque d'effet sur les organismes ou de contamination de la ressource et que ce risque s'accroît d'autant plus que l'amplitude, la durée, la fréquence ou le nombre de paramètres qui dépasse leur OER sont grands. Les OER permettent ainsi de déterminer, pour un milieu donné, les contaminants qui représentent un risque justifiant la conduite d'études pour préciser ce risque ou justifiant des exigences supplémentaires pour réduire ce risque.

Les études peuvent inclure des suivis supplémentaires à l'effluent ou dans le milieu, des études de dispersion, la définition de critères propres à un site particulier, des recherches sur l'origine d'un contaminant ou une recherche de cause de la toxicité globale mesurée, des suivis dans les sédiments ou dans les tissus des organismes. Des suivis physicochimiques ou biologiques ou des essais de toxicité avec l'eau du milieu pourraient aussi être envisagés, notamment pour discriminer la part de l'impact d'un rejet dans un milieu déjà influencé.

La pertinence de réaliser ces études est déterminée par l'importance des dépassements des OER (amplitude et fréquence), par les usages présents et les risques d'effets selon le type et le mode d'action des contaminants. Elle dépend aussi du cadre de gestion propre à chaque secteur.

10.2 Suivi de l'eau potable ou de la chair de poisson

Les critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes seulement (CPC(O)) et ceux pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC(EO)) sont des valeurs sécuritaires en deçà desquelles les risques sont considérés comme négligeables. Le dépassement des OER déterminés à partir de ces critères de qualité indique qu'il y a un risque de contamination de la chair des poissons¹⁷, mollusques et crustacés comestibles ou de l'eau servant à la production de l'eau potable. Ce risque varie selon les conditions du milieu, les espèces présentes, le type et le devenir des contaminants. Un dépassement ne signifie pas qu'il y a un risque réel pour la santé humaine à consommer l'eau potable traitée produite à partir de cette source d'eau ni à consommer les poissons qui y vivent. Ces situations peuvent servir de déclencheur à la réalisation d'études complémentaires.

Ainsi, le dépassement appréhendé d'un CPC(EO) à une prise d'eau potable peut, lorsque les circonstances le justifient, servir de déclencheur pour procéder à la vérification de la qualité de l'eau traitée. C'est alors le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (Gouvernement du Québec) qui est utilisé par le Ministère pour évaluer la qualité de l'eau potable des consommateurs.

De même, le dépassement appréhendé d'un CPC(O) en aval d'un rejet peut, lorsque les circonstances le justifient, servir de déclencheur pour procéder au suivi de la qualité de la chair de poisson des espèces comestibles. La bioaccumulation des contaminants dans les organismes diffère selon les conditions du milieu et selon les espèces présentes.

Le risque réel pour la santé peut être évalué à partir de ces données sur les organismes du milieu. Ce sont alors les directives de Santé Canada pour la commercialisation des produits de la pêche qui servent à émettre, s'il y a lieu, des avis de restriction de consommation. Ces directives font partie du *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce du Québec* (MDDELCC et MSSS). Les CPC(O) sont des recommandations scientifiques définissant des concentrations dans l'eau qui, si elles sont respectées, assurent à long terme des niveaux sécuritaires pour la consommation des organismes aquatiques. Les directives pour la commercialisation des produits de la pêche sont des valeurs utilisées pour prohiber la vente ou limiter la consommation lorsque la teneur d'un polluant dans la chair des organismes dépasse ces valeurs.

10.3 Suivi de la qualité des sédiments

Avec le temps, les contaminants rejetés par un effluent industriel, même traité, peuvent s'accumuler dans les sédiments du milieu récepteur, soit en raison du dépôt de particules contaminées, soit en raison de la précipitation de contaminants solubles présents dans la colonne d'eau. Même le respect des critères de qualité de l'eau ne permet pas toujours de prévenir l'accumulation de contaminants dans les sédiments en aval d'un rejet. Les sédiments deviennent alors des puits de contamination, d'abord pour les organismes benthiques, puis pour tout le réseau trophique.

Ainsi, les sédiments constituent de bons intégrateurs de la contamination environnementale à long terme, du moins pour les contaminants associés aux solides en suspension ou les contaminants solubles susceptibles de précipiter. Lorsque des rejets préoccupants sont susceptibles d'affecter des milieux lenticules naturels ou d'autres milieux à protéger, le suivi des sédiments peut être indiqué pour vérifier si les mesures environnementales adoptées sont suffisantes pour éviter la contamination des plans d'eau.

17. Le terme poisson est utilisé pour désigner poissons, mollusques et crustacés comestibles.

Un tel suivi doit débiter par la caractérisation de l'état initial des sédiments (ou de l'état de référence). Celle-ci doit être effectuée avant le début des activités (ou dans une zone de référence non influencée par le rejet), afin d'établir les valeurs de référence auxquelles seront comparées les données obtenues subséquemment. Le suivi des sédiments effectué à une fréquence donnée (par exemple tous les trois ou cinq ans), après le début des activités, vise à détecter le plus rapidement possible les augmentations de concentrations indiquant une accumulation de substances polluantes dans le milieu aquatique. Le *Guide de caractérisation physicochimique de l'état initial du milieu aquatique avant l'implantation d'un projet industriel* (MDDELCC, 2017c) fournit les précisions relatives à la caractérisation initiale et au suivi des sédiments.

Il n'y a pas encore d'approche formelle permettant d'établir des OER à partir des critères de qualité pour les sédiments. Toutefois, lorsque les teneurs mesurées en aval des rejets sont supérieures aux teneurs initiales (ou de référence), la comparaison des concentrations mesurées avec les critères de qualité pour les sédiments (EC et MDDEP, 2007) permet d'évaluer l'impact potentiel du rejet. Ces critères de qualité comportent deux valeurs visant la prévention de la contamination des sédiments en aval des rejets industriels, soit la concentration d'effets rares (CER) et la concentration seuil produisant un effet (CSE). Lorsque la concentration de l'une ou de plusieurs substances est supérieure à la CER, en demeurant inférieure ou égale à la CSE (classe 2), la probabilité que les sédiments aient un impact sur les organismes du milieu est considérée comme faible. Le maintien du suivi des sédiments permet de vérifier l'évolution de la situation. Lorsque la concentration de l'une ou de plusieurs substances est supérieure à la CSE (classe 3), la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques augmente avec les concentrations mesurées. L'évaluation de la situation doit viser à déterminer les mesures à mettre en place pour limiter la contamination du milieu récepteur. Des restrictions peuvent être imposées à toute nouvelle installation dont les rejets risquent d'entraîner une augmentation des concentrations au-delà de la CSE. Dans tous les cas, lorsque la teneur de référence du site à l'étude est supérieure aux critères de qualité, c'est le dépassement de la teneur de référence qui devient l'indicateur de risque associé au rejet.

Le suivi de la qualité des sédiments est particulièrement recommandé pour les projets miniers susceptibles d'émettre des contaminants, en particulier des métaux, qui peuvent s'accumuler dans les zones propices à la sédimentation, notamment les lacs et les baies. Toutefois, un tel suivi récurrent peut ne pas être requis pour certains projets miniers qui présentent peu de risques de contaminer les sédiments du milieu récepteur. Ce sont principalement :

- les projets dont l'exploitation du minerai se limite essentiellement à l'extraction (pas de broyage ni de concentration) et qui ne sont pas susceptibles de générer du drainage minier acide;
- les projets de très courte durée (par exemple <3 ans) et qui ne comportent pas de résidus ou de stériles miniers pouvant générer du drainage minier acide;
- les projets où le milieu récepteur de l'effluent ne comporte pas de zones d'accumulation (absence de lac et de zones lentiques, telles que méandres, étangs, cuvettes, baies, etc.) en aval du point de rejet.

Par contre, tous les nouveaux projets miniers sont visés par la caractérisation initiale des sédiments qui permet de documenter les teneurs de référence (MDDELCC, 2017c). Les valeurs mesurées serviront de balises lors de la restauration du site, à la fin du projet ou lors de déversements accidentels, ou lors d'éventuelles vérifications de la détérioration du milieu récepteur durant la phase d'exploitation.

Par ailleurs, le suivi des sédiments pourrait s'appliquer à des projets autres que les projets miniers, si ceux-ci sont susceptibles d'émettre des contaminants pouvant s'accumuler dans les sédiments.

10.4 Critères de qualité de l'eau propres à un site

10.4.1 Vie aquatique

Le dépassement des OER définis à partir des critères de qualité pour la vie aquatique est généralement un bon indicateur des effets des contaminants sur les organismes du milieu. Néanmoins, l'établissement de critères de qualité propres à un site pour la protection de la vie aquatique peut être justifié lorsque :

- des caractéristiques locales particulières de l'eau réceptrice, tels le pH, la dureté, le carbone organique dissous ou les matières en suspension, modifient la toxicité ou la biodisponibilité d'une substance;
- les teneurs d'un métal sont naturellement élevées à un site particulier;
- la sensibilité des espèces aquatiques résidentes d'un site particulier diffère de celle des espèces testées jusqu'ici et utilisées dans le calcul des critères de qualité.

Les « caractéristiques locales particulières » des eaux réceptrices font référence à des caractéristiques naturelles des plans d'eau. Au Québec, ce sont ces variations naturelles qui sont les plus susceptibles de rendre intéressant un critère propre au site.

Les espèces aquatiques « résidentes » d'un site donné sont les espèces, genres, familles, ordres, classes et phylums qui sont habituellement présents à ce site, qui sont saisonniers parce qu'ils y passent durant leur période de migration, qui y apparaissent de façon intermittente parce que leur aire s'étend jusque-là, qui y étaient dans le passé ou qui vivent dans les plans d'eau adjacents. On ne peut établir quels sont les taxons « résidents » simplement en échantillonnant en amont ou en aval d'un site à un temps donné. Au Québec, les différences entre les gammes de sensibilité des espèces d'une région à une autre sont peu susceptibles de modifier significativement les critères.

Ces critères de qualité sur mesure deviennent les indicateurs de risque pour un contaminant donné, et pour un tronçon de cours d'eau donné. Avant qu'une telle démarche soit entreprise, l'exploitant doit s'être assuré :

- de vérifier si c'est l'utilisation de méthodes appropriées d'échantillonnage et d'analyse, particulièrement pour les métaux, qui conduit au dépassement des critères de qualité dans le milieu;
- d'évaluer la possibilité de réduire la concentration à l'effluent;
- de définir les limites du tronçon de cours d'eau jugé particulier;
- de déterminer, à partir de la littérature, si les caractéristiques physiques et chimiques particulières à ce site sont reconnues pour modifier la biodisponibilité ou la toxicité de la substance;
- de vérifier les contraintes liées aux autres usages de l'eau (CPC(EO), CPC(O) et CFTP).

Dans plusieurs cas, ces mesures rendent inutile l'utilisation d'un critère de qualité propre à un site. Dans le cas où un exploitant désire définir des critères propres à un tronçon de cours d'eau, il doit préalablement déposer un plan d'étude au Ministère afin de s'entendre avec lui sur les modalités d'exécution. Les procédures principalement utilisées sont décrites dans U.S. EPA (1994 et 2001) et CCME (2003).

Parmi les procédures existantes, le Ministère recommande la procédure du ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE), qui est décrite succinctement ci-dessous. Les modèles du ligand biotique pourraient également faire partie des méthodes acceptées par le Ministère.

Ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE)

La procédure du ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE) sert à tenir compte de la différence entre la toxicité d'un métal en solution dans une eau de laboratoire et la toxicité du même métal en solution dans l'eau du milieu naturel. S'il y a effectivement une différence de toxicité, le REE servira à hausser ou à réduire la

valeur du critère de qualité (CQ) selon le cas. Le critère propre à un site (CQPS) donné est calculé comme suit :

$$\text{CQPS} = \frac{\text{CQ} \times \text{toxicité avec l'eau du milieu}}{\text{toxicité avec l'eau du laboratoire}}$$

Les REE s'utilisent pour corriger les critères de qualité pour la vie aquatique qui ont été déterminés à partir des données de la toxicité mesurée en laboratoire. Ils ne s'appliquent pas aux critères de qualité basés sur le potentiel de bioaccumulation d'une substance ou à ceux qui sont dérivés de données provenant du milieu.

Un REE est calculé individuellement pour chaque métal à chaque site; les REE ne peuvent être extrapolés d'un métal à un autre, ni d'un effluent à un autre ni d'un site à un autre.

Modèle du ligand biotique

Le modèle du ligand biotique (MLB) permet de prédire la toxicité d'un métal en modélisant l'interaction entre ce métal et son lieu d'interaction sur l'organisme vivant (ligand biotique) ainsi que le degré d'accumulation cellulaire (Paquin et collab., 2002). Ce modèle prend en compte la spéciation chimique du métal dans le milieu aquatique, l'interaction de la substance toxique avec le ligand biotique et les mécanismes d'action à la base de l'effet déclenché par la fraction biodisponible de la substance.

Le MLB prédit la spéciation du métal en fonction des caractéristiques physicochimiques du milieu récepteur afin d'évaluer la biodisponibilité réelle de la substance toxique pour l'organisme vivant. L'utilisation de ce modèle nécessite une caractérisation complète du milieu récepteur. Les paramètres physicochimiques du milieu récepteur pour lesquels des données sont requises sont minimalement la température, le pH, le carbone organique dissous, les cations majeurs (calcium, magnésium, sodium, potassium), les anions majeurs (sulfates et chlorures) et l'alcalinité (U.S. EPA, 2007; Windward, 2019; ECCC, 2019). Certains paramètres supplémentaires peuvent être requis selon le MLB utilisé ou le métal sélectionné.

Des MLB ont été établis et validés pour quelques métaux, notamment le cuivre et le zinc (U.S. EPA, 2007; Windward, 2019). L'utilisation du MLB est considérée pour le calcul d'un critère de qualité propre à un site, dans la mesure où la sélection du modèle est préalablement approuvée et que les données physicochimiques sont complètes et suffisantes. Le choix d'un MLB doit toujours tenir compte de la façon dont il est construit et de la correspondance entre les seuils de toxicité calculés et les méthodes d'établissement de critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique du Ministère (MELCC, 2019). De plus, le MLB doit couvrir suffisamment de taxons pour être représentatif de la biodiversité du milieu récepteur.

10.4.2 Santé humaine

Les critères de qualité servant à prévenir la contamination de la chair de poisson pour la santé humaine sont établis à partir d'un scénario de consommation de poisson élevée pour un adulte de poids moyen (MELCCb). Des modifications propres à une situation donnée sont possibles, par exemple pour une population locale qui présente des habitudes de consommation de quantité élevée de poissons, pêchés dans le plan d'eau recevant l'effluent d'eaux usées visé.

10.5 Interprétation du dépassement des OER

Les OER sont formulés sur la base de données toxicologiques et hydrodynamiques. Ils ne tiennent pas compte des contraintes analytiques, économiques et technologiques qui doivent être considérées dans

l'analyse d'un projet ([LD-OER](#)). Ils peuvent aussi être dépassés en raison de contraintes du milieu difficiles ou impossibles à modifier. Ainsi les OER peuvent être dépassés en raison :

- d'un bruit de fond naturel élevé du milieu;
- de caractéristiques irréversibles induites par des activités humaines du passé;
- d'une contamination diffuse liée aux autres contributeurs (ex. : déglacage de routes, agriculture);
- d'un impact économique ou social trop important si leur respect était exigé partout (ex. : mercure, chlore);
- d'une technologie d'assainissement trop coûteuse ou inexistante pour permettre la réalisation d'un projet en respectant tous les OER (ex. : chlorure dans certaines situations).

La comparaison entre les concentrations rejetées à un effluent et les OER permet de définir le potentiel et le niveau de dépassement des critères de qualité de l'eau dans un milieu donné.

Il revient à l'exploitant de fournir toutes les justifications nécessaires et de documenter l'ampleur des dépassements d'OER observés ou attendus à partir de la méthode préconisée dans l'[Addenda LD-OER](#) « Comparaison entre les concentrations mesurées à l'effluent et les objectifs environnementaux de rejet pour les entreprises existantes » (MDDELCC, 2017a) du document *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique* ([LD-OER](#)) ou ses mises à jour.

Pour ce faire, il pourrait avoir à procéder à des modélisations ou des suivis supplémentaires ou à documenter la santé des organismes benthiques. Des essais de toxicité avec l'eau du milieu pourraient aussi être envisagés.

Limites analytiques

Un OER peut être difficilement vérifié lorsque la méthode analytique utilisée est insuffisante pour vérifier son respect. Il est nécessaire que soient utilisées des méthodes analytiques ayant un seuil de détection permettant de vérifier le respect des OER. Pour certains contaminants, l'OER peut être inférieur au seuil de détection précisé par le MELCC. Dans ces cas, l'absence de détection est interprétée comme un respect de l'OER. S'il est impossible de fixer un seuil de détection (analyse d'une famille de paramètres comprenant différents congénères), le MELCC précise la méthode analytique recommandée ou son équivalent.

11. Contaminants particuliers

11.1 Métaux

Le dépassement des OER à l'effluent représente un risque de dépassement des critères de qualité dans le milieu naturel, ce qui signifie un risque d'effet sur les organismes du milieu. Pour les métaux, les caractéristiques du milieu naturel qui prévalent sur un tronçon de cours d'eau, notamment les conditions de pH, le contenu en carbone organique et celui en matières en suspension, influencent significativement leur devenir et leur toxicité pour les organismes aquatiques. Il est donc nécessaire de bien connaître ces processus au moment de l'établissement des objectifs de rejet (U.S. EPA, 2007) et de leur interprétation.

Pour établir des portraits de la qualité de l'eau, il est recommandé d'évaluer les formes dissoutes et particulières des métaux. C'est la forme dissoute d'un métal qui fournit la meilleure estimation de la fraction biodisponible et, conséquemment, de la portion la plus toxique d'un métal. Des critères de qualité définis pour la forme dissoute des métaux (c'est-à-dire la forme contenue dans un échantillon filtré) sont disponibles pour quelques métaux (MELCCb). Toutefois, les mesures de métal dissous ne sont pas appropriées pour évaluer la charge totale en métaux contenue dans une eau usée ni dans la zone d'influence d'un rejet où les métaux

peuvent passer d'une forme à l'autre sur des distances allant au-delà de la zone de mélange allouée pour l'établissement des OER.

L'analyse des métaux sous la forme de métal extractible total aux effluents et dans la zone d'influence d'un rejet est donc requise. Cette mesure permet :

- d'obtenir des résultats comparables à ceux qui sont obtenus lors du suivi réglementaire ;
- de tenir compte de la portion du métal faiblement liée à la matière particulaire qui peut être relarguée et devenir biodisponible en aval du point de rejet;
- d'éviter une contamination possible des sédiments par l'accumulation de la fraction particulaire dans une zone de ralentissement;
- de considérer la fraction particulaire qui, bien qu'elle soit moins toxique que la fraction dissoute, n'est pas non toxique.

Pour ces raisons, les OER pour les métaux, déterminés à partir des critères de qualité de l'eau exprimés en métal extractible total (MELCCb), sont eux aussi exprimés en métal extractible total¹⁸.

11.2 Contaminants radiotoxiques

Les radionucléides dits naturels, rejetés dans les eaux usées, sont susceptibles d'engendrer des effets sur le matériel génétique des organismes vivants, par l'intermédiaire de leurs rayonnements ionisants. Selon les radionucléides et le type de désintégration, ce rayonnement peut être de type alpha, bêta ou gamma et avoir une énergie plus ou moins élevée. Un aperçu plus complet des notions relatives à la radioactivité est fourni dans le document *Radionucléides recommandés pour l'analyse de la radioactivité dans les matrices environnementales* (MDDELCC, 2017b) ou la *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement* (CEAEQ, 2015).

La radiotoxicité est causée par les rayonnements ionisants et non par l'élément lui-même, même s'il peut lui aussi être toxique. L'énergie émise par le radioélément est mesurée en *désintégration / seconde* ou becquerel (Bq). Les radiations émises (α , β et/ou γ) n'ont pas toutes la même toxicité sur le vivant. Plusieurs éléments peuvent être radioactifs et un élément peut émettre plusieurs combinaisons de radiations. C'est pourquoi l'énergie émise par l'ensemble des éléments radioactifs est calculée en dose absorbée par l'organisme vivant. Autrement dit, c'est la dose reçue par l'organisme vivant qui peut, si elle est suffisamment élevée, être toxique.

Les organismes vivants reçoivent ainsi une dose d'énergie que l'on mesure par unité de masse. La dose absorbée se mesure en *joule/kg* soit le *Gray* (Gy) et le débit de dose correspondant au taux d'absorption d'énergie se mesure en Gy/s. Un Gy étant une dose d'énergie très élevée, le $\mu\text{Gy/h}$ est généralement utilisé dans un contexte de radioprotection environnementale.

Le débit de dose total reçu par un organisme correspond à la somme des débits de dose interne et externe. En effet, les radionucléides peuvent pénétrer l'organisme par toutes les voies habituelles (inhalation, ingestion, absorption cutanée) selon les caractéristiques de l'exposition et de l'élément. En transit dans l'organisme, les radionucléides continueront de se désintégrer et d'émettre des radiations. Les organismes vivants peuvent également être exposés aux émissions qui voyagent sur de plus longues distances, comme les rayons γ . C'est pourquoi tous les débits de dose sont additionnés pour obtenir l'énergie totale reçue. Le critère retenu pour l'exposition à la radioactivité des organismes est une augmentation du débit de dose de $10 \mu\text{Gy/h}$ par rapport à la teneur naturelle.

18. La forme extractible totale est celle qui est contenue dans un échantillon non filtré et correspond à la somme du métal dissous et du métal lié aux particules (sans digestion du réseau silicaté) (CEAEQ, 2012).

Pour connaître le débit de dose total, il faut connaître, pour chaque radionucléide, la proportion qui se retrouvera dans les organismes et combien d'énergie sera absorbée par les tissus lors des désintégrations. Ainsi, le lien entre l'activité dans le milieu et le débit de dose reçu par un organisme est complexe et doit faire intervenir une modélisation. Il est nécessaire d'utiliser un logiciel et ERICA¹⁹ est l'un de ceux qui permettent de faire le lien entre ces mesures et la valeur de 10 µGy/h. ERICA permet une modélisation du débit de dose fondée sur une grande base de données toxicologiques, de données sur les radionucléides ainsi que sur d'autres facteurs propres aux groupes d'organismes. Ainsi, avant l'implantation d'un projet, c'est une caractérisation du milieu qui permettra d'obtenir les teneurs naturelles en radionucléides que le logiciel ERICA pourra convertir en débit de dose total pour chaque groupe d'organismes. Ce sont des suivis environnementaux ciblés qui permettront de s'assurer du respect du critère de qualité.

11.3 Contaminants bioaccumulables

Le respect des OER pour les substances fortement bioaccumulables est parfois difficile à vérifier avec certitude. Ces contaminants tendent à s'accumuler dans la chaîne alimentaire et leur concentration peut augmenter d'un échelon à l'autre du réseau trophique. C'est ce phénomène de bioamplification qui explique que les organismes prédateurs (brochets, aigles pêcheurs, visons, humains, etc.) sont plus contaminés que ceux qui sont situés au bas de la chaîne alimentaire (ménés, algues, etc.), eux-mêmes étant plus contaminés que l'eau du milieu récepteur.

En raison des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification, les critères de qualité de l'eau visant la protection de la faune piscivore (CFTP) et de la population humaine (CPCO et CPCEO), ainsi que les OER qui en découlent, ont souvent des valeurs très faibles, parfois inférieures aux limites de détection des méthodes analytiques usuelles pour ces contaminants. Il importe néanmoins de s'assurer que ces substances toxiques persistantes et bioaccumulables (STPB), dont la plupart font partie des polluants organiques persistants (POP) visés par la Convention de Stockholm (annexe 2), sont rejetées en quantités négligeables, voire éliminées.

Plusieurs techniques sont proposées pour vérifier l'atteinte des OER établis pour les STPB lorsque les limites de détection des méthodes analytiques courantes ne sont pas assez sensibles. L'exploitant peut entre autres :

- utiliser des méthodes analytiques à haute résolution ayant de meilleures limites de détection;
- vérifier les concentrations dans les tissus des organismes du milieu qui sont exposés. Des critères de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) sont définis pour les substances fortement bioaccumulables. Ces critères peuvent être traduits en concentration dans les tissus des poissons (mg/kg) et servir de valeurs de référence pour évaluer la présence de ces contaminants;
- vérifier les concentrations du contaminant visé dans les intrants du procédé (exemple : huiles usées);
- effectuer un inventaire des produits pouvant générer le contaminant visé (exemples : organochlorés ou halogènes utilisés dans le procédé);
- utiliser toute autre méthode, directe ou indirecte, prouvant le respect de l'OER avant le rejet dans le milieu récepteur (exemples : contribution de l'eau d'entrée, comparaison aux teneurs amonts du milieu récepteur (section 7.6), suivi des eaux intermédiaires où les concentrations peuvent être détectées).

11.3.1 Mercure

Le mercure est un contaminant toxique présent dans l'environnement en raison de sources naturelles ou anthropiques. Le cas de contamination le plus commun est l'émission de mercure sous forme gazeuse qui se dépose par la suite sur l'eau et les terres par les précipitations. Une fois dans l'eau, le mercure peut être transformé par des bactéries dans sa forme organique la plus toxique, soit le méthylmercure. Celui-ci

19. ERICA Tool. <http://www.ERICA-tool.com/>.

s'accumule dans les tissus des poissons et des autres organismes aquatiques et les concentrations augmentent généralement d'un niveau trophique à l'autre de la chaîne alimentaire. Bien que, pour cette raison, l'U.S. EPA recommande maintenant l'utilisation d'un critère de qualité pour la chair de poisson (mg/kg) plutôt que les CPCO et CFTP applicables à la colonne d'eau (mg/l, ces derniers sont maintenus pour l'établissement d'OER. Comme aucune zone de mélange n'est allouée pour le mercure, les OER sont de l'ordre du ng/l.

Si une activité est susceptible d'être une source de mercure, l'effluent doit faire l'objet d'un suivi. La méthode analytique usuelle permet généralement d'atteindre une limite de détection de l'ordre de 10 ng/l. Des contraintes analytiques ne permettent pas toujours d'atteindre cette valeur dans les eaux usées. Ainsi, certaines matrices très chargées (ex. : lixiviats de lieux d'enfouissement) peuvent nuire à l'analyse et augmenter la limite de détection de la méthode, parfois jusqu'à 100 ng/l. Dans tous les cas, la meilleure limite analytique possible doit être rapportée.

Le respect de la limite analytique (plus petit ou égal à 10 ng/l) est considéré comme un respect de l'OER. Le dépassement du 10 ng/l implique le maintien d'un suivi. Si 12 résultats d'analyse consécutifs sont inférieurs ou égaux à 10 ng/l, le suivi pourrait être allégé ou abandonné.

Dans des cas particuliers, une limite analytique allant jusqu'à 100 ng/l est tolérée pour prendre en compte les contraintes analytiques évoquées plus haut. Un suivi est alors maintenu.

Dans tous les cas, si la moyenne annuelle des données de suivi est supérieure à 100 ng/l, on considère qu'il y a un problème requérant une étude propre au site qui peut inclure une ou plusieurs des options suivantes:

- Recherches des sources; suivi des effluents intermédiaires où les concentrations peuvent être détectées;
- Comparaison des charges établies à l'entrée et à la sortie de l'usine;
- Considération des teneurs amont du milieu récepteur (section 7.6);
- Suivi trisannuel dans la chair de poisson en aval du rejet.

Pour vérifier le niveau de contamination auquel sont exposés les consommateurs d'organismes aquatiques, il est parfois nécessaire de mesurer le mercure là où il s'accumule plutôt que dans l'eau, soit dans la chair de poisson ou dans le poisson entier. Pour la protection de la faune terrestre piscivore, la concentration de 0,057 mg/kg dans le poisson entier est utilisée comme indicateur d'une contamination des tissus des poissons.

11.3.2 Biphényles polychlorés

Depuis 1977, la fabrication, la vente, l'importation et l'utilisation des BPC dans la plupart des applications non électriques sont interdites au Canada en vertu de la réglementation fédérale. Cette réglementation permet toutefois aux propriétaires d'équipements contenant des BPC (ex. : condensateurs, transformateurs) de continuer à les utiliser si ceux-ci étaient en usage avant l'adoption du règlement.

Le suivi des tissus des poissons montre qu'ils sont omniprésents, mais que les concentrations ont diminué depuis l'adoption de la réglementation fédérale. Bien qu'ils puissent être fréquemment détectés dans les eaux usées lorsque de bonnes méthodes analytiques sont utilisées, les technologies de traitement usuelles ne sont généralement pas conçues pour les éliminer spécifiquement. La réduction des BPC dans l'environnement passe avant tout par des efforts sur la restauration de sites contaminés, le retrait des sources qui demeurent, la réglementation et la réduction des émissions à l'atmosphère.

Comme aucune zone de mélange n'est allouée pour les BPC, les OER sont de l'ordre de la dizaine de picogrammes par litre (pg/l). Des contraintes analytiques ne permettent pas toujours d'atteindre cette valeur dans les eaux usées. Dans tous les cas, les meilleures limites analytiques possible doivent être rapportées.

Pour ces contaminants reconnus comme cancérigènes, les critères de qualité d'eau de surface sont établis pour limiter le niveau de risque associé à leur présence à un cas de cancer supplémentaire sur un million d'individus (10^{-6}). Ce niveau de risque est considéré comme négligeable dans la population (section 3.3.1) et sert d'objectif de prévention en regard de tout nouvel apport au milieu naturel. La prise en compte des charges en BPC à l'eau d'entrée d'une usine ou des teneurs amont du milieu récepteur (section 7.6) est souvent nécessaire pour relativiser le risque relié à l'apport réel du procédé de l'usine.

En général, des risques allant de 1 cas supplémentaire de cancer sur 1 million d'individus (1×10^{-6}) à 1 cas de cancer supplémentaire sur 100 000 individus (1×10^{-5}) sont considérés comme acceptables. En aucun cas les concentrations ne doivent dépasser un risque de 1 cas de cancer supplémentaire sur 10 000 individus (1×10^{-4}).

11.4 Chlore

En milieu aqueux, le chlore libre, présent sous forme d'acide hypochloreux (HOCl) ou d'ion hypochlorite (OCI⁻), est très toxique pour les organismes aquatiques et cette toxicité s'exprime rapidement. Le chlore est fréquemment utilisé par l'industrie pour ses propriétés biocides. En présence de composés azotés, le chlore peut former des chloramines et celles-ci constituent le chlore combiné. Les chloramines sont elles aussi toxiques pour l'environnement. L'évaluation du risque associé aux rejets d'eaux chlorées dans le milieu aquatique prend en compte le chlore résiduel total, qui comprend à la fois le chlore libre et le chlore combiné.

Pour tenir compte de la toxicité aiguë du chlore, qui peut être fulgurante, la concentration environnementale de chlore résiduel total (CRT) applicable à un rejet continu ou de longue durée est la valeur la plus contraignante entre l'OER et la VAFé calculée pour un rejet de 120 minutes. Ces éléments sont précisés dans le *Guide pour l'évaluation du risque associé aux rejets d'eaux chlorées dans le milieu aquatique* (MELCC, 2022).

En raison du caractère volatil du chlore, l'analyse du chlore résiduel total (CRT) devrait être effectuée, idéalement, dans les 15 minutes suivant le prélèvement. Pour cette raison, cette analyse est généralement réalisée in situ, à l'aide d'analyseurs en continu ou d'appareils portatifs dont les limites de détection du CRT sont généralement comprises entre 0,01 et 0,035 mg/l. Étant donné que la valeur de l'OER (ou de la VAFé) pour le chlore résiduel total peut être inférieure à ces concentrations, il n'est pas toujours possible de vérifier de manière fiable le respect de l'OER à l'effluent. Ainsi, lorsque l'OER (ou la VAFé) est inférieur à la limite de détection de l'appareil de mesure, l'absence de détection du chlore dans l'effluent permet de considérer que l'OER (ou la VAFé) est respecté, si la limite de détection de l'appareil utilisé est de 0,035 mg/l ou moins.

11.5 Chlorures et solides dissous totaux

Certains secteurs d'activité génèrent des effluents ayant des concentrations élevées en solides dissous totaux ou en chlorures en particulier (ex. : mines, pétrole et gaz de schiste, neiges usées, transformation de produits marins, production d'eau potable). Bien que les ions soient présents naturellement dans l'environnement, un rejet d'eaux usées peut être toxique lorsque sa composition ionique dépasse les plages de tolérance physiologiques des organismes vivants ou si certains ions sont trop concentrés par rapport à d'autres. La quasi-absence de traitement économiquement réalisable pour ce type de paramètres engendre un rapport coûts/bénéfices ne permettant pas de justifier un traitement pour tous les secteurs générant ces contaminants.

Des options s'offrent à l'exploitant :

- pour un nouveau rejet, déplacer l'entreprise dans une région permettant le rejet en eaux saumâtres ou salées;
- évaluer la modification du procédé s'il est responsable de la présence d'ions en fortes concentrations;
- utiliser les technologies de traitement de pointe de distillation ou d'osmose pour les rejets de plus faibles débits (eaux de fracturation hydraulique).

Pour les rejets existants, dans une situation où les ions sont reconnus comme étant les seuls éléments responsables de la toxicité globale aiguë ou chronique mesurée sur l'effluent, les options suivantes peuvent être envisagées :

- Modélisation du mélange effluent/milieu récepteur permettant d'indiquer la distance sur laquelle les critères aigus et chroniques (CVAA et CVAC) sont dépassés dans le milieu naturel ; considérer une courte zone de mélange afin de vérifier l'absence de toxicité aiguë (CVAA) à l'aval immédiat du rejet dans le milieu, lorsque l'absence de toxicité chronique (CVAC) est atteinte sur une courte distance ;
- Vérification par un programme de suivi de la qualité de l'eau, en particulier en périodes critiques, du respect des critères de qualité dans le milieu;
- Établir des critères propres au site en évaluant la tolérance des organismes testés à la différence de composition ionique entre l'effluent et le milieu récepteur (REE);
- Tolérer une zone de mélange à 100 % du débit d'étiage ou ne pas établir de dilution maximale pour les ions majeurs.

12. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AKAR, P. J., et G. H. JIRKA, 1991. *CORMIX 2 : An Expert System for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Submerged Multiport Diffuser Discharges – Technical Report*, Athens (GA), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory (EPA/600/3-91/073).

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2021. *Détermination de la toxicité : létalité (CL₅₀ 48h) chez la daphnie *Daphnia magna**. MA. 500 – D.mag. 1.1, Rév. 3, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 18 p., [En ligne], <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA500Dmag11.pdf>.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2019. *Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (*Raphidocelis subcapitata*)*. MA. 500 – P.sub. 1.0, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 15 p., [En ligne], <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA500Psub10.pdf>.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2015. *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 28 p. et annexes, [En ligne], <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/pere/perr.pdf>.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2012. *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*, 4^e éd. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 15 p.

CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC (CEHQ), 2015. *Atlas hydroclimatique du Québec méridional – Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et l'hydraulicité à l'horizon 2050*. Québec, 81 p.

CHAPRA, S.C., G.J. PELLETIER et H. TAO, 2008. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA., 109 p.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2016. *Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau*, 106 p.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2003. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Établissement d'objectifs spécifiques au lieu*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME*, Winnipeg, Le Conseil, 187 p.

DONEKER, R. L., et G. H. JIRKA, 1990. *Expert System for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Submerged Single Port Discharges (CORMIX 1) – Technical Report*, Athens (GA), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, 250 p. (EPA/600/3-90/012).

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. 39 p., [En ligne], http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/diverses/Qualite_criteres_sediments_f.pdf.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. *Canadian Guidance Framework for the Management of Phosphorus in Freshwater Systems*, Gatineau (QC), Environment Canada, Water Policy and Coordination Directorate, National Guidelines and Standards Office, 116 p. et 5 annexes.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1995. *Politique de gestion des substances toxiques*, [En ligne], <http://publications.gc.ca/collections/Collection/En40-499-1-1995F.pdf>.

ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA, 2019. *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Cuivre*. Ébauche pour commentaires du public, [En ligne], <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/pded/feqq-copper/Recommandations-fédérales-qualité-environnement-Cuivre.pdf>.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2017. *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (c. Q-2, r.40), [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/>

GOVERNEMENT DU CANADA, 2019. *Polluants organiques persistants : convention de Stockholm*, [En ligne], <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/organisation/affaires-internationales/partenariats-organisations/polluants-organiques-persistants-convention-stockholm.html>.

GROUPE D'EXPERTS INTERGOUVERNEMENTAL SUR L'ÉVOLUTION DU CLIMAT (GIEC), 2014. *Changements climatiques 2014: rapport de synthèse*. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.

HÉBERT, S. (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs pour les métaux*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, 19 p. et 5 annexes, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Qualite-Territoire-Metaux.pdf>.

HÉBERT, S., et D. BLAIS (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0 (PDF), 30 p.

JIRKA, G. H., R. L. DONEKER et S. L. HINTON, 1996. *User's Manual for CORMIX : a Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Water*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Science and Technology, 82 p. et 5 annexes.

JONES, G. R., J. N. NASH et G. H. JIRKA, 1996. *CORMIX 3 : An Expert System for Mixing Zone Analysis and Prediction of Buoyant Surface Discharges*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Science and Technology, 111 p. et 2 annexes.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCCa). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional*, [En ligne], <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/Hydraulicite/Qmoy.htm>

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCCb). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Direction de la qualité des milieux aquatiques, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2022. *Guide pour l'évaluation du risque associé aux rejets d'eaux chlorées dans le milieu aquatique*, 14 p. [En ligne]. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/guide-evaluation-risque-rejets-eaux-chlorees-milieu-aquatique.pdf>

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2019. *Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques*, Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 24 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/methodes-criteres-protection-vie-aquatique.pdf.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2009. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'expertise scientifique, 115 p. (Envirodoq n° EN930145, rapport n° QE-81/1), [En révision].

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (MEF), 1996. *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques (GERT)*, [tiré de *Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations (TRES)*, U.S. EPA, 1989, modifié pour les besoins du Québec], Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, 70 p., [En révision].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2011. *Lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire hors réseau*, Québec, Direction des politiques de l'eau, Service des eaux industrielles, ISBN 978-2-550-63735-6 (PDF), 73 p. et 4 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/agroalimentaire-hors-reseau/lignes-directrices.pdf>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2008a. *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique*, Direction des politiques de l'eau, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/ld-oer-rejet-indust-milieu-aqua.pdf>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2008b. *Orientations et références techniques pour la deuxième attestation d'assainissement, Secteur des pâtes et papiers*, ISBN 978-2-550-53838-7 (PDF), 32 p. et 1 annexe, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/prri/Orientation.pdf>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS et MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (MDDEP et MSSS). *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/guide/localisation.asp>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2017a. *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique – Comparaison entre les concentrations mesurées à l'effluent et les objectifs environnementaux de rejet pour les entreprises existantes (ADDENDA)*, Québec, ISBN 978-2-550-78291-9 (PDF), 9 p. et 1 annexe, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/Addenda_OER.pdf

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2017b. *Radionucléides recommandés pour l'analyse de la radioactivité dans les matrices environnementales*, 31 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2017c. *Guide de caractérisation physicochimique de l'état initial du milieu aquatique avant l'implantation d'un projet industriel*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-73838-1, 12 p. et 3 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/Guide_physico-chimique.pdf

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2016. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2010-2014*, Québec, 80 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/bilans/bilan-qualite2010-2014.pdf>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS climatiques et ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA, 2016. *Recommandations pour la gestion des matières en suspension (MES) lors des activités de dragage*. Québec, 64 p. et 4 annexes, [En ligne], https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/diverses/Registre_de_dragage/Recommandations_dragage.pdf

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015a. *Guide d'interprétation de la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-interpretationPPRLPI.pdf>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015b. *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique*, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 8 juin 2017).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015c. *Lignes directrices pour l'estimation des débits d'étiage sur le territoire québécois*, Québec, Centre d'expertise hydrique, [En ligne], <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/>.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2014a. *Grille d'analyse environnementale pour les piscicultures en fonction des rejets en phosphore total*, Québec, Direction des politiques agroenvironnementales et Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69691-9 (PDF), 16 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/aquacole/grille-analyse-piscicultures.pdf

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2014b. *Protocole d'échantillonnage de l'eau de surface pour l'analyse des métaux en traces*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69205-8 (PDF), 19 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/metaux/protocole-echantillonnage-analyse-metaux-traces.pdf>

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FOOD OF DENMARK, 2018. *Updated National Implementation Plan for the Stockholm Convention 2018*, 166 p. et 1 annexe.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2017. *Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement afin de moderniser le régime d'autorisation environnementale et modifiant d'autres dispositions législatives notamment pour réformer la gouvernance du Fonds vert*. Éditeur officiel du Québec.

Paquin, P.R. et al., 2002. *The biotic ligand model: a historical overview*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C 133 (2002) 3–35. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, Volume 133, Issues 1–2, 2002, Pages 3-35, ISSN 1532-0456, [En ligne] <https://www.zoology.ubc.ca/~woodcm/Woodblog/wp-content/uploads/2016/07/Paquin-et-al-2002-CBP.pdf>

PÊCHES ET OCÉANS CANADA (POC), 2010. *L'enquête de 2010 sur la pêche récréative au Canada*, [En ligne], <http://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/rec/can/2010/index-fra.htm>.

ROY, L., 2015. Communication personnelle, juin 2017. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

SECRÉTARIAT DE LA CONVENTION DE STOCKHOLM, 2018. *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants*, révisée en 2017, [En ligne], <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>.

SETAC Pellston Workshop, 1995. *Whole-Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. 16–21 September 1995 | Pellston, Michigan, USA (SETAC Press, 1996, out of print)

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2016. *Final EPA-USGS Technical Report: Protecting Aquatic Life from Effects of Hydrologic Alteration*. Washington (DC), U.S. EPA, USGS 155 p. (EPA-822-R-16-007, USGS SIR 2016-5164).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2015a. *Connectivity of Streams and Wetlands To Downstream Waters: A Review and Synthesis of the Scientific Evidence (Final Report)*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-14/475F.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2015b. *Water Quality Standards Handbook. Chapter 7: Water Quality Standards and the Water Quality-based Approach to Pollution Control*. Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, 14 p. (EPA-820-B-15-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2014. *Water Quality Standards Handbook. Chapter 5: General Policies*. Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, 18 p. (EPA-820-B-14-004).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2013. *Final aquatic ambient water quality criteria for ammonia freshwater 2013*, [En ligne], <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2013-08-22/pdf/2013-20307.pdf>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2012. *Water Quality Standards Handbook. Chapter 3: Water Quality Criteria*. Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, 56 p. (EPA-823-B-12-002).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2010. *NPDES Permit Writer's Manual*, Washington (DC), U.S. EPA, Water Permits Division, Office of Wastewater Management, 269 p. (EPA-833-K-10-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2007. *Aquatic life ambient freshwater quality criteria - Copper*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, n° 7440-50-8, 204 p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2006. *Compilation of EPA mixing zone documents*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, 13 p. + 3 ann. (EPA-823-R-06-003).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2004. *National whole effluent toxicity (WET) Implementation guidance under the NPDES program*. Office of wastewater management (4203M), EPA 832-B-04-003. [En ligne], [Document Display | NEPIS | US EPA](#)

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2001. *Streamlined Water-Effect Ratio Procedure for Discharges of Copper*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, 35 p. (EPA-822-R-01-005).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2000. *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health*. Washington, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, EPA 822-B-00-004, 166 p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1999. *Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Wastewater Management, 96 p. (EPA/833B-99/002).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1997. *Technical guidance manual for developing Total Maximum Daily Loads, Book 2: Streams and Rivers, Part 1: Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients/Eutrophication*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, 97 p. et 10 annexes (EPA 823-B-97-002).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1995. *Final Water Quality Guidance for the Great Lakes System, Final Rule*, Federal Register, vol. 60, n° 56, p. 15366-15425.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1994. *Interim Guidance on Determination and Use of Water-Effect Ratios for Metals*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratories, 154 p. (EPA-823-B-94-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1992. *Toxicity Identification Evaluation: Characterization of Chronically Toxic Effluents, Phase I*, Duluth (MN), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, 57 p. (EPA/600/6-91/005F).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1991a. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase I Toxicity Characterization Procedures. 2nd ed.* (Acute Manual Phase I), Duluth (MN), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, 84 p. (EPA/600/6-91/003).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1991b. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of water, 145 p. et 16 annexes (EPA/505/2-90-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1989. *Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations (TRES)*, Cincinnati (OH), U.S. EPA, The Chemicals and Chemical Product Branch, Risk Reduction Engineering Laboratory, 188 p. (EPA/600/2-88/070).

WARREN, I. R., et H. K. BACH, 1992. *MIKE 21: a modelling system for estuaries, coastal waters and seas*. Environmental Software 7(4): 229-240 p.

WASHINGTON, 2015a. *Water Quality Program Permit Writer's Manual*. Washington State Department of Ecology, Washington.

WASHINGTON, 2015b. *Water Quality Program Permit Writer's Manual – Appendice C – Guidance for Conducting Mixing Zone Analyses*. Washington State Department of Ecology, Washington.

WINDWARD ENVIRONMENTAL LLC, 2019. *BLM User's Guide and Reference Manual Research Version 3.41.2.45*. May 2019, [En ligne], https://www.windwardenv.com/images/BLM_manual_Research_2019-05-22.pdf.

GLOSSAIRE

- Activité récréative de contact direct : activité récréative où l'utilisateur est en contact direct, complet ou susceptible de l'être, avec l'eau, tels la baignade, la planche à voile, le ski nautique et le kayak d'eau vive. Elle implique une immersion possible de la tête.
- Activité récréative de contact indirect : activité récréative où l'utilisateur peut être en contact partiel, occasionnel ou accidentel avec l'eau, tels le nautisme léger, le canotage et la pêche.
- Additivité : interaction de deux ou plusieurs substances, qui fait en sorte que la toxicité globale résultant du mélange de celles-ci est à peu près égale à la somme des toxicités individuelles de ces substances.
- Bassin versant : ensemble du territoire dont les eaux de surface et les eaux souterraines se drainent vers un même exutoire.
- Bioaccumulation : accumulation nette d'une substance dans les tissus d'un organisme aquatique, résultant d'une exposition directe à partir de l'eau ou à partir de la nourriture contenant ces substances.
- Biocritère : objectif numérique ou descriptif définissant l'état souhaité des assemblages biologiques. Ces critères biologiques sont établis à partir d'information sur des sites peu ou non dégradés par les perturbations anthropiques et ils représentent le point de référence assurant la protection et la gestion de la ressource eau.
- Biodisponibilité : fraction de la quantité totale d'un produit chimique dans l'environnement qui peut être absorbée par les organismes.
- Caractéristiques physicochimiques : caractéristiques des eaux de surface naturelles (pH, dureté, température, etc.) qui peuvent modifier la toxicité d'une substance vis-à-vis des organismes.
- Concentration extractible totale : concentration d'un métal contenue dans un échantillon non filtré et correspondant à la somme du métal dissous et du métal lié aux particules, sans digestion du réseau silicaté.
- Concentration totale : concentration d'un contaminant correspondant à la somme des fractions dissoutes et particulaires.
- Conditions critiques : ensemble des conditions (ex. : débit, courant, température) du mélange effluent-milieu récepteur qui correspondent au moment où le risque environnemental associé au rejet est le plus grand. Ce risque n'est pas défini sur la base de conditions transitoires de très courte durée, mais plutôt en fonction de conditions qui se maintiennent pendant un certain temps, selon l'impact que l'on cherche à prévenir.
- Conservatif : se dit des contaminants qui conservent leurs propriétés chimiques après leur rejet dans l'environnement.
- Contaminant : matière solide, liquide ou gazeuse, microorganisme, son, vibration, rayonnement, chaleur, odeur, radiation ou toute combinaison de l'un ou l'autre susceptibles d'altérer de quelque manière la qualité de l'eau ou de l'environnement.

- Contaminants conventionnels : indicateurs, substances chimiques ou microorganismes utilisés traditionnellement pour caractériser la qualité physicochimique ou bactériologique de l'eau. La demande biochimique en oxygène, les matières en suspension, le phosphore et les coliformes fécaux font partie des contaminants conventionnels.
- Critère d'activités récréatives et d'esthétique (CARE) : concentration d'un contaminant (microorganisme, nutriment) qui vise à prévenir les dangers pour la santé liés au contact direct et indirect avec une eau contenant des microorganismes pathogènes (activités récréatives) ou qui permet de maintenir l'attrait pour les activités de contact direct avec l'eau et d'éviter les impacts visuels négatifs à proximité d'aménagements riverains (parcs, campings, etc.).
- Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC(EO)) : concentration d'un contaminant qui protège la qualité de l'eau brute pour la production d'eau potable ainsi que la qualité de la chair des organismes aquatiques en vue de leur consommation par un individu exposé la vie durant, sans effets nuisibles pour sa santé. Ce critère peut aussi correspondre à un seuil entraînant la détérioration du goût, de l'odeur ou de la couleur de l'eau. Pour les contaminants non bioaccumulables, ces critères correspondent parfois aux critères de qualité pour l'eau potable.
- Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPC(O)) : concentration d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils bioaccumulent le contaminant jusqu'à des niveaux potentiellement nuisibles pour la santé humaine. Ce critère peut aussi correspondre à un seuil entraînant la détérioration du goût, de l'odeur ou de la couleur de la chair des organismes.
- Critère de protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) : concentration d'un contaminant qui ne cause pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité (au sens commercial ou récréatif) d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation (U.S. EPA, 1995). Le CFTP correspond à la valeur la plus basse entre celle qui est calculée pour protéger les espèces aviaires et celle qui est calculée pour protéger les mammifères.
- Critère de protection de la vie aquatique chronique (CVAC) : concentration la plus élevée d'un contaminant qui ne produit aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Les critères de qualité nécessaires pour protéger les organismes aquatiques des effets indirects des polluants conventionnels (tels la baisse en oxygène, l'enrichissement des plans d'eau et l'envasement des frayères) sont aussi inclus dans les CVAC.
- Débit d'étiage : débit minimal d'un cours d'eau ayant une durée (nombre de jours consécutifs) et une fréquence de retour (année) définies.
- Demande biochimique en oxygène : mesure de la quantité d'oxygène (mg/l) utilisée dans l'oxydation biochimique de la matière organique (végétale et animale) et de la matière inorganique (sulfures, sels ferreux, etc.) durant une période et à une température données.
- Eau de surface, milieu aquatique, plan d'eau : définitions équivalentes à l'expression milieux humides et hydriques de l'article 46.0.2 de la LQE.
- Eaux de refroidissement : eaux utilisées dans un procédé pour abaisser la température, qui n'entrent pas en contact direct avec une matière première, un produit intermédiaire ou un produit final et qui ne contiennent aucun additif. La purge d'un système de recirculation d'eau de refroidissement ne constitue pas une eau de refroidissement.
- Effluent : eau usée traitée provenant d'une industrie, d'une municipalité, etc., rejetée dans le milieu aquatique ou dans un réseau d'égout.

- Élimination virtuelle : peut se définir par l'absence totale de substances toxiques dans l'environnement ou encore l'absence d'effets sur l'environnement et l'écosystème. En pratique, elle se concrétise par l'absence de détection.
- Étiage : baisse périodique du débit d'un cours d'eau.
- Eutrophisation : long processus naturel rendant un écosystème aquatique, particulièrement un lac, de plus en plus riche en substances nutritives (azote et surtout phosphore), augmentant ainsi la biomasse végétale. L'enrichissement peut conduire, entre autres, à une modification des communautés animales, à un accroissement de la matière organique et même à un déficit en oxygène dissous dans l'hypolimnion. Des apports anthropiques de phosphore peuvent accélérer ce processus et entraîner des effets perceptibles sur une échelle de temps relativement courte.
- Exigences : normes, obligations, règles ou conditions fixées dans les actes statutaires, notamment les demandes relatives au suivi, les études, les recherches ou les projets pilotes.
- Exploitant : personne physique ou morale qui se livre à l'exploitation d'une activité qui entraîne un rejet d'eaux usées.
- Fossé de drainage : dépression en long creusée dans le sol utilisée aux seules fins de drainage et d'irrigation, qui n'existe qu'en raison d'une intervention humaine et dont la superficie du bassin versant est inférieure à 100 hectares.
- Fossé de voie publique ou privée : dépression en long creusée dans le sol, servant exclusivement à drainer une voie publique ou privée. Une voie publique ou privée peut inclure notamment toute route, chemin, rue, ruelle, voie piétonnière, cyclable ou ferrée.
- Fossé mitoyen : dépression en long creusée dans le sol, servant de ligne séparatrice entre voisins, au sens de l'article 1002 du Code civil.
- Matières nutritives : substances simples ou composées nécessaires au cycle vital des plantes et des animaux. Dans les écosystèmes aquatiques, le phosphore et l'azote sont des matières nutritives qui peuvent stimuler la croissance d'algues ou de plantes aquatiques lorsqu'elles sont présentes en excès.
- Milieu récepteur : plan d'eau où se déverse un effluent.
- Rejet ponctuel : rejet confiné qui aboutit au milieu aquatique en un seul point, par opposition à un rejet diffus.
- Risque acceptable : risque supérieur au niveau de risque négligeable, mais qui ne dépasse pas les niveaux de risques, environnementaux ou autres, auxquels un individu est normalement exposé dans la vie courante.
- Risque négligeable : risque inférieur à plusieurs risques rencontrés dans la vie courante
- Source d'approvisionnement en eau potable : source d'eau brute qui, après traitement, fournit une eau de qualité pour la consommation humaine, c'est-à-dire la préparation et la transformation des aliments, la cuisson et l'eau de boisson
- Substances toxiques : substances ou combinaison de substances qui, après leur rejet dans l'environnement et à la suite de leur exposition, peuvent, sur la base de l'information existante, causer la mort, le cancer ou les mutations génétiques et toutes formes d'anomalies physiologiques, anatomiques ou de comportement chez les organismes ou leur progéniture. L'exposition peut se faire par ingestion, inhalation ou assimilation par un organisme, soit directement dans l'environnement (eau, air), soit indirectement dans la chaîne alimentaire.

- Substances toxiques persistantes ou bioaccumulables : substance qui a des conséquences néfastes sur la qualité de l'environnement ou la santé humaine, si elle se maintient dans l'environnement en se décomposant très lentement et si elle s'accumule dans les organismes vivants par la chaîne alimentaire.
- Toxicité globale de l'effluent : mesure du potentiel toxique d'un effluent qui repose sur des essais de toxicité standardisés et se fait en exposant des organismes aquatiques à des dilutions prédéterminées de cet effluent.
- Unité toxique aiguë (UTa) : expression de la toxicité aiguë qui s'obtient en divisant 100 % par la concentration d'effluent qui est létale pour 50 % de chacun des organismes testés.

$$UTa = \frac{100 \%}{CL_{50} (\% V/V)}$$
- Unité toxique chronique (UTc) : expression de la toxicité chronique qui s'obtient en divisant 100 % par la concentration d'effluent qui est sans effet observable (CSEO) ou par la concentration d'effluent qui inhibe une fonction (développement, croissance ou reproduction) chez 25 % des organismes testés (Cl₂₅).

$$UTc = \frac{100 \%}{Cl_{25} (\% V/V)}$$
- Valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe) : concentration d'un contaminant pouvant tuer 50 % des organismes sensibles qui y sont exposés. La VAFe est établie à partir de données obtenues par des essais en laboratoire.
- Zone de mélange : volume d'eau alloué pour le mélange d'un effluent d'eaux usées traitées, suivi et contrôlé.

ANNEXE 1 ESSAIS DE TOXICITÉ STANDARDS SERVANT À LA VÉRIFICATION DES OER RELATIFS À LA TOXICITÉ GLOBALE DES EFFLUENTS

Toxicité globale aiguë à l'effluent – Eau douce

- Détermination de la toxicité létale chez les microcrustacés (*Daphnia magna*).
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2021. *Détermination de la toxicité : létalité (CL₅₀ 48h) chez la daphnie Daphnia magna*. MA. 500 – D. mag. 1.1, Révision 3, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 18 p.
- Détermination de la létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)
Environnement Canada, 2000. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la truite arc-en-ciel*. Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Ottawa, publication SPE 1/RM/13 deuxième édition; avec modification de mai 2007, 20 p., 1 annexe.
- Procédure de stabilisation du pH pendant un essai de létalité aiguë d'un effluent d'eau usée chez la truite arc-en-ciel
Environnement Canada, 2008. *Procédure de stabilisation du pH pendant un essai de létalité aiguë d'un effluent d'eau usée chez la truite arc-en-ciel*. SPE 1/RM/50 – Mars 2008, Centre des sciences et technologies environnementales, Direction des sciences et de la technologie, Environnement Canada, 22 p.
- Détermination de la létalité aiguë chez le méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*)
U.S. EPA, 2002. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (fifth edition)*. U.S. EPA, Office of Water, Washington, DC. EPA-821-02-012.

Toxicité globale chronique à l'effluent – Eau douce

- Essai de croissance et de survie des larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas*)
Environnement Canada, 2011. *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie des larves de tête-de-boule*. Rapport SPE 1/RM/22, deuxième édition. Unité de l'élaboration et de l'application des méthodes, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 66 p., 6 annexes.
- Essai de reproduction et de survie du cladocère (*Ceriodaphnia dubia*)
Environnement Canada, 2007. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie du cladocère ceriodaphnia dubia*. Rapport SPE 1/RM/21, deuxième édition. Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 67 p., 7 annexes.
- Détermination de la toxicité – Inhibition de la croissance chez l'algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*)
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2019. *Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata (Raphidocelis subcapitata)*. MA. 500 – P. sub. 1.0, Rév. 4, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 15 p.

Toxicité globale aiguë à l'effluent – Eau saumâtre ou salée

- Détermination de la létalité aiguë chez l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*)
Environnement et changement climatique Canada, 2017. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë à l'aide de l'épinoche à trois épines Gasterosteus aculeatus*. SPE 1/RM/10, 44 p.
- Détermination de la létalité aiguë chez le copépode (*Acartia tonsa*)
Environnement et changement climatique Canada, 2019. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë chez le copépode Acartia tonsa*. DGST 1/RM/60, 52 p.

Toxicité globale chronique à l'effluent – Eau saumâtre ou salée

- Essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats).
Environnement Canada, 2011. *Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats)*. SPE 1/RM/27, deuxième édition – Février 2011, Direction générale de la science et de la technologie, Unité de l'élaboration et de l'application des méthodes, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 114 p., 2 annexes.
- Essai sur la reproduction chez l'algue rouge (*Champia parvula*).
U.S. EPA, 2002. *Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms (Third Edition)*, EPA/821/R/02-014, Section 16, Method 1009.0, p. 332-382.
- Essai de croissance du varech géant (*Macrocystis pyrifera*).
U.S. EPA, 1995. *Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluent and Receiving Waters to West Coast Marine and Estuarine Organisms (First Edition)*, EPA/600/R-95-136, Section 17, p. 466-602.

Résumé des protocoles d'essais biologiques¹ (au 27 février 2020)

Essais de toxicité aiguë			Essais de toxicité chronique		
Daphnidé	Truite arc-en-ciel	Méné à grosse tête ²	Méné à grosse tête ²	Daphnidé	Algue
<i>Daphnia magna</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Pimephales promelas</i>	<i>Pimephales promelas</i>	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ³
CL ₅₀	CL ₅₀	CL ₅₀	Cl ₂₅	Cl ₂₅	Cl ₂₅
Statique	Statique	Statique non renouvelable, statique-renouvelable, ou renouvelé en continu	Renouvellement périodique	Renouvellement intermittent (quotidien)	Sans renouvellement, avec agitation
Tubes de 25 ml avec 10 ml de solution	Récipient permettant une colonne de 15 cm de solution	200 ml	250 ml	Gobelet ou tube 30 ml (15 ml solution)	Cuvette de 30 ml avec 10 ml de solution
Néonates ≤ 24 h 5 daphnies par tube Au moins 5 concentrations 4 tubes par concentration	10 poissons par récipient 5 concentrations	10 poissons Âgés de 1-14 jours (pas plus de 24 h de différence)	Au moins 10 larves de < 24 h de quelques millimètres	1 néonate de ≤ 24 h (avec ≤12h de différence) par récipient plus de 10 concentrations si possible (minimum 7)	10 000 cellules par ml (algue de quelques micromètres)
4 répliques par concentration	Pas d'exigence de répétitions	2 à 4 répliques par concentration	3 répliques par concentration	10 répliques par concentration	3 répliques par concentration
48 h	96 h	96 h	7 jours	5jours – 8 jours (3 couvées dans ≥60% des tubes témoins)	96 h
Mortalité (absence de mouvement des appendices et de battements cardiaques) et immobilité	Mortalité et comportements atypiques	Mortalité et comportements atypiques	Mortalité et biomasse (poissons vivants comptés, séchés et pesés) Poids secs	Mortalité et reproduction (compte des néonates de 3 couvées)	Croissance (compte cellulaire)

1. Ce tableau, sans être exhaustif, nous donne une idée des particularités des différents protocoles d'essais biologiques
2. Nommé méné tête-de-boule ou méné à grosse tête dans les protocoles
3. Renommé *Raphidocelis subcapitata*

ANNEXE 2 SUBSTANCES TOXIQUES PERSISTANTES ET BIOACCUMULABLES

Le danger intrinsèque d'une substance pour l'environnement correspond à sa propension à engendrer des effets néfastes sur la vie (faune, flore, humain), à persister et à s'accumuler dans les divers compartiments de l'environnement (eau, sédiments, organismes). On considère que les substances qui ont un facteur de bioaccumulation (FBA) ou de bioconcentration (FBC) de plus de 1000 sont bioaccumulables et que celles qui ont un FBA ou un FBC de plus de 5000 sont très bioaccumulables.

Les substances toxiques persistantes et bioaccumulables (STPB) sont les substances qui présentent des niveaux très élevés de toxicité, de persistance et de bioaccumulation selon des critères reconnus par des organisations nationales et internationales. Ces critères de toxicité, de persistance et de bioaccumulation sont notamment définis dans la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP). Le potentiel de propagation à longue distance de ces substances dans l'environnement est également pris en compte dans l'évaluation des POP.

Dans l'approche des OER, les STPB sont visées par une élimination virtuelle et regroupent les POP définis par la Convention de Stockholm, les substances qui répondent aux critères de quasi-élimination ainsi que le mercure. Ces contaminants et leurs références sont présentés dans l'encadré suivant.

Contaminants	
Aldrine ^{1-a}	Lindane (Gamma-Hexachlorocyclohexane) ^{1-a}
Biphényles polychlorés (BPC) ^{1-a, 1-c, 3}	Mercure ⁴
Chlordane ^{1-a}	Mirex (Dodécachloropentacyclo [5.3.0.02,6.03,9.04,8] décane) ^{1-a, 2}
Chlordécone ^{1-a}	Naphtalènes polychlorés ^{1-a, 1-c, 2}
Dibenzo-p-dioxines polychlorés ^{1-c, 2}	Paraffines (Alcanes) chlorées à chaîne courte ^{1-a, 2}
Dibenzofuranes polychlorés ^{1-c, 2}	Pentachlorobenzène (PeCB) ^{1-a, 1-c, 2}
Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) ^{1-b, 2}	Pentachlorophénol et ses sels et esters (PCP) ^{1-a}
Dicofol ^{1-a}	Pentabromodiphényléther commercial (c-pentaBDE) (inclut tétrabromodiphényléther et pentabromodiphényléther) ^{1-a, 2}
Dieldrine ^{1-a}	Octabromodiphényléther commercial (c-octaBDE) (inclut hexabromodiphényléthers et heptabromodiphényléthers) ^{1-a, 2}
Endosulfan et ses isomères ^{1-a}	Decabromodiphenyl ether (c-DecaBDE) ^{1-a}
Endrine ^{1-a}	Sulfonate de perfluorooctane (SPFO) (Acide perfluorooctane sulfonique, ses sels et fluorure de perfluorooctane sulfonique) ^{1-b, 2}
Heptachlore ^{1-a}	Acide perfluorooctanoïque (APFO), ses sels et ses précurseurs ^{1-a}
Hexabromobiphényle (HBB) ^{1-a}	Tétrachlorobenzènes ²
Hexabromocyclododécane (HBCDD) ^{1-a, 2}	Toxaphène (2001) ^{1-a}
Hexachlorobenzène (HCB) ^{1-a, 1-c, 2}	Tributylétain ²
Hexachlorobutadiène (HCBD) ^{1-a, 1-c, 2}	
Alpha-Hexachlorocyclohexane ^{1-a}	
Beta-Hexachlorocyclohexane ^{1-a}	

1. POP, *Convention de Stockholm* (Secrétariat de la Convention de Stockholm, 2018) -a : Élimination (*annexe A de la Convention*), -b : Restriction (*annexe B de la Convention*), -c : Produits non intentionnellement (*annexe C de la Convention*). 2. Substances répondant aux critères de quasi-élimination définis dans la *Politique de gestion des substances toxiques* (EC, 1995). 3. *Règlement sur les BPC* (Gouvernement du Canada, 2008, 2015). 4. *Stratégie de gestion du risque relative au mercure* (EC et SC, 2010).

Références

Environnement Canada (EC), 1995, réimpression 2004. *Politique de gestion des substances toxiques*. Gouvernement du Canada, [En ligne], <http://publications.gc.ca/collections/Collection/En40-499-1-1995F.pdf>.

Environnement Canada (EC) et Santé Canada (SC), 2010. *Stratégie de gestion du risque relative au mercure*, [En ligne], http://www.ec.gc.ca/doc/mercure-mercury/1241/index_f.htm.

Gouvernement du Canada, 2008, 2015. *Règlement sur les BPC*, [En ligne], <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2008-273.pdf>. Dernière modification le 1^{er} janvier 2015.

Secrétariat de la Convention de Stockholm (2018). *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants*, révisé en 2017. Programme des Nations unies pour l'environnement, Organisation des Nations unies, [En ligne], <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>.

ANNEXE 3 DÉVELOPPEMENT DES ÉQUATIONS SERVANT À L'ÉTABLISSEMENT DES OER

Les OER sont déterminés à partir du bilan de charges suivant :

charge amont + charge allouée = charge maximale permise à l'effluent à la limite de la zone de mélange

$$C_{am}Q_{am} + C_eQ_e = C_c(Q_{am} + Q_e) \quad (1)$$

Où : C_{am} = Concentration amont du contaminant dans le milieu récepteur²⁰
 Q_{am} = Débit amont qui correspond à la portion du débit du milieu allouée pour le mélange de l'effluent. Le débit amont prend en considération la fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet de la façon suivante :

$$Q_{am} = Q_r - fQ_e$$

C_e = Concentration allouée à l'effluent pour un contaminant donné. Elle correspond à l'OER en concentration
 Q_e = Débit de l'effluent
 C_c = Concentration correspondant au critère de qualité de l'eau retenu pour un contaminant et un usage donnés²⁰
 Q_r = Débit du milieu récepteur alloué pour le mélange de l'effluent
 f = Fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet. Le facteur f prend la valeur « 1 » si l'eau d'approvisionnement est entièrement tirée du cours d'eau en amont du point de rejet et est égal à « 0 » si l'approvisionnement en eau se fait à partir d'un autre bassin versant ou à partir d'eau souterraine.

La charge allouée à l'effluent (C_eQ_e) correspond à la charge associée au respect du critère de qualité (charge maximale permise à la limite de la zone de mélange) de laquelle est soustraite la charge déjà présente dans le milieu (charge amont). Ces charges se définissent ainsi :

$$C_eQ_e = C_c(Q_{am} + Q_e) - C_{am}Q_{am} \quad (2)$$

20. Cette concentration est exprimée en concentration totale pour tous les contaminants, à l'exception des métaux, pour lesquels elle est exprimée en métal extractible total.

L'équation (2) peut être transformée en remplaçant Q_{am} par sa définition ($Q_r - fQ_e$) :

$$C_e Q_e = C_c [(Q_r - fQ_e) + Q_e] - C_{am} (Q_r - fQ_e) \quad (2a)$$

Il est possible de déterminer la concentration allouée à l'effluent (C_e) en résolvant l'équation suivante :

$$C_e = \frac{C_c(Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

Ou encore :

$$C_e = C_c \frac{(Q_r - fQ_e + Q_e)}{Q_e} - \frac{C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3a)$$

Les équations peuvent être remaniées de façon à intégrer le facteur de dilution (Fd). Le facteur de dilution est défini comme le rapport entre le débit d'effluent et le débit qui contribue à la dilution, soit la somme du débit amont et du débit d'effluent.

$$Fd = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

En substituant le facteur de dilution (Fd) dans l'équation 3a, la concentration allouée à l'effluent devient :

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - C_{am} \frac{Q_r - fQ_e}{Q_e} \quad (4a)$$

Sachant que, selon l'équation (4) :

$$Q_r = \frac{Q_e}{Fd} + fQ_e - Q_e \quad (4b)$$

L'équation (4a) devient :

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}}{Q_e} \left(\frac{Q_e}{Fd} + fQ_e - Q_e - fQ_e \right) \quad (4c)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}}{Q_e} \left(\frac{Q_e}{Fd} - Q_e \right) \quad (4d)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}Q_e}{Q_e Fd} + \frac{C_{am}Q_e}{Q_e} \quad (4e)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (4f)$$

D'où l'équation simplifiée suivante qui permet le calcul des objectifs de rejet dans les cas où le facteur de dilution a été établi à partir d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de diffusion :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

ANNEXE 4 EXEMPLES DE CALCUL D'OER POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS À UN REJET

Cette annexe propose deux exemples de calcul d'OER. Le premier est celui d'un rejet industriel caractérisé par la présence de nickel et de plomb. On y utilise l'approche locale pour définir des OER pour ces métaux ainsi que pour la toxicité globale chronique de l'effluent (TGEc). Le deuxième est celui de deux rejets municipaux impliquant des matières en suspension (MES) et des coliformes fécaux. L'approche locale est utilisée pour les MES, alors que l'approche globale est utilisée pour les coliformes fécaux.

1. Rejet industriel – mélange rapide (approche locale)

Métal inc. est une entreprise de placage de métaux de moyenne envergure. L'effluent de Métal inc. est traité par sédimentation et il est décanté avant son rejet dans une rivière. Les eaux usées sont caractérisées par la présence de plomb et de nickel. Le débit moyen de l'effluent est de 10 l/s.

a. Détermination des usages

La vie aquatique (CVAC), la faune terrestre piscivore (CFTP) et la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés (CPC(O)) sont des usages considérés sur tous les cours d'eau. Sur la rivière en aval du rejet, il n'y a pas de prise d'eau potable ni de zone d'activités récréatives.

b. Critères de qualité de l'eau

Pour assurer une qualité d'eau qui permet le maintien de ces usages, on applique des critères de qualité de l'eau relatifs aux contaminants chimiques et à la toxicité globale de l'effluent. Les deux contaminants concernés ont une toxicité qui varie avec la dureté du milieu. Les critères de qualité de l'eau assurant la protection de la vie aquatique sont calculés sur la base de la dureté médiane du milieu récepteur non influencée par le rejet. Dans cet exemple, elle est fixée à 50 mg/l de CaCO_3 .

	Plomb	Nickel	Toxicité globale
VAFc	-----	-----	1 UTa
CVAC	0,0013 mg/l	0,029 mg/l	1 UTc
CFTP	-----	-----	-----
CPC(O)	-----	4,6 mg/l	-----

c. Calcul des OER pour les contaminants chimiques (approche locale)

Les OER sont calculés de façon à ce que la quantité de plomb et de nickel rejetée permette le respect des critères de qualité de l'eau au bout de la zone de mélange considérée. Selon l'approche locale, le bilan de charges prend en considération le débit d'effluent, les caractéristiques du milieu, la concentration amont des contaminants et la dilution en conditions critiques.

Concentration amont

La concentration amont médiane de la rivière est de 0,0002 mg/l pour le plomb et de 0,002 mg/l pour le nickel.

Débit considéré pour la dilution

- Les débits estivaux $Q_{10,7}$ et $Q_{5,30}$ sont respectivement de 500 l/s et de 1 000 l/s et ils sont inférieurs aux débits hivernaux.
- L'entreprise puise son eau dans le milieu récepteur ($f = 1$).
- Le mélange se fait rapidement dans la masse d'eau. Pour les contaminants toxiques, on retient 50 % du débit d'étiage pour le mélange de l'effluent, avec une limite maximale de 1 dans 100.

Calcul de l'OER

Les OER se calculent selon l'équation de base (3) du bilan de charges :

$$C_e = \frac{C_c(Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

On obtient :

$$OER_{Pb_{CVAC}} = \frac{0,0013(250 - (1 \times 10) + 10) - 0,0002(250 - (1 \times 10))}{10} = 0,0277 \text{ mg/l}$$

$$OER_{Ni} = \frac{0,029(250 - (1 \times 10) + 10) - 0,002(250 - (1 \times 10))}{10} = 0,677 \text{ mg/l}$$

$$OER_{Ni_{CPC(O)}} = \frac{4,6(250 - (1 \times 10) + 10) - 0,002(250 - (1 \times 10))}{10} = 230 \text{ mg/l}$$

L'OER pour le plomb est de 0,028 mg/l en concentration. L'OER en charge est déterminé par $C_e \times Q_e$, et correspond à 0,024 kg/j.

L'OER retenu pour le nickel est celui qui assure la protection de l'usage le plus sensible, soit l'OER_{CVAC}, qui est de 0,677 mg/l et de 0,58 kg/j.

Lorsque le facteur de dilution est connu, les OER peuvent être calculés à partir de l'équation simplifiée (5). Le facteur de dilution (Fd) est défini comme suit :

$$Fd = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

$$Fd_{CVAC} = \frac{10}{250 - (1 \times 10) + 10} = 1 \text{ dans } 25 \text{ ou } 0,04$$

$$Fd_{CPC(O)} = \frac{10}{500 - (1 \times 10) + 10} = 1 \text{ dans } 50 \text{ ou } 0,02$$

Selon l'équation simplifiée (5), le calcul d'OER est le suivant :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

$$OER Pb_{CVAC} = \frac{0,0013-0,0002}{0,04} + 0,0002 = 0,0277 \text{ mg/l}$$

$$OER Ni = \frac{0,029-0,002}{0,04} + 0,02 = 0,677 \text{ mg/l}$$

$$OER Ni_{CPC(O)} = \frac{4,6-0,002}{0,02} + 0,02 = 230 \text{ mg/l}$$

d. Calcul des OER relatifs à la toxicité globale de l'effluent

Le critère relatif à la toxicité globale aiguë de 1 UTa, équivalent à un maximum de 50 % de mortalité, s'applique directement à l'effluent, avant toute dilution dans le milieu. L'OER relatif à la toxicité globale aiguë de l'effluent est ainsi toujours d'une unité toxique aiguë (1 UTa).

L'OER relatif à la toxicité globale chronique est calculé pour que le critère de toxicité globale chronique de 1 UTc soit respecté au bout de la zone de mélange considérée. L'équation de base pour calculer l'OER relatif à la toxicité globale chronique (11) est reprise ici :

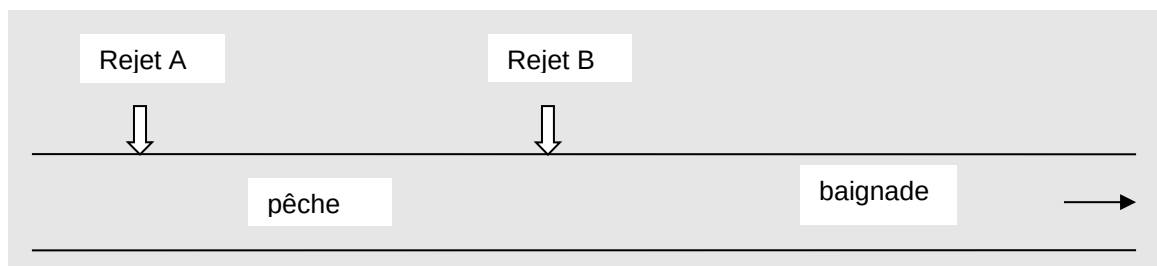
$$C_e = \frac{1 UTc}{Fd} \quad (11)$$

$$C_e = \frac{1 UTc}{0,04} = 25 UTc$$

C'est donc dire que, si la toxicité chronique à l'effluent de cette entreprise ne dépasse pas 25 UTc pour chacun des organismes testés, et que les OER pour les métaux particuliers sont aussi respectés, l'effluent ne nuira pas à la vie aquatique à l'extérieur de la zone allouée pour le mélange de l'effluent.

2. Rejet municipal – mélange rapide (approche locale et approche globale)

L'effluent traité de la municipalité A est rejeté dans une rivière. Le débit de conception de la station d'épuration est de 50 l/s. Les matières en suspension (MES) et les coliformes fécaux (c.f.) font partie des contaminants pour lesquels des OER sont demandés pour cette station. Une deuxième station, celle de la municipalité B, rejette également son effluent (200 l/s) dans la rivière, à quatre kilomètres en aval du rejet de la municipalité A.



a. Détermination des usages

La vie aquatique (CVAC), la faune terrestre piscivore (CFTP) et la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés (CPC(O)) sont des usages considérés sur tous les cours d'eau. Sur la rivière en aval du rejet, on retrouve également une zone de pêche (CARE) à 1,8 kilomètre du rejet de la station A, et un secteur de baignade (CARE) à 8 kilomètres du rejet de la station A.

b. Critères de qualité de l'eau

	MES	Coliformes fécaux
CVAC	Augmentation de 5 mg/l par rapport à la concentration amont	-----
CFTP	-----	-----
CPC(O)	-----	-----
CARE	-----	200 UFC/100 ml (contact direct) 1 000 UFC/100 ml (contact indirect)

c. Calcul de l'OER pour les matières en suspension (approche locale)

L'OER est calculé de façon à ce que la quantité de matières en suspension rejetée permette le respect du critère de qualité de l'eau au bout de la zone de mélange considérée. Selon l'approche locale, le bilan de charges prend en considération le débit d'effluent, les caractéristiques du milieu, la concentration amont des contaminants et la dilution en conditions critiques.

Concentration amont

Il n'y a pas de station de surveillance de la qualité de l'eau représentative pour les MES en amont du rejet de la municipalité A. La concentration amont est estimée au prorata des superficies agricole et forestière du bassin de drainage. Comme la superficie du bassin au point de rejet est à 10 % agricole et à 90 % forestière, la concentration amont par défaut pour les MES devient :

$$C_{am} = 10 \% (4 \text{ mg/l}) + 90 \% (1 \text{ mg/l}) = 1,3 \text{ mg/l}$$

La concentration amont pour les MES est de 1,3 mg/l et le CVAC pour les MES est alors de : 1,3 mg/l + 5 mg/l = 6,3 mg/l.

Débit considéré pour la dilution

- La rivière, au point de rejet de la station d'épuration A, a un débit d'étiage estival $Q_{2,7}$ de 800 l/s.
- La municipalité A puise son eau d'un puits souterrain ($f = 0$).
- Le mélange de l'effluent se fait rapidement dans toute la masse d'eau. Pour les MES, on attribue 100 % du $Q_{2,7}$ pour la dilution, avec une limite maximale de 1 dans 100.

Calcul de l'OER

L'OER en concentration pour les MES se calcule selon l'équation (3) du bilan de charges :

$$C_e = \frac{C_c(Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

$$OER_{MES_{CVAC}} = \frac{6,3(800 - 0 + 50) - 1,3(800 - 0)}{50} = 86,3 \text{ mg/l}$$

La charge allouée est déterminée par $C_e \times Q_e$. L'OER pour les MES du rejet de la municipalité A est donc de 86,3 mg/l et de 372,8 kg/j.

d. Calcul de l'OER pour les coliformes fécaux (approche globale)

Pour tenir compte de la présence des deux effluents qui influencent les usages récréatifs (pêche et baignade) et de la décroissance des coliformes fécaux en milieu naturel, on retient l'approche globale pour établir l'OER relatif aux coliformes fécaux de la municipalité A. L'équation (10) est retenue :

$$C_e = (C_c - C_{am}) \times \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{e_i} e^{-kt_i}} \quad (10)$$

Concentration amont

Tout comme pour les MES, la concentration amont pour les coliformes fécaux est calculée à partir des pourcentages de superficies agricole et forestière.

$$C_{am} = 10 \% (310 \text{ UFC}/100 \text{ ml}) + 90 \% (5 \text{ UFC}/100 \text{ ml}) = 36 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$$

La concentration amont pour les coliformes fécaux est donc de 36 UFC/100 ml au début du tronçon.

Débits considérés pour la dilution

Puisque les activités récréatives ne sont pratiquées que l'été, les débits d'étiage utilisés sont des $Q_{2,7}$ estivaux. Au site de pêche, le $Q_{2,7}$ estival est de 1 100 l/s et, au site de baignade, il est de 2 000 l/s.

Temps de parcours entre le rejet et l'usage

Dans le secteur étudié, la rivière a une vitesse moyenne de 0,5 m/s. On peut donc évaluer le temps de parcours entre les rejets et les usages par la simple formule :

$$\text{Temps} = \text{distance}/\text{vitesse}$$

Ainsi, le temps de parcours entre l'effluent de la municipalité A et le site de pêche est de :

$$\text{Temps} = \frac{1\,800 \text{ m}}{0,5 \text{ m/s}} = 3\,600 \text{ s} = 1 \text{ h}$$

La même équation s'applique pour le temps de parcours entre l'effluent de la municipalité A et la zone de baignade et pour le temps de parcours entre l'effluent B et la zone de baignade.

Calcul de l'OER

Usage	Rejet en amont de l'usage	Temps de parcours rejet-usage (h)	C _{am} (UFC/100 ml)	Q _r (l/s)	Q _e (l/s)
Pêche	Effluent A	1	36	1 100	50
Baignade	Effluent A	4,4	36	2 000	50
	Effluent B	2,2			200

Le tableau ci-dessus regroupe les données nécessaires au calcul des OER pour la protection de la pêche et de la baignade. La constante de décroissance retenue pour les coliformes fécaux est de 0,02 h⁻¹.

$$C_e = (C_c - C_{am}) \times \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{e_i} e^{-kt_i}} \quad (10)$$

Seul le rejet de la municipalité A est situé en amont du site de pêche. Il est donc le seul inclus dans le calcul de l'OER pour la protection de cet usage.

$$OER_{c.f.P\acute{E}\acute{C}H\acute{E}} = (1000 - 36) \frac{1100}{50e^{-0,02 \cdot 1}} = 21636 \text{ UFC/100ml}$$

Pour la protection du site de baignade, on doit considérer les effluents des municipalités A et B :

$$OER_{c.f.BAIGNADE} = (200 - 36) \frac{2000}{50e^{-0,02 \cdot 4,4} + 200e^{-0,02 \cdot 2,2}} = 1383 \text{ UFC/100ml}$$

L'OER retenu pour l'effluent de la municipalité A est celui qui assure la protection de tous les usages récréatifs en aval du rejet, soit 1 383 UFC/100 ml (pour les coliformes fécaux, l'OER est exprimé en concentration seulement). Cet OER s'applique aussi à l'effluent de la municipalité B.

3. Calcul d'OER pour un effluent dont une proportion non négligeable provient d'eaux non contaminées

1^{er} cas :

On s'intéresse aux MES dans un effluent de 100 m³/d dont 30 % du volume provient d'eaux de procédé (soit 30 m³/d). Le critère à respecter à la fin de la zone de mélange dans le milieu récepteur est de 5 mg/l de plus que la concentration en amont. Dans ce cours d'eau, il s'avère que la concentration des MES en amont est de 10 mg/l et que la dilution à la fin de la zone de mélange est de 1/15. Le critère C_c est donc de 15 mg/l.

L'usine, conformément à la nouvelle réglementation, ne mélange pas ses eaux immédiatement. Il est donc possible d'échantillonner séparément les eaux de procédé des eaux non contaminées. Pour ce premier exemple, l'usine extrait son eau en amont du point de rejet, soit directement dans le milieu récepteur.

Comme il est possible d'échantillonner les eaux de procédé avant leur mélange avec les eaux non contaminées, il est souhaitable d'établir les OER pour ce type d'eau. Puisque les eaux non contaminées proviennent du milieu récepteur, leur concentration en MES sera la même que celle du milieu $C_{enc} = C_{am}$. On peut donc utiliser directement l'équation (8):

$$C_{ep} = \frac{C_c - C_{am}}{P_{ep} F_d} + C_{am}$$

On insère les chiffres dans la formule :

$$C_{ep} = \frac{15-10}{0,3*1/15} + 10$$

$$C_{ep} = 260 \text{ mg/l}$$

Le débit des eaux de procédé est de 30 m³/d. L'OER en charge est alors déterminé selon l'équation (9) :

$$Ch_{ep} = C_{ep} * P_{ep} * Q_e$$

$$Ch_{ep} = 7,8 \text{ kg/d}$$

2^e cas :

On reprend l'exemple précédent, mais cette fois on suppose que l'usine, au lieu de s'approvisionner en eau dans le milieu récepteur, utilise les eaux de l'aqueduc municipal. L'eau de l'aqueduc est très propre et n'affiche qu'une concentration de 2 mg/l en MES. Dans ce cas, on utilise la formule (7):

$$C_{ep} = \frac{1}{P_{ep}} \left[\frac{C_c - C_{am}}{F_d} + C_{am} - P_{enc} C_{enc} \right]$$

On insère les chiffres dans la formule :

$$C_{ep} = \frac{1}{0,3} \left[\frac{15 - 10}{1/15} + 10 - 0,7 * 2 \right]$$

$$C_{ep} = 278,6 \text{ mg/l}$$

$$Ch_{ep} = 8,36 \text{ kg/d}$$

Si les eaux de l'aqueduc avaient été davantage contaminées, affichant une concentration en MES de 25 mg/l, on aurait obtenu:

$$C_{ep} = \frac{1}{0,3} \left[\frac{15 - 10}{1/15} + 10 - 0,7 * 25 \right]$$

$$C_{ep} = 225 \text{ mg/l}$$

$$Ch_{ep} = 6,75 \text{ kg/d}$$

3^e cas:

Dans un troisième exemple, on suppose que l'usine est plus ancienne. Elle ne respecte pas les normes les plus récentes en matière de ségrégation des eaux. Elle mélange ses eaux de procédé et ses eaux non contaminées immédiatement. Il n'est pas possible d'échantillonner

séparément les deux types d'eaux. Dans ce cas, les OER doivent être établis pour la totalité de l'effluent. On utilise l'équation (5) :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{F_d} + C_{am}$$

$$C_e = \frac{15 - 10}{1/15} + 10$$

$$C_e = 85 \text{ mg/l}$$

L'OER en charge est alors déterminé par l'équation (6)

$$Ch_e = C_e * Q_e$$

$$Ch_e = 8,5 \text{ kg/d}$$

4^e cas :

Pour ce dernier cas, on suppose que l'usine peut fournir les renseignements sur la composition de ses eaux. Encore une fois, 30 m³/d proviennent d'eaux de procédé et le reste des eaux de l'aqueduc municipal avec une concentration en MES de 25 mg/l. Toutefois, il n'est toujours pas possible d'échantillonner séparément les deux types d'eaux. Dans ce cas, on fait fi de la composition interne de l'effluent et on doit déterminer les OER pour l'entièreté du rejet. On procède donc comme à l'exemple précédent. On utilise l'équation (5) :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{F_d} + C_{am}$$

$$C_e = \frac{15 - 10}{1/15} + 10$$

$$C_e = 85 \text{ mg/l}$$

$$Ch_e = 8,5 \text{ kg/d}$$

Ce résultat est le même que dans l'exemple précédent. Cette charge plus élevée semble en apparence moins restrictive que dans le 2^e cas. Avec les mêmes paramètres ($C_c = 15$, $C_{am} = 10$, $P_{ep} = 0,3$, $P_{enc} = 0,7$, $C_{enc} = 25$ et $F_d = 1/15$), une charge de 6,75 kg/d avait été obtenue. Les OER du 2^e cas et du 4^e cas sont strictement identiques.

La différence provient du fait que l'OER de 6,75 kg/d s'applique uniquement aux eaux de procédé alors que l'OER de 8,5 kg/d s'applique à la totalité de l'effluent. Cet OER correspond à la charge provenant des eaux de procédé à laquelle s'additionne la charge des eaux non contaminées. Cette dernière correspond à la concentration des eaux non contaminées multipliée par le débit des eaux non contaminées. Dans le cas présent, elle serait de :

$$Ch_{enc} = 25 * 70$$

$$Ch_{enc} = 1,75 \text{ kg/d}$$

Alors, si on additionne les deux charges, on s'aperçoit que, dans les deux cas, l'OER en charge total est le même:

$$Ch_e = 8,5$$

$$Ch_{enc} = 1,75$$

$$Ch_{ep} = 6,25$$

Autrement dit :

$$Ch_e = Ch_{enc} + Ch_{ep} = 8,5 \text{ kg/d}$$



*Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques*

Québec

