

Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques



2019
Direction générale du suivi de l'état de l'environnement
Direction de la qualité des milieux aquatiques

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée sous la coordination de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC).

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le centre d'information du MELCC.

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)
Télécopieur : 418 656-5974
Courriel : info@environnement.gouv.qc.ca
Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Référence à citer :

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (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. + 1 ann. [En ligne].

Dépôt légal – 2019
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015
ISBN 978-2-550-85123-3 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2019

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction

Émilie Doussantousse¹
Lise Boudreau¹
Isabelle Guay¹
Marianne Métivier¹

Révision scientifique

François D'Auteuil-Potvin¹
Mélanie Desrosiers²
Isabelle Giroux¹
Gaëlle Triffault-Bouchet²
Nathalie Paquet²

Mise en page

Manon Laplante¹

Photos de la page couverture

MELCC

Mots clés : Critères de qualité de l'eau, eau de surface, substances toxiques, vie aquatique

¹ Direction de la qualité des milieux aquatiques
Direction générale du suivi de l'état de l'environnement
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

² Direction des expertises et des études
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures	vi
Liste des abréviations et des sigles.....	vii
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte.....	1
1.2 Critères de qualité de l'eau : seuils de protection de la vie aquatique	1
1.3 Survol des méthodes disponibles	2
2 PROCESSUS DE DÉTERMINATION DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE.....	2
3 CHOIX DE CRITÈRES DE QUALITÉ D'UNE AUTRE AUTORITÉ.....	5
4 SÉLECTION DES DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES.....	6
4.1 Classification des données	6
4.2 Données de toxicité aiguë	9
4.3 Données de toxicité chronique	9
5 APPROCHE STATISTIQUE : ENSEMBLE COMPLET DE DONNÉES.....	11
5.1 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu avec le modèle DSE.....	11
5.1.1 Données requises.....	11
5.1.2 Élaboration de la valeur aiguë finale avec le modèle DSE	12
5.1.3 Calcul du critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu	15
5.2 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet chronique avec le modèle DSE 15	
5.2.1 Utilisation d'un ensemble complet de données de toxicité chronique.....	15
5.2.2 Utilisation de la valeur aiguë finale déterminée avec le modèle DSE.....	16
5.2.3 Utilisation d'un ratio de toxicité aiguë/chronique calculé.....	16
5.2.4 Utilisation d'un ratio de toxicité aiguë/chronique par défaut.....	17
5.2.5 Comparaison avec les données disponibles.....	18
6 APPROCHE DÉTERMINISTE : ENSEMBLE LIMITÉ DE DONNÉES	18
6.1 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu avec une approche déterministe	18
6.1.1 Élaboration de la valeur aiguë finale avec une approche déterministe.....	18
6.1.2 Calcul du critère de qualité d'effet aigu	19
6.2 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet chronique avec une approche déterministe	20

7	FACTEURS INFLUANT SUR L'EXPOSITION ET LA TOXICITÉ (FIET)	20
7.1	Méthode de régression linéaire	20
7.2	Méthode du modèle du ligand biotique	21
8	SYNTHÈSE	21
9	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	23
ANNEXE 1 FICHE DE SUIVI DE LA RÉVISION D'UNE ÉTUDE POUR L'ÉLABORATION DE CRITÈRES DE QUALITÉ		25

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1	CLASSIFICATION DES DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES SERVANT À L'ÉLABORATION DE CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE 7
TABLEAU 2	FACTEURS DE SÉCURITÉ APPLIQUÉS DANS LA MÉTHODE DÉTERMINISTE D'ÉLABORATION D'UNE VALEUR AIGUË FINALE (SELON HOST ET COLLAB., 1995)..... 19
TABLEAU 3	RÉSUMÉ DE L'APPROCHE RETENUE POUR L'ÉLABORATION DES CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LA VIE AQUATIQUE – EFFET AIGU ET EFFET CHRONIQUE 22

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1	VUE D'ENSEMBLE DU PROCESSUS DE DÉTERMINATION DES CQES..... 4
FIGURE 2	EXEMPLE DE COURBES DE DISTRIBUTION DE SENSIBILITÉ DES ESPÈCES (OBTENUES AVEC LE LOGICIEL R POUR UN ENSEMBLE FICTIF DE DONNÉES). 13

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CE _{xx}	Concentration effective pour XX % des organismes testés
CFTP	Critère de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore
CIE	Contaminants d'intérêt émergent
CI _{xx}	Concentration inhibitrice pour XX % des organismes testés
CL _{xx}	Concentration létale pour XX % des organismes testés
CMAT	Concentration maximale admissible d'une substance toxique
CMEO	Concentration minimum produisant un effet observable (<i>Low observed effect concentration</i> , ou <i>LOEL</i>)
COD	Carbone organique dissous
CPCEO	Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CPCO	Critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques
CQES	Critère de qualité de l'eau de surface
CSEO	Concentration sans effet observable (<i>No observed effect level</i> , ou <i>NOEL</i>)
CVAA	Critère de protection de la vie aquatique – effet aigu
CVAC	Critère de protection de la vie aquatique – effet chronique
DSE	Distribution de la sensibilité des espèces
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
FIET	Facteurs influant sur l'exposition et la toxicité
FS	Facteur de sécurité
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
RAC	Ratio de toxicité aiguë/chronique
REE	Ratio de l'effet de l'eau
RQSA	Relation quantitative structure-activité (<i>Quantitative structure-activity relationship</i> , ou <i>QSAR</i>)
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VAF	Valeur aiguë finale

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (Ministère) doit élaborer des critères de qualité de l'eau de surface (CQES) pour la protection de la vie aquatique. Le présent document expose les méthodes retenues par Ministère. Il remplace la section sur la vie aquatique du document intitulé *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques* paru en 1990 et révisé en 1992 (MENVIQ, 1990 [rév. 1992]).

La vie aquatique peut être affectée par les fluctuations de la qualité de l'eau. De grandes variations au-delà des concentrations naturelles de contaminants sont susceptibles d'entraîner de la mortalité chez les organismes aquatiques, et des variations de moindre amplitude peuvent occasionner des effets nuisibles qui apparaîtront à plus long terme. Les critères de qualité définissent les concentrations qui assurent la protection de la vie aquatique dans tous les plans d'eau contre tout effet direct (toxicité) ou indirect (diminution du taux d'oxygène dissous, par exemple) lié à la présence de contaminants. Le Ministère utilise divers outils pour évaluer la qualité de l'eau pour la vie aquatique, comme les critères de qualité chimiques associés à chaque substance et les critères de qualité relatifs à la toxicité globale vérifiés à l'aide d'essais de toxicité. L'étude des communautés et l'établissement de biocritères (suivis biologiques) permettent également d'évaluer la qualité de l'eau. Les essais de toxicité et les suivis biologiques servent notamment à mesurer les effets liés à la présence simultanée de plusieurs substances ou à celle de substances inconnues ou pour lesquelles aucun critère de qualité chimique n'a été établi. Le présent document traite seulement des critères de qualité chimiques établis pour les substances toxiques dans le but de protéger la vie aquatique.

Par ailleurs, pour les substances toxiques qui sont bioaccumulables, d'autres critères de qualité de l'eau sont établis en raison de leur transfert dans la chaîne alimentaire. Il s'agit des critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPCEO et CPCO), qui visent à protéger la santé humaine, et des critères pour la protection de la faune terrestre piscivore (CFTP). Les méthodes servant à élaborer ces critères de qualité font l'objet d'un autre document.

Les modalités d'application et d'interprétation des CQES comme outils d'évaluation du risque écotoxicologique ou toxicologique sont décrites dans les documents [Critères de qualité de l'eau de surface](#) (MDDELCC, 2017) et [Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique](#) (MDDEP, 2007), ou leurs mises à jour.

1.2 Critères de qualité de l'eau : seuils de protection de la vie aquatique

Deux valeurs de CQES sont déterminées afin de vérifier et d'assurer la protection des organismes aquatiques, qu'ils soient exposés à des concentrations élevées d'un contaminant sur de courtes périodes ou à de faibles concentrations sur de longues périodes. Il s'agit du critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu (CVAA) et du critère de qualité pour la vie aquatique – effet chronique (CVAC).

Basé sur des données de toxicité aiguë, le CVAA permet d'évaluer le risque d'effet grave lié à une exposition de courte durée. Il correspond à la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période sans entraîner de mortalité importante. Ce critère de qualité ne protège pas les organismes aquatiques contre les effets sublétaux.

Le CVAC permet d'évaluer le risque sublétaux lié à une exposition de longue durée. L'objectif de ce seuil est de protéger toutes les formes de vie aquatique, à tous les stades du cycle de vie (y compris le stade le plus critique de l'espèce la plus sensible), contre les effets néfastes d'une altération chimique

du milieu ou ceux de l'exposition à certaines substances toxiques. Le CVAC est la concentration la plus élevée d'une substance qui, théoriquement, ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie.

1.3 Survol des méthodes disponibles

Deux principaux types d'approches sont employés pour l'élaboration de critères de qualité de l'eau, soit une approche statistique et une approche déterministe. La première, plus robuste d'un point de vue statistique, est basée sur des relations mathématiques reconnues et strictes (Zajdlik, 2016). Son exécution requiert un nombre minimum de données de toxicité. De plus en plus d'autorités utilisent cette approche en premier lieu, lorsque le nombre de données disponibles le permet.

La seconde, l'approche déterministe, repose sur la sélection des plus basses concentrations mesurées, avec ou sans effets répertoriés, et l'application de facteurs de sécurité. La valeur de ces facteurs de sécurité, qui suppléent au manque de données et tiennent compte de la variabilité interspécifique, augmente avec la diminution du nombre de données écotoxicologiques disponibles. Quelques autorités recourent à cette approche en premier lieu. La majorité l'adopte toutefois comme deuxième choix, lorsque le nombre de données est insuffisant pour employer l'approche statistique. Il est cependant difficile de connaître l'incertitude associée aux valeurs qui découlent d'une approche déterministe (Zajdlik, 2016).

Toutes les autorités ont adopté une procédure de sélection très stricte des données écotoxicologiques à retenir pour l'élaboration des CQES, bien que celle-ci puisse différer quelque peu d'un endroit à l'autre. Ces procédures incluent, entre autres, le choix d'un paramètre d'effet approprié au type de critère de qualité à définir, le temps d'exposition, la reproductibilité des expérimentations et le choix des espèces testées.

2 PROCESSUS DE DÉTERMINATION DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE

Étape 1 : Revue de littérature

La détermination de critères de qualité commence par une revue de littérature qui permet de répertorier les caractéristiques de la substance toxique à l'étude. Toutes les informations sur les propriétés, la toxicité et le mode d'action de la substance sont recueillies. Les données concernant la présence de la substance dans l'environnement et la toxicité des métabolites engendrés par sa dégradation sont également recueillies, le cas échéant. Ces informations permettent de préciser les types de critères de qualité à établir (vie aquatique, faune terrestre ou autre) en fonction de la propension des substances à s'accumuler ou non dans les tissus des organismes aquatiques ou dans les sédiments. Elles permettent aussi de répertorier les facteurs qui ont une influence sur la toxicité et la biodisponibilité de la substance.

Étape 2 : Vérification de l'existence de critères de qualité provenant d'une autre autorité

Avant d'établir des CQES, le Ministère évalue l'ensemble des critères de qualité de l'eau publiés pour la substance par d'autres autorités, le cas échéant. Un critère de qualité établi par une autre autorité peut être retenu si la méthode et les données utilisées correspondent aux exigences du Ministère. La procédure à suivre pour évaluer la possibilité d'adopter un critère de qualité d'une autre autorité est décrite au **chapitre 3, Choix de critères de qualité d'une autre autorité**. Lorsqu'il n'est pas possible d'adopter un critère de qualité déjà publié, l'étape 3 de la procédure est entreprise afin d'élaborer des CQES.

Étape 3 : Sélection et classification des données écotoxicologiques

L'élaboration de critères de qualité débute par la sélection des données écotoxicologiques. La procédure de sélection est présentée au **chapitre 4, Sélection des données écotoxicologiques**. Le jugement professionnel, encadré par des règles établies, permet d'assurer la sélection et la classification des données qui répondent aux critères d'acceptabilité. Le nombre de données répondant à ces critères oriente le choix entre l'approche statistique ou l'approche déterministe, présentées aux étapes suivantes.

Étape 4 : Calcul de CQES selon l'approche statistique avec un ensemble complet de données

En présence d'un nombre suffisant de données, les critères de qualité sont élaborés à l'aide d'une approche statistique. Dans ce cas, la méthode du modèle de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) est appliquée dans le respect du protocole de type A du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Le modèle DSE a l'avantage de prendre en compte la courbe de distribution des espèces en exploitant toutes les données jugées acceptables. De plus, le modèle DSE permet d'estimer un intervalle de confiance associé aux valeurs retenues. Le fait que plusieurs autorités se servent couramment de cette méthode en analyse de risques contribue à l'augmentation de la quantité de critères de qualité disponibles. Cette méthode est décrite au **chapitre 5, Approche statistique : ensemble complet de données**.

Étape 5 : Calcul de CQES selon l'approche déterministe avec un ensemble réduit de données

Lorsque le nombre de données disponibles est insuffisant pour adopter une approche statistique, les critères de qualité sont élaborés à l'aide d'une approche déterministe. Dans ce cas, la méthode utilisée est basée sur l'intégration de facteurs de sécurité, dont les valeurs varient en fonction du nombre de données disponibles. La méthode retenue est une adaptation des méthodes de type déterministe utilisées dans les États de l'Ohio et du Michigan (Ohio-EPA, 2014; MDEQ, 2006). La méthode est décrite au **chapitre 6, Approche déterministe : ensemble limité de données**.

Étape 6 : Facteurs influant sur l'exposition et la toxicité

La toxicité de certaines substances varie en fonction des caractéristiques physicochimiques du milieu naturel. Lorsque les données permettent d'établir de tels liens, l'élaboration d'un CQES doit prendre en compte ces caractéristiques et les intégrer dans le calcul. Les différentes méthodes utilisées sont présentées au **chapitre 7, Facteurs influant sur l'exposition et la toxicité (FIET)**.

La figure 1 résume l'ensemble du processus de détermination des CQES.

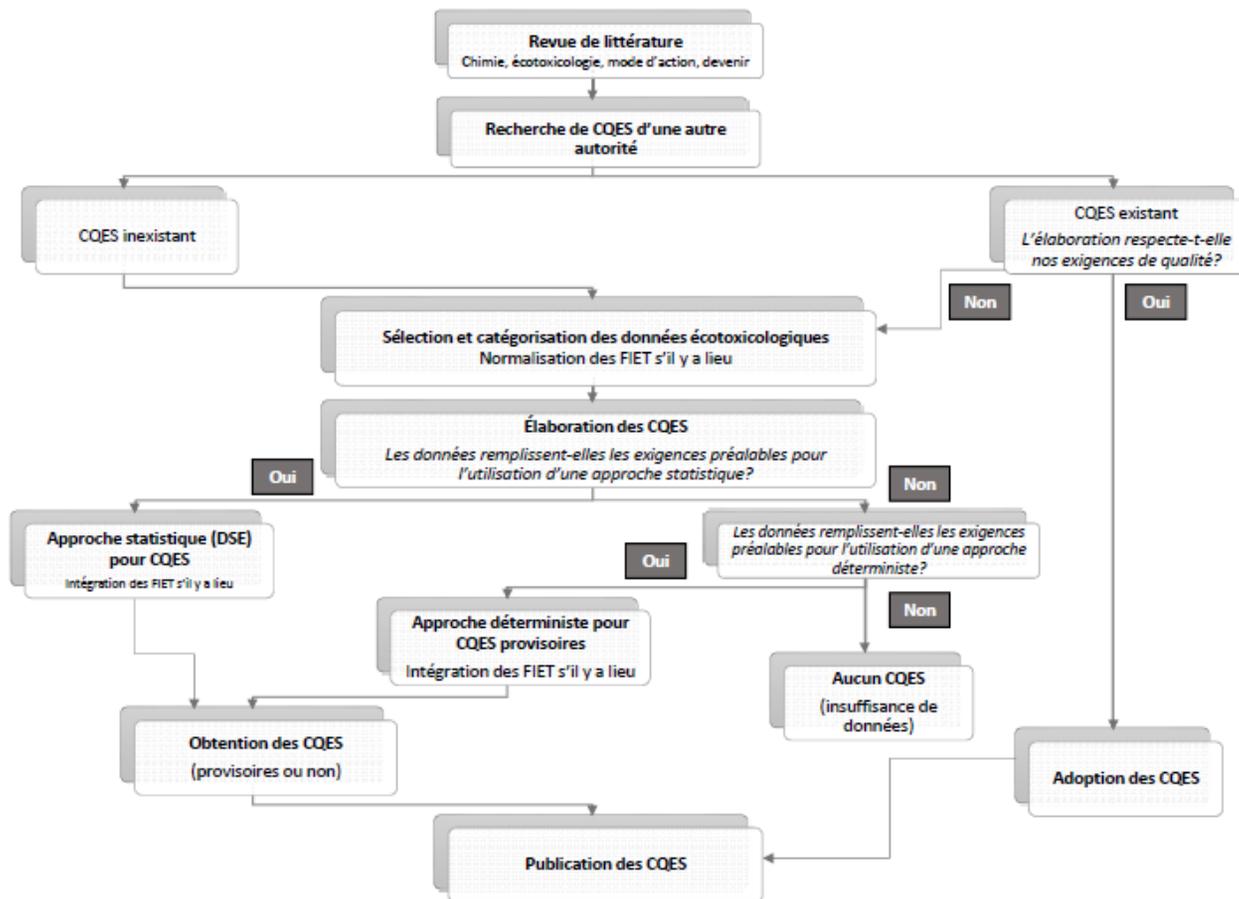


Figure 1 Vue d'ensemble du processus de détermination des CQES

3 CHOIX DE CRITÈRES DE QUALITÉ D'UNE AUTRE AUTORITÉ

Lorsque plusieurs CQES publiés par des organismes gouvernementaux officiels sont disponibles, l'approche privilégiée est celle qui est la plus près de la méthode du modèle DSE adoptée par le CCME en 2007. Ainsi, les critères de qualité élaborés par le CCME après 2007 sont évalués en priorité lors de la révision d'un critère de qualité existant ou de la détermination d'un nouveau critère de qualité.

L'approche statistique utilisée par la Commission européenne (European Commission, 2011) est celle qui se rapproche le plus de la méthode DSE du CCME (CCME, 2007). La Nouvelle-Zélande et l'Australie privilégient également l'approche statistique et la méthode du modèle DSE, avec quelques différences dans la sélection des données écotoxicologiques. Certains éléments de leur approche respective divergent toutefois. Par exemple, ces autorités peuvent :

- appliquer un facteur de sécurité supplémentaire à la valeur calculée à partir du modèle DSE ou utiliser des centiles différents sur la courbe de distribution des données de toxicité;
- utiliser des données issues de modèles prédictifs de type relation quantitative structure-activité (RQSA), option non retenue par le Ministère;
- utiliser des espèces non indigènes à l'Amérique du Nord. Bien qu'il ne soit pas nécessaire que toutes les espèces servant à l'élaboration du CQES soient des espèces qui vivent en Amérique du Nord, la présence de salmonidés et d'autres espèces d'eau froide est jugée essentielle.

Ainsi, le choix du CQES à adopter sera fait en fonction des éléments de méthode recherchés.

L'approche statistique utilisée par l'United States Environmental Protection Agency (USEPA) et les agences environnementales de plusieurs États américains est la méthode de probabilité par cumul (Stephen et collab., 1985). Il s'agit de l'approche utilisée par le Ministère (MENVIQ, 1990 [rév. 1992]) jusqu'à la présente mise à jour. Basée sur une distribution statistique des données écotoxicologiques, cette approche demeure rigoureuse. Elle a l'avantage de requérir des données pour huit familles d'organismes aquatiques nord-américains, dont les salmonidés (Stephen et collab., 1985). Ainsi, un CQES établi par la méthode statistique de probabilité par cumul peut être adopté.

Enfin, si peu de données écotoxicologiques sont disponibles, les différentes instances gouvernementales ont généralement recours à une approche déterministe. Dans ce cas, des CQES de l'Ohio (Ohio-EPA, 2014) ou du Michigan (MDEQ, 2006) sont privilégiés, car l'approche déterministe de ces États est supportée par une justification claire des facteurs de sécurité. La façon de calculer ces facteurs de sécurité a été établie à partir d'une vaste étude comparative afin qu'ils soient fiables et sécuritaires, sans l'être exagérément (Host et collab., 1995). Cette méthode avec des facteurs de sécurité est celle que le Ministère a retenue pour établir des critères de qualité provisoires, lorsque le nombre de données est insuffisant pour qu'une approche statistique soit utilisée.

D'autres autorités comme la Commission européenne, le Ministry of Environment and Climate Change Strategy de la Colombie-Britannique, le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario ou le CCME recourent également à une approche déterministe lorsque le nombre limité de données empêche d'employer une approche statistique. Dans ces cas, des facteurs de sécurité sont utilisés de façon préventive, ce qui peut parfois conduire à des valeurs très sécuritaires.

En cas de doute sur la méthode ou sur les données utilisées par une autre autorité, l'élaboration complète d'un CQES par le Ministère est privilégiée, que ce soit par une approche statistique ou une approche déterministe.

4 SÉLECTION DES DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES

4.1 Classification des données

Les données nécessaires à l'élaboration du CVAA et du CVAC sont recensées dans les banques de données écotoxicologiques. Elles sont ensuite classées comme étant de première qualité, de deuxième qualité ou inacceptables (CCME, 2007), selon la qualité des expérimentations rapportées. Les données de première qualité proviennent d'études scientifiquement défendables et revues par les pairs. Elles sont utilisées en priorité. Si la quantité de données de première qualité n'est pas suffisante, des données de seconde qualité sont utilisées. Les données de seconde qualité sont celles qui n'ont pas pu être classées comme étant de première qualité, mais qui proviennent d'études dont la qualité et la documentation sont suffisantes et acceptables. Aucune donnée jugée inacceptable n'est utilisée dans l'élaboration de CQES. L'information concernant la sélection des données est présentée en détail dans le document *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* (CCME, 2007).

Divers protocoles expérimentaux d'essai de toxicité sont utilisés à l'échelle provinciale, nationale ou internationale pour les invertébrés, les poissons et les plantes aquatiques. Les méthodes privilégiées sont celles dont la qualité est normalisée (p. ex., ECCC, USEPA, OCDE, CEAEQ), mais toute autre donnée de qualité acceptable, selon le jugement du professionnel, pourra être intégrée aux calculs de CQES. Les principaux éléments à considérer pour la classification des données sont présentés au tableau 1. Il est préférable que les justifications permettant de qualifier une donnée soient consignées pour référence ultérieure. Un exemple de fiche à remplir pour chaque donnée est présenté à l'annexe 1.

Idéalement, les études devraient porter sur des espèces natives du Canada ou de l'Amérique du Nord. Une étude réalisée sur une espèce non native de l'Amérique du Nord sera utilisée si, par exemple, l'espèce testée est bien connue et que les études ont été réalisées dans des conditions d'exposition représentatives des eaux canadiennes, ou encore s'il s'agit d'une espèce commerciale.

Bien qu'il soit préférable de les séparer, il est parfois nécessaire de regrouper les données obtenues en milieu d'eau douce et celles obtenues en milieu marin afin de former un ensemble de données statistiquement plus fort. Ce regroupement est acceptable si l'absence d'influence du type de milieu (eau douce ou eau salée) sur la toxicité du contaminant à l'étude est démontrée. Aucune différence de toxicité entre les organismes dulcicoles et marins ne doit non plus être connue.

Il est possible d'utiliser des données de toxicité provenant d'études dans lesquelles les concentrations testées ne sont pas suffisamment élevées pour observer une toxicité. Elles se présentent alors sous la forme $> x$ mg/L. Ces données sont conservatrices et elles peuvent servir à compléter les exigences minimales de données pour l'élaboration de critères. Le jugement scientifique est alors nécessaire pour la sélection de ce type de données, notamment en les comparant aux autres résultats et en tenant compte du pourcentage qu'elles représentent dans l'ensemble de données disponibles. Toutefois, les données de toxicité provenant d'études dans lesquelles le bas de la plage de concentrations testées est trop élevé pour établir un seuil ne peuvent pas être utilisées puisqu'elles n'assurent pas la protection des organismes.

Tableau 1 Classification des données écotoxicologiques servant à l'élaboration de critères de qualité pour la protection de la vie aquatique

Classification Vérification	Première qualité	Deuxième qualité	Inacceptable
Applicable à toutes les études			
Conditions de l'essai	<p>La mesure complète de la physicochimie est consignée (température, O₂ dissous, dureté, salinité, COD, etc.). Les essais sont réalisés en circulation continue ou renouvelée. Les concentrations testées doivent être inférieures à la limite de solubilité de la substance dans l'eau. Les concentrations doivent être mesurées au début et à la fin de la période d'exposition. Les tests en microcosme ou mésocosme sont acceptés.</p>	<p>Une mesure partielle de la physicochimie est consignée. Les variables susceptibles de modifier la toxicité doivent être mesurées et consignées. Les stress supplémentaires sont acceptés. Les essais statiques sont acceptés. Les concentrations calculées sont acceptées. Les mesures effectuées dans des solutions mères sont acceptées. Les concentrations testées doivent être inférieures à la limite de solubilité de la substance dans l'eau.</p>	<p>Toutes les autres études qui ne correspondent ni à la classification de première qualité ni à celle de deuxième qualité.</p>
Contrôle	<p>Étude des répliqués et des dilutions. La qualité de l'étude est validée par l'utilisation d'un toxique de référence. Les réactions et taux de survie des organismes des échantillons contrôle (positif et négatif) sont consignés et doivent être représentatifs du stade de vie de l'espèce utilisée.</p>	<p>Les pseudoduplicatas sont autorisés. Le taux de survie des organismes de l'échantillon contrôle est consigné.</p>	
Analyse statistique	<p>La relation dose-réponse est claire. La statistique est satisfaisante selon les normes scientifiques. L'étude est revue par les pairs.</p>	<p>La statistique est satisfaisante selon les normes scientifiques.</p>	

Classification Vérification	Première qualité	Deuxième qualité	Inacceptable
Applicable aux études d'exposition de courte durée			
Temps d'exposition	Le temps d'exposition est de 96 heures (vertébrés) ou moins (invertébrés ou algues).	Le temps d'exposition est de 96 heures (vertébrés) ou moins (invertébrés ou algues).	Toutes les autres études qui ne correspondent ni à la classification de première qualité ni à celle de deuxième qualité.
Paramètre d'effet	Effets graves : mortalité ou immobilité (pour certains organismes) sont recensées.	Effets graves : mortalité ou immobilité (pour certains organismes) sont recensées.	
Niveau d'effet	CL ₅₀ ou CE ₅₀ (en immobilité)	CL ₅₀ ou CE ₅₀ (en immobilité)	
Applicable aux études d'exposition de longue durée			
Temps d'exposition	Cycle de vie complet de préférence; sinon, stade de vie le plus sensible testé.	Stade de vie le plus sensible testé.	Toutes les autres études qui ne correspondent ni à la classification de première qualité ni à celle de deuxième qualité.
Paramètre d'effet	Paramètres significatifs pour la pérennité de l'espèce : développement, reproduction et croissance. Effets comportementaux ou endocriniens si le lien est démontré de façon claire et rigoureuse et que cet effet est nocif au point de vue écologique. Le paramètre d'effet présentant la plus grande sensibilité est retenu.	Les effets comportementaux ou endocriniens sous-létaux, si leur pertinence écologique peut être démontrée, et physiologique.	
Niveau d'effet	CE _{xx} ou CI _{xx} propre à un essai donné (seuil sans effet) > CE ₁₀ ou CI ₁₀ > CE ₁₁₋₂₅ ou CI ₁₁₋₂₅ > CMAT > CSEO > CME0 > CE ₂₆₋₄₉ ou CI ₂₆₋₄₉ > CI ₅₀ ou CI ₅₀ sans létalité.	CE _{xx} ou CI _{xx} propre à un essai donné (seuil de faible effet) > CE ₁₅₋₂₅ ou CI ₁₅₋₂₅ > CME0 > CMAT > CE ₂₆₋₄₉ ou CI ₂₆₋₄₉ > CE ₅₀ ou CI ₅₀ sans létalité > CL ₅₀	

Données issues d'études en mésocosme ou en milieu naturel

Les données issues d'études effectuées en milieu naturel ou en mésocosme sont parfois utilisées dans l'élaboration de CQES, notamment lorsqu'elles permettent d'appliquer l'une ou l'autre des méthodes de calcul. Ces types d'études portent généralement sur des expositions de longue durée. L'avantage d'une étude en milieu naturel ou en mésocosme est de permettre de vérifier l'effet écosystémique, soit l'effet de la substance toxique sur les différents paliers écosystémiques recréés. Par contre, les résultats peuvent être difficiles à interpréter, surtout en milieu naturel, en raison des interactions non contrôlées entre plusieurs facteurs. Le jugement professionnel permet d'intégrer ou pas une donnée issue de telles expérimentations dans le calcul de CQES. La plupart du temps, ces données servent à compléter la validation de CQES.

Données issues de la modélisation (type RQSA)

Les données issues d'un outil de modélisation de type RQSA ne sont pas utilisées dans l'élaboration de CQES en raison de leur degré d'incertitude élevé par rapport à celui des données provenant d'observations réelles. Par contre, ces données peuvent être utilisées pour orienter le type d'analyse requise pour une nouvelle substance.

4.2 Données de toxicité aiguë

Les données de toxicité aiguë sont obtenues lors d'une exposition de courte durée correspondant à une faible proportion de la durée de vie d'un organisme. En général, l'exposition de courte durée est de 96 heures ou moins pour les vertébrés et de 48 heures ou moins pour les invertébrés. La validité de la durée d'une exposition de courte durée pour une plante est évaluée au cas par cas, en raison de la faible disponibilité des données de ce type. En raison du cycle de vie très court des organismes unicellulaires (notamment les microalgues), les essais de 24 heures ou plus sur ceux-ci ne sont pas considérés comme étant des essais de courte durée visant à vérifier les effets aigus.

Pour les expositions de courte durée, le paramètre d'effet aigu visé est la mortalité ou son équivalent (immobilisation pour les Daphnidés), c'est-à-dire un effet grave. Le niveau d'effet qui est alors recherché est une concentration létale pour 50 % des individus (CL_{50}), ou son équivalent (CE_{50} , concentration effective en immobilité pour les Daphnidés). Quand plusieurs données sont disponibles (pour un même paramètre d'effet pour une même espèce), la moyenne géométrique de ces valeurs est appliquée.

4.3 Données de toxicité chronique

Les données de toxicité chronique sont obtenues lors d'une exposition de longue durée correspondant à une période significative pour l'organisme. La durée d'exposition idéale varie selon l'organisme à l'étude, et le jugement professionnel permet de classer les données. De manière générale, les durées d'exposition sont les suivantes (CCME, 2007) :

- Poissons et amphibiens : une exposition égale ou supérieure à 21 jours (≥ 21 j) pour des adultes ou des juvéniles est considérée de longue durée. Elle est égale ou supérieure à 7 jours (≥ 7 j) lors de l'exposition de larves ou d'œufs. L'essai de 7 jours sur les larves de *Pimephales promelas* d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) est un exemple d'essai de toxicité chronique mené sur des poissons (Environnement Canada, 2011);
- Invertébrés aquatiques : une exposition égale ou supérieure à 96 heures (≥ 96 h) pour les invertébrés qui ont une durée de vie courte est considérée de longue durée; pour les espèces à

la durée de vie plus longue, l'exposition de longue durée est égale ou supérieure à 21 jours (≥ 21 j). L'essai de 7 jours sur les néonates de *Ceriodaphnia dubia* est un exemple d'essai de toxicité chronique mené sur des invertébrés aquatiques (Environnement Canada, 2007b);

- Plantes : seules les données obtenues sur les plantes aquatiques ou semi-aquatiques sont utilisées, et les plantes doivent avoir été exposées dans la colonne d'eau. L'étendue de l'exposition de longue durée est très variable, et le jugement professionnel est nécessaire au cas par cas. L'essai de 7 jours sur la plante macroscopique dulcicole *Lemna minor* est un exemple d'essai de toxicité chronique mené sur des plantes (Environnement Canada, 2007a);
- Algues : une exposition égale ou supérieure à 24 heures (≥ 24 h) sur des algues est considérée de longue durée. L'essai de 7 jours sur l'algue *Raphidocelis subcapitata* (anciennement *Pseudokirchneriella subcapitata*) du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) est un exemple d'essai de toxicité chronique mené sur des algues (CEAEQ, 2015).

Pour ces expositions de longue durée, les paramètres d'effets chroniques visés concernent des effets sous-létaux qui ont une implication sur la pérennité de l'espèce, comme la croissance ou la reproduction. D'autres effets sous-létaux, comme des effets sur les systèmes endocriniens ou sur la génétique, sont aussi considérés si la durée et le moment de l'exposition sont représentatifs du cycle de vie de l'espèce exposée. Le paramètre d'effet présentant la plus grande sensibilité est retenu lorsque plusieurs paramètres sont étudiés sur une même espèce. En présence de plusieurs données comparables pour un même paramètre d'effet sur une même espèce, la moyenne géométrique est utilisée afin de représenter l'effet moyen sur cette espèce.

Les contaminants d'intérêt émergent

Les contaminants d'intérêt émergent (CIE) sont des substances dont les effets sur la vie aquatique ont été peu documentés jusqu'à maintenant et qui, pour la plupart, sont détectées depuis peu. Leur identification est devenue possible grâce aux méthodes analytiques de plus en plus performantes. Ces contaminants sont préoccupants à cause de leurs effets insidieux sur la vie aquatique à de faibles concentrations (Ankley et collab., 2008; Dulio et collab., 2018).

L'établissement de critères de qualité pour les CIE requiert de nouvelles approches. Le fait que les CIE ont souvent une faible toxicité aiguë empêche d'utiliser l'approche déterministe présentée dans ce document. Les ratios de toxicité aiguë/chronique sont beaucoup trop élevés, pouvant aller jusqu'à 300 000 (Ankley et collab., 2008; USEPA, 2008). Il faut donc disposer de suffisamment de données chroniques pour élaborer les critères de qualité selon l'approche statistique.

Cependant, les effets toxiques sous-létaux des CIE, tels que rapportés dans la littérature, ne correspondent pas aux paramètres d'effet habituellement étudiés par les essais de toxicité standard. Les paramètres d'effets chroniques classiques, comme la reproduction ou la croissance, ne permettent généralement pas de bien mesurer le type d'effets que les CIE ont sur les organismes aquatiques. Par exemple, les perturbateurs endocriniens sont parmi les CIE les plus étudiés, mais leur effet peut s'exprimer sur plusieurs générations. Il en est de même des effets génotoxiques. Cela représente un effort de laboratoire très important.

L'intégration de paramètres d'effet non traditionnels fait partie de la réflexion en cours visant à évaluer le risque que les CIE représentent pour le milieu aquatique, et ce, de la meilleure façon possible.

5 APPROCHE STATISTIQUE : ENSEMBLE COMPLET DE DONNÉES

Lorsqu'un nombre suffisant de données est disponible, l'approche retenue pour élaborer les critères de qualité pour la vie aquatique est celle du modèle DSE, appliqué selon le protocole de type A du CCME (CCME, 2007). Le Ministère maintient toutefois certaines définitions qu'il utilise depuis 1991 et qui sont tirées de l'approche utilisée par l'USEPA (Stephen et collab., 1985).

Le modèle DSE consiste à établir une courbe cumulative de la distribution de la sensibilité des espèces à partir des valeurs de toxicité moyennes obtenues pour chacune d'entre elles. Un intervalle de confiance peut être établi à partir de ce modèle. La valeur retenue comme CQES est le 5^e centile de la courbe, ce qui permet de protéger les espèces les plus sensibles. L'interprétation de cette valeur dépend des paramètres et des niveaux d'effet retenus pour modéliser la DSE.

La méthode du modèle DSE utilisée pour l'élaboration des CQES est décrite succinctement dans les sections qui suivent. Le lecteur doit se référer au document du CCME intitulé *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* (CCME, 2007) pour connaître les détails de l'élaboration d'un critère de type A. Les éléments de la méthode statistique de l'USEPA utilisés pour l'élaboration des CQES sont intégrés au fur et à mesure dans les sections qui suivent. Le lecteur doit se référer au document administratif du département de l'environnement du Michigan intitulé *Part 4. Water Quality Standards* (MDEQ, 2006) pour connaître les détails de l'élaboration d'une valeur aiguë finale et d'un ratio de toxicité aiguë/chronique, résumée ci-après.

5.1 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu avec le modèle DSE

5.1.1 Données requises

Un nombre minimal de données doivent être recensées pour qu'il soit possible d'appliquer le modèle DSE. Ainsi, pour le milieu d'eau douce, des données écotoxicologiques pour un minimum de six espèces sont requises, comme suit :

- Trois espèces de poissons, dont un salmonidé et un non-salmonidé;
- Trois espèces d'invertébrés aquatiques ou semi-aquatiques, dont au moins un crustacé planctonique;
- Pour les substances phytotoxiques, deux études portant sur des plantes aquatiques ou des algues dulcicoles non ciblées.

La considération de données se rapportant à des espèces appartenant aux insectes sensibles (éphémère, plécoptère ou trichoptère) ou aux amphibiens est fortement recommandée.

Pour le milieu marin, des données écotoxicologiques pour un minimum de cinq espèces sont requises, comme suit :

- Trois espèces de poissons marins, dont au moins une des eaux tempérées;
- Deux espèces d'invertébrés aquatiques marins de classes différentes, dont au moins une des eaux tempérées;
- Une espèce de plante vasculaire marine d'eau tempérée ou d'algue marine;
- Pour les substances phytotoxiques, deux études portant sur des plantes aquatiques ou des algues marines non ciblées.

L'intégration de données se rapportant à des espèces appartenant aux échinodermes ou aux mollusques marins est fortement recommandée.

La classification des données peut se faire dans un tableau comme celui présenté à l'annexe 1, qui permet de classer systématiquement les études écotoxicologiques disponibles.

En plus des exigences toxicologiques minimales préalablement décrites, il existe aussi des exigences statistiques afin que le modèle choisi décrive suffisamment et adéquatement la relation entre la concentration de la substance et le pourcentage cumulatif d'espèces. Ceci doit être vérifié au moyen du test d'hypothèses permettant de déterminer si un échantillon peut provenir d'une distribution connue (CCME, 2007).

5.1.2 Élaboration de la valeur aiguë finale avec le modèle DSE

Avec les données de CL_{50} disponibles, une courbe de distribution de sensibilité des espèces est établie par modélisation de façon à ce qu'elle présente le meilleur ajustement possible avec les données (figure 2). Le 5^e centile de cette courbe, estimé grâce au modèle choisi, représente la valeur critique recherchée, soit la valeur aiguë finale¹ (VAF). La VAF est définie comme étant la concentration d'une substance qui, théoriquement, tuera ou immobilisera 50 % des individus des espèces les plus sensibles qui y sont exposées sur une courte période. La détermination de la VAF constitue la première étape du calcul des critères de qualité d'effet aigu (section 5.1.3) et, parfois, celle du calcul des critères de qualité d'effet chronique (section 5.2.2). Le modèle DSE permet aussi d'estimer un intervalle de confiance à 95 %.

¹ Cette valeur peut être utilisée telle quelle pour évaluer la qualité des effluents d'eaux usées, comme il est précisé dans le document *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique* (MDDEP, 2007). Pour cette raison, elle est aussi appelée « valeur aiguë finale à l'effluent » (VAF_e), avec ajout de la lettre e pour *effluent*.

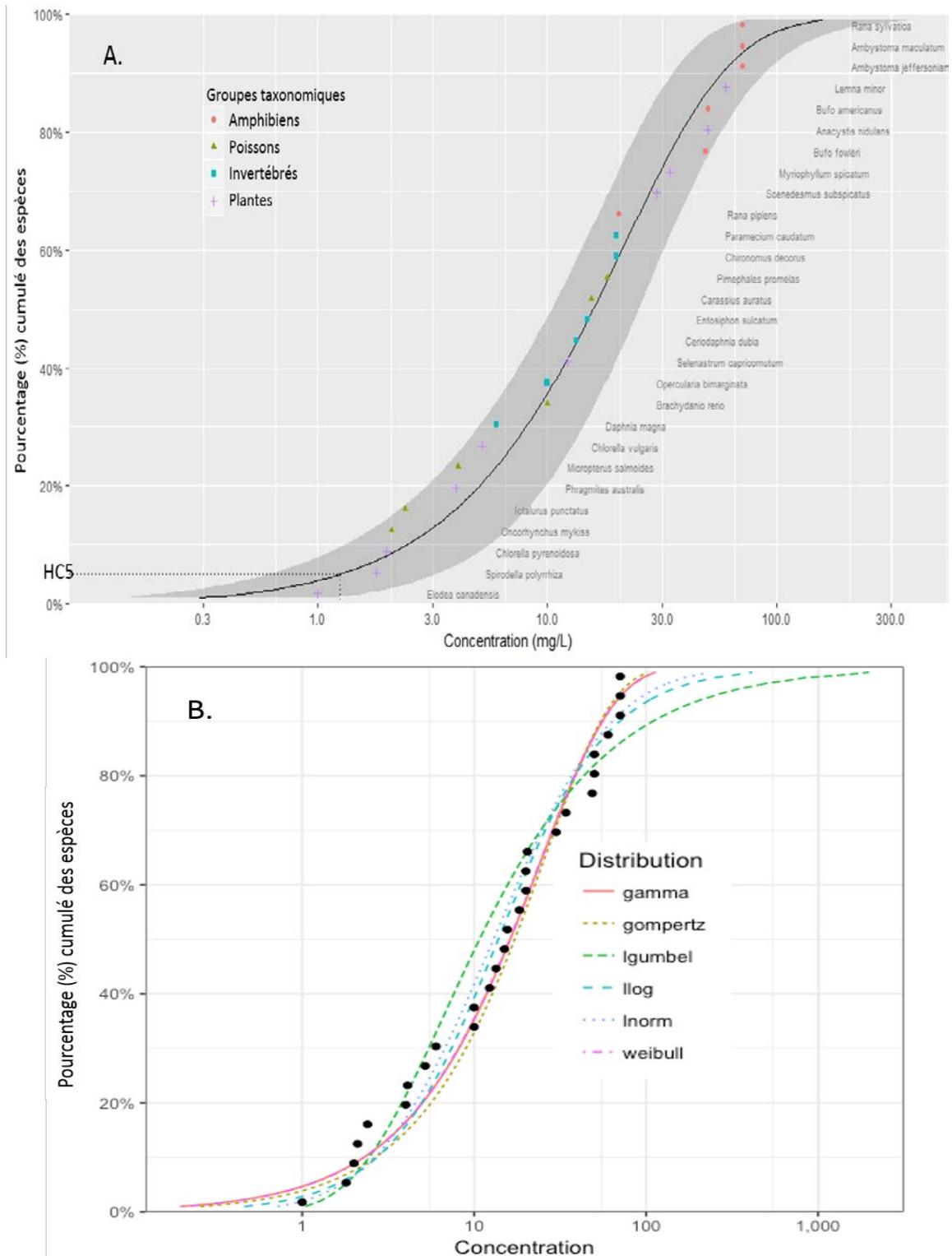


Figure 2 Exemple de courbes de distribution de sensibilité des espèces (obtenues avec le logiciel R pour un ensemble fictif de données).

A. Courbe de distribution obtenue à l'aide d'une inférence multimodèle (*model averaging*) avec intervalle de confiance. HC5 est le 5^{ème} centile de la courbe (VAF). B. Exemple d'ajustement des différentes courbes de distribution sur un ensemble de données. Les distributions proposées incluent gamma, gompertz, log-gumbel (lgumbel), log-logistic (llog), log-normal (lnorm) et weibull.

Selon la littérature, plusieurs lois de probabilité ont été identifiées comme étant celles les plus susceptibles de décrire la distribution statistique de sensibilité des espèces pour une substance donnée. Il s'agit de fonctions cumulatives de densité de Burr (type III), de Gumbel, de log-normal, de normal et de Weibull (Zajdlik et collab., 2006). Chaque ajustement de loi de probabilité est testé en vue de trouver la meilleure représentation de la distribution des résultats. Des lois de distribution supplémentaires peuvent être utilisées au cas par cas (Thorley et Schwarz, 2018). Les détails sur les lois de distribution testées et leurs applications théoriques au modèle DSE sont disponibles dans le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique* (CCME, 2007) et dans *Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distribution* (Intrinsic Environmental Sciences Inc, 2013).

L'application SSD Master, qui s'exécute avec le logiciel Excel, permet d'utiliser le modèle DSE (Intrinsic Environmental Sciences Inc, 2013) selon les postulats statistiques initiaux (CCME, 2007). L'application SSDCA, qui s'exécute avec le logiciel libre R, permet également d'appliquer les principes du CCME pour le calcul d'un critère de qualité (Thorley et Schwarz, 2018; Thorley, 2018). L'application SSD Master permet de déterminer le modèle statistique qui s'ajuste le mieux aux données, tandis que l'application SSDCA utilise l'inférence multimodèle (*model averaging*) afin de rendre plus objectif le choix de distribution statistique décrivant le mieux les données (Thorley et Schwarz, 2018). L'application Shiny utilise aussi l'inférence multimodèle (Dalgarno, 2018). Cette dernière fournit une interface web pour faciliter l'utilisation du logiciel R (British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, 2019). Le principe de l'inférence multimodèle est de combiner les courbes de distribution préalablement ajustées aux données dans le calcul final du centile recherché en intégrant, pour chacune de celles-ci, un facteur relatif à la qualité de l'ajustement (*goodness of fit*) aux données. Ainsi, une loi de probabilité ayant un meilleur ajustement aux données aura un poids plus grand dans le calcul final du 5^e centile.

L'application SSD Master emploie la méthode de minimisation de l'erreur quadratique moyenne (*mean squared error* ou *MSE*) pour minimiser l'écart entre les fréquences de taxons affectés observées et celles prédites. Les intervalles de confiance sont calculés avec une approche paramétrique classique selon le niveau de confiance souhaité ou selon la distribution des données et l'erreur type estimée (CCME, 2013). Pour ajuster les courbes de distribution aux données, l'application SSDCA (R) utilise la méthode du maximum de vraisemblance (*maximum likelihood estimation*, ou *MLE*). Les intervalles de confiance sont estimés à l'aide d'une méthode de rééchantillonnage des données avec remise (*bootstrap*). Peu importe le logiciel et l'application utilisés, l'intervalle de confiance demeure une estimation et non une quantification exacte. Plusieurs incertitudes sur les données ne sont pas prises en compte, comme la variabilité des données sources (niveau d'effet) et le choix non aléatoire des études disponibles. Ainsi, le 5^e centile doit être considéré comme un indice du seuil de risque.

Des vérifications visuelles et statistiques, associées à un jugement professionnel sur l'allure des courbes de distribution obtenues, sont toujours nécessaires (CCME, 2007). L'analyse visuelle permet de s'assurer que les espèces sont bien représentées et qu'aucun groupe taxonomique plus ou moins sensible par rapport à l'ensemble des autres espèces n'accapare la courbe. Dans le cas de substances pour lesquelles il existe, en raison de différences dans le mode d'action toxicologique, une variation nette de la sensibilité entre les taxons (par exemple, une plante sera plus sensible à un herbicide qu'un poisson), il se peut que l'ensemble des données démontre une distribution bimodale (ou plurimodale). Des courbes distinctes de DSE pourraient alors être tracées, et le niveau taxonomique le plus sensible serait utilisé pour déterminer le 5^e centile le plus protecteur (CCME, 2007).

La méthode statistique de probabilité par cumul de l'USEPA peut également être utilisée si l'expert la juge plus pertinente en fonction des données écotoxicologiques disponibles. Cela pourrait être le cas, par exemple, lorsque les données suivent une distribution bimodale (ou plurimodale).

5.1.3 Calcul du critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu

Le CVAA détermine la concentration maximale à laquelle pourraient être exposés les organismes aquatiques sur une courte période sans qu'il y ait d'effet délétère majeur sur l'écosystème.

Le calcul et l'utilisation du CVAA sont adaptés de la méthode de l'USEPA (Stephen et collab., 1985). La concentration recherchée avec le CVAA est celle qui n'entraîne pas un taux de mortalité important (< 50 % des individus) pour l'ensemble des organismes qui sont exposés de façon aiguë à la substance toxique. Le CVAA est déterminé en divisant la VAF par un facteur de sécurité de 2 :

$$\text{CVAA} = \text{VAF} \div 2$$

Le CVAA correspond à la concentration maximale d'une substance à laquelle plus de 95 % des espèces aquatiques peuvent être exposées dans le milieu naturel, sur une courte durée, sans être gravement touchées.

5.2 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet chronique avec le modèle DSE

Le CVAC détermine la concentration maximale d'une substance ne produisant aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques et leur progéniture lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Un dépassement temporaire du CVAC dans le milieu peut toutefois se produire sans entraîner d'effets permanents, s'il est suivi d'une période suffisamment longue pour que l'écosystème récupère.

Pour élaborer un CVAC, les données de concentrations qui n'ont produit aucun effet ou seulement un faible effet à la suite d'une exposition de longue durée sont utilisées dans le modèle DSE. Le paramètre d'effet visé est celui présentant la plus grande sensibilité parmi ceux qui se rapportent à la croissance, à la reproduction ou à tout autre effet important pour la survie de l'organisme et de sa progéniture (y compris les effets sur le système endocrinien et sur la génotoxicité).

Deux façons d'établir un CVAC ont été retenues. Lorsqu'il y a assez de données de toxicité chronique jugées acceptables, l'ensemble de celles-ci est intégré dans le modèle DSE pour déterminer la valeur du CVAC (section 5.2.1). Lorsqu'il manque de données de toxicité chronique pour satisfaire les exigences du modèle DSE, mais qu'il y a assez de données de toxicité aiguë pour établir une VAF, celle-ci est utilisée pour le calcul du CVAC (section 5.2.2).

5.2.1 Utilisation d'un ensemble complet de données de toxicité chronique

L'utilisation du modèle DSE pour élaborer un CVAC requiert qu'un nombre minimal d'espèces soient représentées parmi les données disponibles. Ainsi, pour le milieu d'eau douce, des données écotoxicologiques pour un minimum de sept espèces doivent être disponibles, comme suit :

- Trois espèces de poissons, dont un salmonidé et un non-salmonidé;
- Trois espèces d'invertébrés aquatiques ou semi-aquatiques, dont au moins un crustacé planctonique;
- Une espèce de plante vasculaire ou d'algue dulcicole;
- Pour les substances phytotoxiques, trois études portant sur des organismes non ciblés parmi les plantes ou les algues dulcicoles.

Bien que non exigée, la considération de données qui se rapportent à des espèces appartenant aux insectes sensibles (éphémère, plécoptère et trichoptère) ou aux amphibiens est fortement recommandée pour l'élaboration d'un CVAC.

Pour le milieu marin, des données écotoxicologiques concernant un minimum de six espèces doivent être disponibles, comme suit :

- Trois espèces de poissons marins, dont au moins une des eaux tempérées;
- Deux espèces d'invertébrés aquatiques, dont au moins une des eaux tempérées;
- Une espèce de plante vasculaire marine ou d'algue marine;
- Pour les substances phytotoxiques, trois études portant sur des organismes non ciblés parmi les plantes ou les algues marines.

Bien que non exigée, la considération de données qui se rapportent à des espèces appartenant aux échinodermes ou aux mollusques marins est fortement recommandée pour l'élaboration d'un CVAC pour le milieu marin.

L'intégration des données dans un tableau comme celui de l'annexe 1 permet de classer systématiquement les études écotoxicologiques disponibles et de consigner la classification des données.

En plus des exigences toxicologiques minimales préalablement décrites, il existe aussi des exigences statistiques afin que le modèle choisi décrive suffisamment et adéquatement la relation entre la concentration de la substance et le pourcentage cumulatif d'espèces. Ceci doit être vérifié au moyen du test d'hypothèses permettant de déterminer si un échantillon peut provenir d'une distribution connue (CCME, 2007).

La démarche statistique qui mène à la détermination du CVAC est la même que celle présentée à la section 5.1.2 pour l'élaboration d'une VAF, en incluant les vérifications sur l'ajustement de la courbe. Le 5^e centile estimé grâce à la courbe de sensibilité des espèces correspond directement au CVAC. Aucun facteur de sécurité supplémentaire n'est ajouté.

5.2.2 Utilisation de la valeur aiguë finale déterminée avec le modèle DSE

Lorsque le nombre de données de toxicité chronique est insuffisant pour appliquer le modèle DSE mais que le calcul d'une VAF est possible (section 5.1.2), le CVAC est établi à partir de cette dernière. L'élaboration d'un CVAC à l'aide d'une VAF requiert d'utiliser un ratio de toxicité aiguë/chronique (RAC) pour transformer la VAF en valeur seuil chronique. Ainsi, le CVAC est calculé en divisant la VAF par le RAC :

$$\text{CVAC} = \text{VAF} \div \text{RAC}$$

Deux options sont possibles pour la détermination du RAC, à savoir, en ordre de préférence :

- Calcul de la valeur du RAC à l'aide de données de toxicité aiguë et chronique (5.2.3);
- Valeur du RAC établie par défaut (5.2.4).

5.2.3 Utilisation d'un ratio de toxicité aiguë/chronique calculé

Les modalités du calcul et de l'utilisation d'un RAC présentées ici sont issues de la méthode décrite par l'État du Michigan (MDEQ, 2006).

Pour chaque donnée chronique, un RAC peut être calculé s'il existe au moins une donnée aiguë se rapportant à la même substance et à la même espèce aquatique. La valeur de toxicité aiguë (CL_{50} , CE_{50}) est alors divisée par la valeur d'exposition chronique (CSEO, CE_{10} ou autre). Les essais de toxicité aiguë et chronique doivent avoir été, dans l'ordre de préférence, réalisés lors de la même étude, ou dans le même laboratoire avec la même eau de dilution, ou dans un autre laboratoire, mais avec la même eau de dilution. Un RAC peut aussi être calculé en dernier lieu avec les données de deux laboratoires qui utilisent des eaux de dilution différentes si les caractéristiques physicochimiques de l'eau n'affectent en rien la toxicité de la substance. Lorsque plusieurs RAC sont disponibles pour la même espèce et la même substance, la moyenne géométrique des RAC est calculée pour obtenir le RAC final à utiliser dans le calcul du CVAC.

Si des valeurs de RAC sont disponibles pour au moins trois espèces différentes, le RAC final utilisé pour la conversion aiguë/chronique peut être calculé des manières suivantes :

- a. Si des RAC ont été calculés pour au moins trois espèces et que leurs valeurs sont semblables (variation à l'intérieur d'un facteur 10) et ne montrent pas de tendance à varier avec la toxicité aiguë, le RAC final est déterminé en calculant la moyenne géométrique des RAC disponibles;
- b. Si les RAC semblent proportionnels aux valeurs de toxicité aiguë, le RAC final est déterminé en calculant la moyenne géométrique des RAC obtenus pour les espèces dont les valeurs de toxicité chroniques sont les plus près de la VAF;
- c. Si la valeur des RAC calculée pour chaque espèce est inférieure à 2 (et spécialement si elle est inférieure à 1), un phénomène d'acclimatation est probablement survenu durant l'essai chronique. Pour procurer une protection adéquate aux organismes aquatiques en milieu naturel, la valeur du RAC final à utiliser pour le calcul du CVAC est alors de 2.

Si moins de trois valeurs de RAC déterminées expérimentalement pour des espèces différentes sont disponibles, les RAC manquants sont remplacés par la valeur par défaut de 18 (section 5.2.4). Afin d'obtenir un minimum de trois RAC, la valeur de 18 peut remplacer un ou deux RAC manquants. Le RAC final est alors égal à la moyenne géométrique des trois RAC. Le CVAC est calculé en divisant la VAF par le RAC final.

$$\text{CVAC} = \text{VAF} \div \text{RAC}_{\text{Final}}$$

5.2.4 Utilisation d'un ratio de toxicité aiguë/chronique par défaut

Si aucun RAC n'a été déterminé expérimentalement, le RAC de 18 est utilisé par défaut. Cette valeur du RAC correspond au 80^e centile des RAC calculés pour 29 substances toxiques (Host et collab., 1995). Le CVAC est calculé en divisant la VAF par 18.

$$\text{CVAC} = \text{VAF} \div 18$$

La valeur ainsi obtenue est comparée à toutes les données de toxicité chronique valables. Pour établir le CVAC, il faut retenir la donnée la plus basse entre le CVAC calculé et la valeur de toxicité chronique la moins élevée (section 5.2.5).

5.2.5 Comparaison avec les données disponibles

Les données de toxicité chronique disponibles sont souvent peu nombreuses, ce qui ne permet pas de calculer un CVAC avec un ensemble complet de données. Pour cette raison, le CVAC est fréquemment estimé à partir des données de toxicité aiguë ou de l'approche déterministe (section 6.2). Dans ces cas, il est nécessaire de comparer le CVAC ainsi estimé aux valeurs de toxicité chronique disponibles (CMEO ou CE₁₀) et valables afin de s'assurer que toutes les espèces sont protégées. La valeur la plus basse devient le CVAC. Ce CVAC est alors qualifié de « provisoire », ce qui signale à l'utilisateur qu'un nombre limité de données a été utilisé. La comparaison avec les données de toxicité est particulièrement importante pour les phytocides puisque les RAC sont généralement obtenus avec des données se rapportant aux animaux. La comparaison avec les données disponibles pour les plantes est essentielle dans ce cas.

6 APPROCHE DÉTERMINISTE : ENSEMBLE LIMITÉ DE DONNÉES

Lorsque la quantité de données écotoxicologiques n'est pas suffisante pour le calcul des critères de vie aquatique selon l'approche statistique, l'approche déterministe est utilisée. Cette approche intègre des facteurs de sécurité (FS) de façon à compenser l'incertitude liée au faible nombre de données et d'espèces représentées. Ainsi, cette méthode permet de générer des valeurs suffisamment protectrices pour l'ensemble des organismes aquatiques. Les FS utilisés ont été calculés à partir d'analyses statistiques ayant porté sur un grand nombre de données toxicologiques (Host et collab., 1995).

6.1 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet aigu avec une approche déterministe

La méthode utilisée pour élaborer un CVAA avec un ensemble limité de données est une combinaison des méthodes utilisées par les gouvernements des États de l'Ohio (Ohio-EPA, 2014) et du Michigan (MDEQ, 2006). La première étape consiste à déterminer une VAF (section 6.1.1) permettant par la suite de calculer le CVAA (section 6.1.2). Les valeurs déterminées par cette approche sont qualifiées de provisoires, ce qui indique à l'utilisateur qu'un nombre limité de données a été utilisé.

6.1.1 Élaboration de la valeur aiguë finale avec une approche déterministe

Afin qu'il soit possible d'élaborer une VAF à partir de l'approche déterministe, il faut au minimum que deux espèces soient représentées dans les données. Une espèce de la famille des Daphnidae, reconnue pour être représentative de la plupart des milieux et assez sensible, doit absolument être présente. Le FS à appliquer aux données est choisi en fonction du nombre d'espèces représentées dans les données, selon la liste ci-après :

- Une espèce parmi la famille des Salmonidae;
- Une espèce de poisson d'une famille autre que celle des Salmonidae parmi la classe des Ostéichthyens;
- Une espèce d'une classe autre que celle des Ostéichthyens à l'intérieur du phylum des Cordés (poissons, amphibiens);
- Une espèce parmi les crustacés planctoniques (cladocères, copépodes);
- Une espèce parmi les crustacés benthiques (amphipodes, isopodes, ostracodes, écrevisses);
- Une espèce parmi les insectes aquatiques;
- Une espèce parmi un phylum autre que ceux des Arthropodes et des Cordés (mollusques, rotifères, annélides);
- Une espèce parmi l'ordre des insectes ou n'importe quel phylum non encore représenté.

Plus le nombre d'espèces représentées est élevé, moins le FS est élevé puisque l'incertitude diminue avec l'augmentation du nombre de données utilisées dans le calcul de la VAF.

Des FS ont été déterminés de façon distincte pour le milieu d'eau douce et le milieu marin (Host et collab., 1995). Pour le milieu d'eau douce, ils ont été calculés avec des données de première qualité pour 29 substances toxiques. L'utilisation de ces FS est conditionnelle à la présence d'un représentant de la famille des Daphnidés dans le jeu de données disponibles. L'intégration de données se rapportant à une espèce de la famille des Salmonidés fait diminuer la valeur du facteur de sécurité pour le milieu d'eau douce (Host et collab., 1995). Pour le milieu marin, les facteurs de sécurité ont été calculés avec des données de première qualité pour 24 substances toxiques. L'utilisation de ces FS est conditionnelle à la présence d'un représentant de l'une ou l'autre des familles des Mysidacés ou des Pénéidés dans le jeu de données disponibles. Ces facteurs de sécurité sont présentés au tableau 2 et le détail de leur élaboration est présenté dans l'ouvrage d'Host et ses collaborateurs (1995).

Tableau 2 Facteurs de sécurité appliqués dans la méthode déterministe d'élaboration d'une valeur aiguë finale (selon Host et collab., 1995)

Nombre d'espèces représentées	Facteurs de sécurité	
	Milieu d'eau douce ¹	Milieu marin ²
2 <u>sans</u> la représentation de la famille des Salmonidés	13,0	11,8
2 <u>avec</u> la représentation de la famille des Salmonidés	7,9	11,8
3	8,0	9,5
4	7,0	9,0
5	6,1	6,8
6	5,2	5,5
7	4,3	2,9

Lorsque six espèces ou plus sont représentées dans le jeu de données, il faut vérifier les conditions préalables à l'application du modèle statistique DSE avant de recourir à la méthode déterministe. Dans le cas où les six espèces sont celles requises par le modèle DSE, celui-ci sera privilégié et la procédure décrite à la section 5.1 sera appliquée. Si ce n'est pas le cas, la méthode déterministe avec FS est utilisée.

Les données de toxicité sont sélectionnées et classées selon les modalités décrites au chapitre 4. La donnée écotoxicologique ayant la plus faible valeur parmi celles qui ont été sélectionnées est retenue pour le calcul de la VAF. Le FS correspondant au nombre d'espèces représentées (tableau 2) est appliqué à cette donnée pour le calcul de la VAF, comme suit :

$$\text{VAF} = \text{CE}_{50} \text{ ou } \text{CL}_{50} \text{ la plus faible} \div \text{FS}$$

Lorsqu'aucun CQES ne peut être calculé pour le milieu marin, par manque de données de bonne qualité, celui d'eau douce peut être appliqué au milieu marin s'il est question de substances toxiques organiques d'origine non naturelle.

6.1.2 Calcul du critère de qualité d'effet aigu

Le CVAA est déterminé en divisant la VAF par 2 :

$$\text{CVAA} = \text{VAF} \div 2$$

6.2 Élaboration d'un critère de qualité pour la vie aquatique – effet chronique avec une approche déterministe

Si le nombre de données est insuffisant pour appliquer le modèle statistique DSE dans l'élaboration d'un CVAC, il est possible de déterminer celui-ci en divisant la VAF (établie par la méthode statistique ou par la méthode déterministe) par un ratio de conversion permettant de passer d'un seuil d'effet aigu à un seuil d'effet chronique, c'est-à-dire le RAC :

$$\text{CVAC} = \text{VAF} \div \text{RAC}$$

Le RAC est déterminé selon les modalités présentées à la section 5.2.3.

7 FACTEURS INFLUANT SUR L'EXPOSITION ET LA TOXICITÉ

La biodisponibilité, la spéciation et la toxicité de plusieurs substances toxiques sont modifiées par divers paramètres physicochimiques, comme la dureté, la matière organique et le pH. Ces particularités sont considérées dans l'élaboration de CQES. Le phénomène est bien connu pour les métaux. Les valeurs des CQES de plusieurs métaux, dont la toxicité varie avec la dureté, sont obtenues à l'aide d'équations.

La plupart du temps, la dureté n'est pas le seul facteur influant sur l'exposition et la toxicité (FIET) à influencer sur la toxicité d'un métal. De nombreuses études ont démontré que le pH, l'alcalinité et la matière organique dissoute jouent également un rôle important dans le comportement des métaux en milieu aquatique et, conséquemment, dans leurs effets sur le biote. De plus en plus de modèles d'équations à paramètres multiples, comme les modèles de régression linéaire ou du ligand biotique, sont utilisés pour quantifier l'influence des FIET sur la toxicité des métaux.

L'influence du ou des FIET doit être quantifiée afin de pouvoir normaliser l'ensemble des données pour les rendre ainsi comparables entre elles (CCME 2007). Cet ensemble de données normalisées est utilisé pour élaborer les CQES de la façon décrite au chapitre 5. Le critère de qualité est alors exprimé par une équation, un modèle ou un tableau décisionnel.

7.1 Méthode de régression linéaire

Le modèle de régression linéaire est une méthode empirique visant à établir la relation entre des paramètres physicochimiques et la toxicité observée sur l'organisme. Il peut s'agir d'un modèle simple, pour lequel un seul paramètre modifiant la toxicité d'une substance toxique est observé, ou d'un modèle multiple, pour lequel plusieurs paramètres modifiant la toxicité sont ciblés. Afin de bien cerner l'effet de la substance toxique à l'étude dans diverses conditions du FIET, il est nécessaire de disposer de nombreuses données de laboratoire ou de mésocosme pour élaborer un tel modèle.

Le modèle de régression linéaire à paramètre unique a été appliqué, lors de l'élaboration de CQES pour plusieurs métaux, en fonction de la dureté du milieu récepteur.

7.2 Méthode du modèle du ligand biotique

Le modèle du ligand biotique² permet de prédire la réponse toxique en modélisant l'interaction entre le métal et son ligand ainsi que le degré d'accumulation cellulaire (Paquin et collab., 2002). Trois éléments sont pris en compte :

- La spéciation chimique de la molécule toxique dans le milieu aquatique;
- L'interaction de la substance toxique avec le ligand biotique;
- La toxicologie de l'effet déclenché par la biodisponibilité de la substance toxique.

Le modèle prédit ainsi la spéciation du métal en fonction des caractéristiques physicochimiques du milieu récepteur. Il évalue aussi la biodisponibilité réelle de la substance toxique pour l'organisme vivant. Ce modèle mathématique, complexe, nécessite une caractérisation complète du milieu récepteur permettant d'obtenir des données sur les paramètres de base de la qualité de l'eau : dureté, pH, température, carbone organique dissous, calcium, magnésium, sodium, potassium, sulfates, chlorures et alcalinité.

Le modèle du ligand biotique peut être utilisé pour le calcul d'un critère de qualité propre à un site, notamment dans le cas où une évaluation du risque de contamination aquatique par les métaux est requise. Un modèle doit être établi pour chaque métal, et il est appliqué selon les particularités du site à l'étude. La Communauté européenne (European Commission, 2011) et les États-Unis (USEPA, 2007) permettent déjà l'utilisation de ce modèle dans l'élaboration de certains CQES. Le Ministère permet l'utilisation du modèle du ligand biotique dans l'élaboration de CQES lorsque des FIET ont été déterminés. Les modèles de ligand biotique sont évalués et adoptés au cas par cas.

8 SYNTHÈSE

La révision d'un critère de qualité est effectuée au besoin, selon les nouvelles informations disponibles. Un critère est qualifié de provisoire lorsqu'il est issu de l'approche déterministe (méthode avec facteur de sécurité). Cela indique à l'utilisateur que la méthode utilisée est moins robuste d'un point de vue statistique. Un critère de qualité est révisé lorsque de nouvelles études indiquent une toxicité inconnue jusqu'alors ou lorsque de nouvelles données sont disponibles.

Les grandes lignes de l'élaboration de CQES adoptées par la Direction des avis et des expertises sont résumées au tableau 3, ci-après.

² Le ligand biotique est la structure de l'organisme vivant à laquelle se lie la molécule chimique. C'est le lieu de l'interaction entre les deux entités.

Tableau 3 Résumé de l'approche retenue pour l'élaboration des critères de qualité pour la vie aquatique – effet aigu et effet chronique

Critère de qualité	Méthode	Paramètre d'effet	Nombre d'espèces minimum milieu d'eau douce/ milieu marin	Valeur du facteur de sécurité	Minimum d'espèces requises
VAF et CVAA	Statistique DSE (section 5.1)	CL ₅₀ ou CE ₅₀	6/6	2*	Trois poissons (dont un Salmonidé et un non-Salmonidé) Trois invertébrés aquatiques ou semi-aquatiques (deux en milieu marin) Une plante ou algue (en milieu marin)**
	Déterministe FS (section 6.1)	CL ₅₀ ou CE ₅₀	2/2	De 4,3 à 13 (milieu d'eau douce) De 2,9 à 11,8 (milieu marin)	Une espèce de la famille des Daphnidés Une autre espèce parmi les groupes suivants : - les Salmonidés - les poissons autres que les Salmonidés parmi les Ostéichthyens - les poissons autres que les Ostéichthyens parmi les Cordés - les crustacés planctoniques - les crustacés benthiques - les insectes aquatiques - les invertébrés autres que les Arthropodes et les Cordés (mollusques, rotifères, annélides) - les autres phylums non encore représentés
CVAC	Statistique DSE (section 5.2)	CE _{xx} ou CI _{xx} représentant un seuil sans effet, par ordre de préférence : CE ₁₀ ou CI ₁₀ , CE ₁₁₋₂₅ ou CI ₁₁₋₂₅ , CMAT, CSEO, CMEO, CE ₂₆₋₄₉ ou CI ₂₆₋₄₉ , CE ₅₀ ou CI ₅₀ sans létalité	7/6	Aucun FS	Trois poissons (dont un Salmonidé et un non-Salmonidé) Trois invertébrés aquatiques ou semi-aquatiques (deux en milieu marin) Une plante ou algue**
	Déterministe FS (section 6.2)	S. O.***	2/2	RAC calculé ou 18****	S. O.***

* La modélisation DSE permet d'obtenir la VAF. Le CVAA est obtenu en divisant la VAF par 2.

** Pour les substances phytotoxiques, des études portant sur des espèces végétales non ciblées sont requises (deux pour la VAF et le CVAA et trois pour le CVAC).

*** Pour calculer un CVAC, la VAF est divisée par un ratio de toxicité aiguë/chronique.

**** Un ratio de toxicité aiguë/chronique est calculé lorsque les données le permettent. Sinon, un ratio de toxicité aiguë/chronique de 18 est utilisé par défaut.

9 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANKLEY, G. T., R.J. ERICKSON, D. J. HOFF D. R. MOUNT, J. LAZORCHAK, J. BEAMAN, T. K. LINTON, 2008. *White Paper. Aquatic criteria for contaminants of emerging concern. Part I. General challenges and recommendations*. Préparé par OW/ORD Emerging Contaminants Workgroup, 36 p.

BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF ENVIRONMENT AND CLIMATE CHANGE STRATEGY, 2019. Derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life in British Columbia. Water Quality Guideline Series, WQG-06. Prov. B.C., Victoria B.C.

CCME, 2013. *Determination of hazardous concentrations with species sensitivity distributions. SSD MASTER. Version 3.0*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 38 p.

CCME, 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 39 p.

CEAEQ, 2015. *Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, MA. 500 – P.sub. 1.0, Rév. 3, 21 p.

DALGARNO, D., 2018. ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions. Préparé par Poisson Consulting pour B.C. Ministry of Environment and Climate Change Strategy. Disponible en ligne: <https://poissonconsulting.shinyapps.io/ssdtools/>

DULIO, V., B. VAN BAVEL, E. BRORSTRÖM-LUNDÉN, J. HARMSSEN, J. HOLLENDER, M. SCHLABACH, J. SLOBODNIK, K. THOMAS, J. KOSCHORRECK, 2018. « Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations ». *Environmental Sciences Europe*, vol. 30, n° 5, 13 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2011. *Méthode d'essai biologique : Essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule*. Direction des sciences et de la technologie, SPE 1/RM/22, deuxième édition, 108 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2007a. *Méthode d'essai biologique : Essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole Lemna minor*. Centre de technologie environnementale, SPE 1/RM/37, deuxième édition, 140 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2007b. *Méthode d'essai biologique : Essai de reproduction et de survie du cladocère Ceriodaphnia dubia*. Direction générale des sciences et de la technologie, SPE 1/RM/21, deuxième édition, 101 p.

EUROPEAN COMMISSION, 2011. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical guidance for deriving environmental quality standards. Guidance document No. 27*. 204 p.

HOST, G. E., R. R. REGAL ET C. E. STEPHAN, 1995. *Analyses of acute and chronic data*. Office of Environmental Processes and Effects Research, Office of research and development, United States Environmental Protection Agency, 82 p.

INTRINSIK ENVIRONMENTAL SCIENCES INC., 2013. *Determination of hazardous concentrations with species sensitivity distribution. SD MASTER. Version 3.0*. Rapport préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement, 38 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2017. *Critères de qualité de l'eau de surface*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 510 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2007. *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, 2^e édition*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 82 p.

MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY (MDEQ), 2006. *Administrative rules – Part 4. Water Quality Standards*. Michigan Department of Environmental Quality, Water bureau, Water Resources Protection, 53 p.

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, Direction de l'expertise scientifique, 115 p.

OHIO-EPA, 2014. *Water Quality Standard. Chapter 3745-1 of the Administrative Code*. Ohio Environmental Protection Agency, Standards & Technical Support Section, Division of Surface Water, 528 p.

PAQUIN, P. R., J. W. GORSUCH, S. APTE, G. E. BATLEY, K. C. BOWLES, P. G. C. CAMPBELL, C. G. DELOS, D. M. DI TORO, R. L. DWYER, F. GALVEZ, R. W. GENSEMER, G. G. GOSS, C. HOGSTRAND, C. R. JANSSEN, J. C. MCGEER, R. B. NADDY, R. C. PLAYLE, R. C. SANTORE, U. SCHNEIDER, W. A. STUBBLEFIELD, C. M. WOOD, K. B. WU, 2002. « The biotic ligand model: a historical overview ». *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, vol. 133, n° 1-2, p. 3-35.

STEPHEN, C. E., D. I. MOUNT, D. J. HANSEN, J. R. GENTILE, G. A. CHAPMAN, W. S. BRUNGS, 1985. *Guidelines for deriving numerical national water criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*. United States Environmental Protection Agency, No. PB85-227049, 54 p.

THORLEY, J., 2018. « checkr: An R package for Assertive Programming ». *Journal of Open Source Software*, vol. 3, n° 23, p. 624.

THORLEY, J., ET C. SCHWARZ, 2018. *SSDCA: Species Sensitivity Distributions. R package version 0.0.0.9025*.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA), 2007. *Aquatic life ambient freshwater quality criteria - Copper*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, No. 7440-50-8, 204 p.

ZAJDLIK, B. A., 2016. « A statistical evaluation of the safety factor and species sensitivity distribution approaches to deriving environmental quality guidelines ». *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 12, n° 2, p. 380-387.

ZAJDLIK, B. A., 2006. *Potential statistical models for describing species sensitivity distributions*. Rapport préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Annexe 1 Fiche de suivi de la révision d'une étude pour l'élaboration de critères de qualité

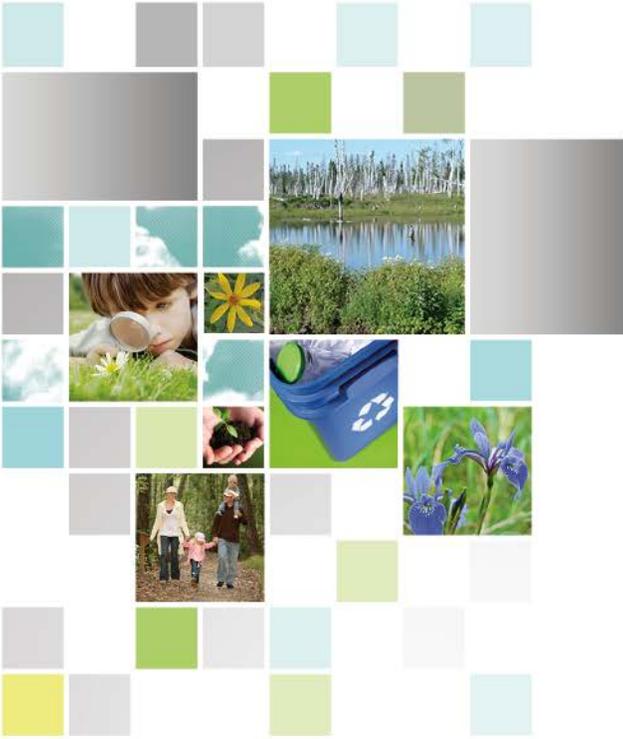
Référence à l'étude	Indiquer le n° de référence de l'Ecotox Database de l'USEPA s'il est connu
<i>[Indiquer la référence de l'étude]</i>	

Informations générales				
Espèce	Nom commun	Courte durée	Longue durée	Notes
Éléments clés pour la classification des données selon le protocole du Québec				
N°	Éléments clés	Oui/Non	Définition	Notes
Applicable à toutes les études				
1	L'espèce à l'étude est-elle acceptable?		Il est idéal d'utiliser des études réalisées sur les espèces présentes au Canada ou en Amérique du Nord. Une analyse au cas par cas est possible.	
2	Le contaminant à l'étude est-il testé pur ou pas? Veuillez préciser.			
3	La concentration du contaminant à l'étude est-elle vérifiée au minimum au début et à la fin de l'expérience?			
4	Les paramètres expérimentaux sont-ils mesurés ou facilement calculables?		Température, pH, COD, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO ₄ , alcalinité	
5	Le contrôle négatif est-il acceptable?			
6	Le nombre de duplicatas est-il acceptable? Veuillez préciser.		L'étude doit présenter un nombre approprié de duplicatas pour être considérée comme de première qualité. Des pseudoduplicatas sont acceptables pour une donnée de deuxième qualité.	
7	L'expérience s'est-elle déroulée en flot continu, en eau renouvelée ou statique? Veuillez préciser.		Les tests devraient être réalisés en eau continue ou renouvelée pour que leurs données soient primaires. Une condition statique peut être acceptée si les concentrations initiales et finales sont mesurées.	
8	La méthode statistique est-elle décrite et appropriée?			

Éléments clés pour la classification des données selon le protocole du Québec				
N°	Éléments clés	Oui/Non	Définition	Notes
Applicable aux études de longue durée				
9	Le paramètre d'effet est-il approprié?		Sont appropriés : survie, croissance, développement ou reproduction. D'autres paramètres d'effet peuvent être considérés s'ils sont justifiés pour le contaminant à l'étude (p. ex., effet sur le système endocrinien, sur le comportement).	
10	La durée de l'étude est-elle appropriée?		<p>Poissons/amphibiens : ≥ 7 j pour les essais sur les œufs ou les larves; ≥ 21 j en présence de juvéniles ou d'adultes</p> <p>Invertébrés ayant une courte durée de vie (p. ex., cladocères) : ≥ 96 h pour les paramètres d'effets non létaux et < 21 j si les effets sont létaux, au cas par cas</p> <p>Invertébrés ayant une longue durée de vie (p. ex., écrevisse) : ≥ 7 j pour les paramètres d'effets non létaux et < 21 j si les effets sont létaux, au cas par cas</p> <p>Plantes : Au cas par cas</p> <p>Algues : ≥ 24 h</p>	
11	La mesure d'effet est-elle appropriée?		CE ₁₀ > CE ₁₁₋₂₅ > CMAT > CSEO > CME0 > CE ₂₆₋₄₉ > CE ₅₀ non létal	
Applicable aux études de courte durée				
12	Le paramètre d'effet est-il approprié?		Mortalité et/ou immobilisation	
13	La durée de l'étude est-elle appropriée?		≤ 96 h (aucune algue)	
14	La mesure d'effet est-elle appropriée?		CL ₅₀ /CE ₅₀	
Conclusion				

Paramètres expérimentaux rapportés	
pH	
Dureté	
Température	
Carbone organique dissous	
<i>[Autres paramètres s'il y a lieu] Veuillez préciser.</i>	
Toxicité obtenue (µg/L)	

Classification finale	
Première qualité	
Deuxième qualité	
Inacceptable	



**Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques**

Québec 