



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/066

Région de la capitale nationale

Discussion sur les normes de qualité environnementale (NQE) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine

D. Hamoutene¹, E. Ryall¹, E. Porter², F. H. Page³, K. Wickens⁵, D. Wong³, J. Martell², L. Burridge⁴, J. Villeneuve⁵, C. Miller⁶

¹Direction des sciences de l'aquaculture, de la biotechnologie et de la santé des animaux aquatiques

Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

²Direction des politiques de l'aquaculture

Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

³Station biologique de St Andrews

Pêches et Océans Canada
125, prom. Marine Science
St. Andrews (N.-B.) E5B 0E4

⁴Burrige Consulting Inc.

61, prom. Emmalee
Stratford (Î.-P.-É.) C1B 0B5

⁵Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire

Santé Canada
2720, prom. Riverside.
IA. L 6607D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

⁶Division de l'évaluation clinique

Direction des médicaments vétérinaires
Santé Canada
14-11, avenue Holland, 3000A
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-45818-2 N° cat. Fs70-5/2022-066F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023. Discussion sur les normes de qualité environnementale (NQE) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.

Also available in English:

Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023. Discussion of Environmental Quality Standards (EQS) and their development for the monitoring of impacts from the use of pesticides and drugs at marine aquaculture sites. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/066 vii + 117 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vii
INTRODUCTION, RÔLES, RESPONSABILITÉS ET DÉFINITIONS GÉNÉRALES.....	1
MANDATS DE SANTÉ CANADA DANS LE CONTEXTE DE L'UTILISATION DE MÉDICAMENTS ET DE PESTICIDES EN AQUACULTURE	2
DÉTERMINATION DES NQE DANS LE CADRE DE L'ÉLABORATION DU CADRE RÉGLEMENTAIRE DU MPO	4
DÉTERMINATION DES NQE POUR LE MILIEU AQUATIQUE	7
DIFFÉRENTS TYPES DE NQE D'APRÈS LEUR IMPORTANCE EN RÉGLEMENTATION	9
NQE-MA POUR LES ESPÈCES PÉLAGIQUES	9
NQE-CAM POUR LES ESPÈCES PÉLAGIQUES.....	12
NQE POUR LES MILIEUX BENTHIQUES	14
APPROCHES POUR LE CALCUL DES NQE	17
DÉTERMINATION DES NQE PAR EXTRAPOLATION STATISTIQUE	17
DÉTERMINATION DES NQE SELON UNE APPROCHE DÉTERMINISTE	18
CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX DONNÉES.....	20
ÉTAPES UTILISÉES POUR L'ESTIMATION DÉTERMINISTE DES NQE	22
DÉTERMINATION DES NQE PAR SUBSTANCE CHIMIQUE.....	25
PESTICIDE POUR LE TRAITEMENT EN BAIN	25
Azaméthiphos	25
Peroxyde d'hydrogène	31
MÉDICAMENTS MÉLANGÉS À LA NOURRITURE	35
Benzoate d'émamectine.....	35
Ivermectine.....	42
Téflubenzuron	47
Lufénuron	53
RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS.....	58
LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	60
RÉFÉRENCES CITÉES	61
ANNEXE I – RÉSUMÉ DES DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ DISPONIBLES.....	76
PESTICIDES UTILISÉS POUR LE TRAITEMENT EN BAIN.....	76
1. Azaméthiphos	76
2. Peroxyde d'hydrogène	88
3. Benzoate d'émamectine.....	104
4. Ivermectine.....	111
5. Téflubenzuron	119
6. Lufénuron	122

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Facteurs de partage utilisés par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) pour définir les substances qui sont persistantes, bioaccumulables et toxiques, et qui résultent principalement de l'activité humaine (LCPE, 1999).	8
Tableau 2. Objectifs de protection de l'environnement et déclencheurs pour l'établissement des normes environnementales (d'après Lepper, 2005, avec modifications pour refléter l'approche choisie).....	8
Tableau 3. Facteurs d'évaluation à appliquer aux données toxicologiques en milieu aquatique pour établir des NQE pour les communautés pélagiques (TGD, 2018).....	10
Tableau 4. Facteurs d'évaluation pour établir une norme de qualité pour la concentration acceptable maximale pour l'eau de mer (TGD, 2018).	13
Tableau 5. Facteurs d'évaluation pour l'établissement des NQE pour les sédiments (eau de mer) basées sur les critères d'effet les plus faibles obtenus lors d'essais de longue durée (essais avec sédiments enrichis) (TGD, 2018)	15
Tableau 6. Quelques définitions (reproduites de SEPA, 2013)	19
Tableau 7. NQE opérationnelles pour la qualité de l'eau pour l'azaméthiphos utilisées par la Scottish Environmental Protection Agency (d'après SEPA, 2019c, selon la Politique 17 de la SEPA (1998)).....	26
Tableau 8. Résumé des valeurs NQE établies pour l'azaméthiphos	30
Tableau 9. Comparaison des critères d'effet toxicologiques aigus pour les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer pour le peroxyde d'hydrogène (résultats similaires après transformation logarithmique)	33
Tableau 10. Résumé des valeurs NQE obtenues pour le peroxyde d'hydrogène	34
Tableau 11. NQE proposées pour la protection des communautés marines (SEPA, 2017)	36
Tableau 12. Nouvelles normes provisoires pour les milieux benthiques établies par la Scottish Environmental Protection Agency (SEPA, 2020).....	37
Tableau 13. Comparaison des critères d'effet toxicologiques aigus du benzoate d'émamectine sur les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer (résultats similaires après transformation logarithmique)	38
Tableau 14. Résumé des valeurs NQE établies pour le benzoate d'émamectine	41
Tableau 15. Comparaison des critères d'effet toxicologiques aigus de l'ivermectine sur les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer (les données suivent une distribution normale)	43
Tableau 16. Résumé des valeurs NQE établies pour l'ivermectine	46
Tableau 17. Résumé des valeurs NQE déduites pour le téflubenzuron	52
Tableau 18. Résumé des valeurs NQE établies pour la lufénuron	57

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Étapes de détermination des normes de qualité environnementale (reproduit de TGD, 2011).....	22
Figure 2. Aperçu des valeurs ($CRA_{séd}$) pour plusieurs étapes d'évaluation des effets, selon les méthodes décrites dans EFSA (2015) (image tirée de Brock et al., 2018).....	55

RÉSUMÉ

Les normes de qualité environnementale (NQE) sont des seuils numériques sélectionnés pour protéger les écosystèmes en limitant le rejet d'une substance chimique à des concentrations qui ne causeront pas de dommages irréparables ni de toxicité pour les espèces aquatiques sensibles. Elles font partie intégrante de la conception d'un programme de surveillance efficace et leur application peut comporter des aspects temporels (dispersion dans l'eau pour les pesticides de bain) et spatiaux (zone de rejet admissible pour les médicaments mélangés à la nourriture). Il existe des valeurs NQE pour les compartiments eau ou sédiments en fonction du coefficient de partage *n*-octanol/eau (K_{oe}) des composés ciblés. Les NQE pour l'eau peuvent être divisées en deux grands types : les NQE pour l'exposition maximale de courte durée à un produit chimique (NQE-CAM), et les NQE pour l'exposition de longue durée (NQE-MA). Pour ce qui est des NQE pour les sédiments, il n'y a pas de différences dans les NQE à court terme et à long terme, en raison de la nature de cette voie d'exposition (en d'autres mots, les organismes qui vivent dans les sédiments seraient constamment exposés).

Dans le présent document, nous avons évalué un processus permettant de déduire des NQE pour quelques médicaments mélangés aux granulés (benzoate d'émamectine [BEM], ivermectine, téflubenzuron et lufénuron) et pesticides (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène) utilisés dans les exploitations piscicoles canadiennes en nous appuyant sur des données toxicologiques pertinentes et accessibles. Ces NQE sont proposées pour illustrer la méthode utilisée pour déterminer des seuils et sont liées aux principes actifs. Le choix des seuils définitifs devra être guidé par l'établissement d'objectifs de gestion clairs, qui seront définis par les décideurs. Les points suivants résument l'approche et les recommandations principales du présent document de travail :

- Il existe deux approches différentes pour établir les NQE en fonction de la qualité et de la quantité des données toxicologiques disponibles : l'application de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) lorsqu'un minimum de 10 critères d'effet écotoxicologiques similaires pour un minimum de huit groupes taxonomiques sont disponibles, et l'approche déterministe appliquée dans les situations où ces exigences en matière de données ne sont pas remplies (CCME, 2007; TGD, 2018).
- Les données toxicologiques pour les médicaments mélangés à la nourriture (granulés) (BEM, ivermectine, téflubenzuron et lufénuron) ne répondent pas aux exigences pour l'établissement d'une DSE (hormis pour la lufénuron pour laquelle une DSE a précédemment été déterminée par d'autres auteurs). Par conséquent, seule une approche déterministe peut être utilisée pour établir les NQE en fonction des données accessibles. Cette approche a également été utilisée pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. Cependant, il est recommandé de vérifier la faisabilité d'une DSE ultérieurement pour établir les valeurs NQE-CAM pour ces deux composés en tenant compte des temps de dispersion. Cette étape devra également être guidée par les considérations réglementaires interministérielles sur l'utilisation des pesticides.
- Nous avons évalué la qualité des études de toxicité disponibles, à la fois les données essentielles et les données justificatives déterminées par les organismes de réglementation et/ou les groupes de spécialistes internationaux. En outre, l'évaluation de la qualité des études récentes a été réalisée selon les critères de déclaration et d'évaluation de l'écotoxicité (CRED) publiés et les lignes directrices connexes (Moermond et al., 2015; TGD, 2018), mais elles devront être examinées de plus près par des groupes de spécialistes.
- Pour ajuster les facteurs d'évaluation, nous nous sommes fondés sur les données concernant le mode d'action spécifique de produits chimiques, notamment l'azaméthiphos, l'ivermectine, le téflubenzuron et la lufénuron, et sur les données disponibles sur les

organismes sensibles identifiés. En outre, nous avons sélectionné des données toxicologiques pertinentes dans le temps dans le cas des NQE proposées pour l'azaméthiphos, sur la base de travaux antérieurs sur les modèles de dispersion.

- Les NQE présentées dans les pages qui suivent illustrent le processus employé pour leur calcul et donnent un aperçu des données toxicologiques disponibles. Il faudra faciliter l'accès aux données confidentielles fournies aux organismes de réglementation par les fabricants pour obtenir les autorisations de mise en marché de leurs produits afin de garantir l'établissement approprié de normes environnementales. En fin de compte, la définition d'objectifs de gestion clairs par les décideurs et des discussions supplémentaires entre les spécialistes guideront le choix des NQE finales et leur utilisation en réglementation.

INTRODUCTION, RÔLES, RESPONSABILITÉS ET DÉFINITIONS GÉNÉRALES

Pêches et Océans Canada (MPO) élabore actuellement un nouveau règlement qui permettra de gérer les effets sur l'environnement, y compris sur les organismes non ciblés, des médicaments et des pesticides utilisés en aquaculture, comme il s'y est engagé dans le Résumé de l'étude d'impact de la réglementation du *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA) de 2015 (Gazette du Canada, 2014). Ce règlement s'applique uniquement aux médicaments dont la vente est autorisée en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et aux pesticides homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Dans le contexte canadien, le terme pesticide s'applique à un produit antiparasitaire appliqué sous forme de traitement topique ou de traitement en bain (p. ex., en bassin fait de bâche entièrement fermé et en bateau vivier). Le terme médicament s'applique aux produits antimicrobiens mélangés à la nourriture, par exemple l'oxytétracycline, utilisée pour lutter contre des agents pathogènes comme *Renibacterium salmoninarum*, et aux produits antiparasitaires, par exemple SLICE® (le principe actif¹ étant le benzoate d'émamectine) ou IMVIXA® (dont le principe actif est la lufénuron), utilisé pour combattre les infestations de poux du poisson de mer. Comme dans le régime actuel du *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA), le cadre réglementaire pour l'évaluation des rejets de pesticide et de médicament sera appliqué site par site (et non par baie ou groupe d'exploitations) et dépendra du principe actif¹. Les effets sur l'environnement des médicaments et des pesticides utilisés en aquaculture sont actuellement gérés par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et par le MPO en vertu de l'article 36 de la *Loi sur les pêches*. Le MPO et ECCC s'attendent à ce que le MPO assume le rôle de responsable de veiller à la conformité à l'article 36 de la *Loi sur les pêches* lorsque le RAA révisé entrera en vigueur.

Le présent document de recherche ainsi que plusieurs autres ont été présentés lors d'une réunion consultative scientifique officielle avec examen par les pairs (Secrétariat canadien des avis scientifiques) dans le but de formuler des conseils qui permettront d'éclairer la conception et le fonctionnement d'un programme de surveillance des médicaments et des pesticides utilisés en aquaculture. Le programme comprendra une évaluation avant impact (modélisation prédictive) concernant l'autorisation de rejet et la conception de l'échantillonnage après rejet, ainsi qu'une évaluation des mesures d'atténuation pour déterminer l'efficacité du programme de gestion. Les normes de qualité environnementale (NQE) sont des seuils réglementaires établis pour soutenir le cadre de surveillance après rejet des pesticides et des médicaments, comme il est proposé par le RAA. Le présent document fournit le contexte, décrit les processus sous-jacents à l'établissement des NQE, et calcule des valeurs NQE pour illustrer les démarches qui pourraient être utilisées pour générer des seuils. Le présent document se limite aux composés suivants, actuellement utilisés au Canada : les pesticides de bain Salmosan® (azaméthiphos) et Interlox Paramove 50® (peroxyde d'hydrogène), et les médicaments mélangés à la nourriture : SLICE® (benzoate d'émamectine), l'ivermectine, Calicide®

¹ Le principe actif (p.a.) est défini comme étant le composant d'un médicament ou d'un produit antiparasitaire auquel sont attribués les effets prévus du produit. Il peut comprendre un agent avec action synergique, mais pas un solvant, un diluant, un émulsifiant ou un autre composant qui n'est pas principalement responsable de ces effets. Le principe actif représente généralement un faible pourcentage du poids total d'un produit par rapport aux ingrédients inactifs (c.-à-d. les stabilisateurs, les agents de charge et les activateurs thérapeutiques), mais ce n'est pas toujours le cas. Par exemple, le peroxyde d'hydrogène, qui est le principe actif du produit antiparasitaire INTEROX® PARAMOVE® 50, représente 50 % du poids total du produit.

(téflubenzuron) et IMVIXA® (lufénuron). Pour ce qui est des antibiotiques et contrairement à l'approche des effets toxicologiques qui a été proposée pour les autres médicaments et pesticides utilisés en aquaculture, l'organisme de réglementation a suggéré d'évaluer les effets des effets antimicrobiens en examinant en particulier l'acquisition d'une résistance aux antimicrobiens dans l'environnement dans le long terme. Le cas échéant, les considérations futures concernant la toxicité directe des antibiotiques pourraient nécessiter un examen plus approfondi.

MANDATS DE SANTÉ CANADA DANS LE CONTEXTE DE L'UTILISATION DE MÉDICAMENTS ET DE PESTICIDES EN AQUACULTURE

En ce qui concerne les médicaments utilisés en aquaculture, l'autorité du MPO repose sur l'article 36 de la *Loi sur les pêches*, qui met l'accent sur le rejet de substances nocives et la prévention des effets nuisibles au poisson et à son habitat. La Direction des médicaments vétérinaires (DMV) de Santé Canada réglemente, comme on le verra plus loin, la vente des médicaments par son régime d'autorisation et d'homologation et évalue la qualité, l'innocuité, l'efficacité et les aspects touchant la salubrité des aliments pour l'humain des médicaments en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada réglemente l'homologation et l'utilisation des produits antiparasitaires en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Les traitements topiques en bain (p. ex., avec bâches entièrement fermées et bateau vivier) utilisés en aquaculture sont considérés comme des pesticides au Canada et doivent être homologués par l'ARLA avant leur utilisation.

Bien qu'elle ne soit pas visée directement par l'article 36 de la *Loi sur les pêches*, l'ajout de médicaments antiparasitaires dans la nourriture en aquaculture peut également avoir des effets sur la santé humaine, soit directement par la salubrité des aliments et de l'eau potable, soit indirectement par le rejet de médicaments dans l'environnement. La DMV de Santé Canada évalue l'effet direct des médicaments vétérinaires selon plusieurs points de vue, notamment la sécurité humaine, la sécurité animale et la salubrité des aliments pour les humains. Pour évaluer un médicament vétérinaire antiparasitaire du point de vue de la sécurité humaine ou de la salubrité des aliments, on calcule les seuils toxicologiques pour les humains afin de s'assurer que les concentrations résiduelles de médicament dans les aliments d'origine animale n'ont aucun effet nocif sur la santé des humains qui consomment le produit. Ces seuils sont calculés par extrapolation de données obtenues d'études de toxicité sur des animaux de laboratoire afin d'estimer les risques pour la santé humaine. Tout d'abord, on calcule les doses sans effet observé (DSEO) et les doses sans effet nocif observé (DSENO) en évaluant une série d'études de toxicité sur des animaux de laboratoire. On divise ensuite la plus faible DSEO/DSENO par un facteur d'incertitude approprié (100 – 1 000) afin d'obtenir la dose journalière admissible (DJA) pour le médicament vétérinaire (JECFA, 2006). Cette dose représente la quantité de médicaments qu'une personne, a-t-on estimé, peut consommer quotidiennement en toute sécurité pendant sa vie. La DMV établit les DJA pour les médicaments approuvés en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* pour utilisation chez des animaux consommés comme aliment. La DJA sert de paramètre de base pour établir des limites maximales de résidus (LMR) et des périodes d'attente avant abattage et avant récolte (JECFA, 2006). Pour ce qui est des médicaments antiparasitaires destinés à l'aquaculture, la LMR et la période d'attente stipulent la quantité maximale résiduelle du médicament autorisée dans les tissus comestibles du poisson (muscle et peau), ainsi que le délai nécessaire pour que les concentrations de résidus reviennent à des concentrations sans danger pour la consommation après l'administration du médicament.

La Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs (DGSESC) de Santé Canada effectue des évaluations du risque environnemental associé à l'exposition par l'environnement aux nouvelles substances contenues dans les produits visés par la *Loi sur les aliments et drogues*, y compris les médicaments vétérinaires utilisés en aquaculture. Ces évaluations environnementales sont effectuées conformément au *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (RRSN) pris en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Les évaluations environnementales quantitatives sont réalisées selon les paradigmes généraux d'évaluation des risques. À l'aide des données obtenues chez des animaux et provenant d'autres sources, on établit une concentration estimée sans effet (CESE). Les concentrations dans l'environnement sont estimées à l'aide de données physico-chimiques et de modélisations de l'exposition. Lorsqu'elles sont disponibles, on utilise les données de surveillance afin d'approfondir ou de remplacer les estimations. Les concentrations estimées dans l'environnement sont comparées aux CESE et le quotient qui en résulte est considéré comme une indication du risque. Les quotients de risque qui dépassent 1 sont considérés comme l'indication d'un risque inacceptable.

L'ARLA est la direction générale de Santé Canada responsable de la réglementation des pesticides en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Pour que les pesticides puissent être utilisés en aquaculture, ils doivent être homologués en vertu de cette loi. L'ARLA applique des approches scientifiques fondées sur le poids de la preuve pour évaluer si les risques pour la santé et l'environnement des pesticides dont on demande l'homologation sont acceptables et si les produits ont une valeur. Cette même approche est utilisée pour examiner régulièrement et systématiquement si les pesticides déjà sur le marché continuent de répondre aux normes scientifiques modernes. L'ARLA cherche à réduire au minimum les risques pour la santé et l'environnement en facilitant l'accès à de nouveaux produits à faible risque pouvant être utilisés dans le cadre de pratiques durables de lutte antiparasitaire. De concert avec la Direction générale des opérations réglementaires et des régions, l'ARLA assure également la promotion, la surveillance et l'application de la *Loi sur les produits antiparasitaires* partout au Canada. L'ARLA s'engage à le faire de manière collaborative, ouverte et transparente (Plan stratégique de l'ARLA de 2016-2021).

Les évaluations des risques pour la santé humaine réalisées par l'ARLA visent à définir la nature du risque (danger) et à fournir une mesure de la probabilité et de l'ampleur du risque associé à une exposition définie. L'évaluation de l'ARLA suit un processus en quatre étapes : 1) détermination du danger, 2) évaluation de la relation dose-réponse, 3) évaluation de l'exposition et 4) caractérisation du risque. Les études toxicologiques menées sur des animaux constituent la principale source de renseignement pour déterminer les dangers (critères d'effet toxicologiques ou effets nocifs sur la santé) et pour déterminer le lien entre la dose et la réponse. Toutefois, l'Agence tient compte également des données provenant d'autres approches que les essais sur les animaux, par exemple les études *in vitro*.

Le processus d'évaluation des risques environnementaux de l'ARLA combine les résultats des évaluations écotoxicologiques (danger) et du devenir dans l'environnement (exposition). Les données sur le devenir dans l'environnement ainsi que les renseignements sur l'application du produit sont utilisés pour déterminer une concentration estimée dans l'environnement (CEE) dans l'eau et les sédiments. Dans un premier temps, on effectue une évaluation préalable des risques pour déterminer les pesticides et/ou les utilisations particulières qui ne présentent pas de risque pour les organismes non ciblés, et pour déterminer les groupes d'organismes pour lesquels il peut y avoir un risque. L'évaluation préalable des risques utilise des méthodes simples, des scénarios d'exposition prudents et des critères d'effet toxicologiques dénotant une sensibilité. On calcule ensuite un quotient de risque (QR) en divisant la CEE par une valeur de

toxicité appropriée (QR = exposition/toxicité), que l'on compare ensuite à la concentration préoccupante. Différents critères d'effet toxicologiques peuvent être pris en compte, ainsi que des scénarios d'exposition plus réalistes qui peuvent consister à améliorer la modélisation de l'exposition, les données de surveillance et les résultats d'études en milieu aquatique, par exemple la dispersion d'un colorant dans l'océan. Des renseignements détaillés sur les risques pour la santé humaine et l'environnement du peroxyde d'hydrogène et de l'azaméthiphos (substances actuellement entièrement homologuées au Canada pour usage en aquaculture) figurent dans les évaluations réalisées et publiées par l'ARLA que sont les documents PRD2014-11 (ARLA, 2014) et PRD2016-25 (ARLA, 2016a), respectivement.

DÉTERMINATION DES NQE DANS LE CADRE DE L'ÉLABORATION DU CADRE RÉGLEMENTAIRE DU MPO

Dans une étude comparative des programmes de gestion environnementale pour pisciculture marine au Canada et ailleurs dans le monde, Day et al. (2015) ont déclaré ce qui suit en ce qui concerne les programmes de gestion environnementale et de surveillance :

« Un programme de surveillance efficace devrait comporter un ensemble de limites acceptables qui sont propres à l'activité gérée (c.-à-d. quelque chose sur lequel l'industrie aquacole a une maîtrise tout en étant étroitement lié à la durabilité de l'environnement) et devrait répondre aux besoins des parties intéressées de manière à être significatif dans un contexte écosystémique plus large. Ces limites acceptables doivent être clairement déterminées et inclure notamment la définition d'objectifs environnementaux (OE) spécifiques. Un programme de surveillance efficace devrait également comporter des normes de qualité environnementale (NQE) et des objectifs de qualité environnementale (OQE) ou encore des zones d'effets acceptables (ZEA), ainsi que des capacités de charge (CC). »

Les normes de qualité environnementale (NQE) sont destinées à guider la gestion des effets des substances chimiques afin de protéger la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques. Ces seuils numériques sont également utilisés pour hiérarchiser les activités de gestion dans le cadre de programmes d'assainissement, et pour définir les effets écologiques potentiels des substances chimiques avant d'autoriser un rejet (Ingersoll et al., 1996; Zabel et Cole, 1999). L'objectif des NQE est de protéger les écosystèmes en limitant le rejet d'un produit chimique particulier à des concentrations qui ne causeront pas de dommages irréparables ni ne seront toxiques pour les espèces aquatiques sensibles. Idéalement, les NQE englobent les données sur la toxicité et les répercussions provenant de plusieurs sources afin d'éviter d'utiliser seulement des critères d'effet toxicologiques uniques qui ne correspondent pas nécessairement à des scénarios de la « vie réelle ». De même, dans le contexte canadien, les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Protection de la vie aquatique* (RCQE-PVA) ont pour objectif de protéger toutes les formes de vie et tous les aspects des cycles biologiques en milieu aquatique, y compris le stade le plus critique de l'espèce la plus sensible à long terme, contre les effets nocifs d'une altération d'origine anthropique des paramètres du milieu ou de l'exposition à certaines substances dans la colonne d'eau (CCME, 2007). Les concentrations estimées sans effet (CESE) obtenues dans le cadre d'une évaluation des risques constituent une étape clé dans l'élaboration d'une NQE et, dans la plupart des cas, la plupart des valeurs NQE reposent sur ces concentrations (Matthiessen et al., 2010; TGD, 2018). Les procédures utilisées pour l'établissement des NQE sont très similaires, y compris l'application de facteurs d'évaluation (c.-à-d. des facteurs d'évaluation ou d'incertitude), selon la qualité et la quantité des données toxicologiques disponibles. Les CESE ont souvent la même valeur que les NQE. Dans la terminologie utilisée dans le présent document, nous ne ferons pas référence aux CESE, mais directement aux NQE. Les NQE à établir peuvent être utilisées

comme seuils environnementaux dans une évaluation par modélisation prédictive (évaluation avant impact) et comme seuils de conformité à la suite d'activités de surveillance après rejet.

Il existe de nombreuses options/formules qui permettent aux organismes de réglementation d'être aussi prudents que nécessaire dans l'élaboration des NQE. Les organismes de réglementation chargés de mettre en œuvre une norme sur les effets sur l'environnement peuvent utiliser les NQE dans un contexte réglementaire ou absolu. L'objectif des scientifiques en ce qui concerne l'élaboration d'une NQE est de conseiller les organismes de réglementation sur la nature et l'importance des effets, les incertitudes non résolues, y compris les mesures qui pourraient être prises pour y remédier (p. ex., en effectuant d'autres essais d'écotoxicité) ou les prendre en compte (c.-à-d. en appliquant le principe de prudence). Il est donc important de préciser que les valeurs indiquées dans le présent document ne sont fournies que pour illustrer les processus de calcul des valeurs des NQE et qu'en fin de compte, l'adoption officielle des seuils devra comporter des discussions plus approfondies avec des spécialistes et les organismes de réglementation. Une définition claire des objectifs de gestion devra également guider le choix des seuils.

Dans le contexte canadien, l'établissement des NQE devrait être conforme au Cadre de gestion des risques en aquaculture (CGRA) du MPO. Conformément aux étapes du CGRA, l'élaboration et la mise en œuvre des NQE comprennent les éléments suivants :

- l'identification du risque chimique;
- l'évaluation, en termes de « risque », des effets toxicologiques (avec évaluation par les pairs, y compris la formulation de recommandations sur les facteurs de sécurité et les mesures de précaution pour ce qui est de la qualité et de la quantité des données);
- la traduction sous forme de seuil réglementaire (étape de prise de décision prenant en compte les données scientifiques, les conséquences économiques potentielles, les meilleures technologies disponibles, etc.);
- l'utilisation dans le cadre d'un programme de surveillance avec rétroaction pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion existantes;
- la diffusion de la décision finale.

Le cadre réglementaire de la Scottish Environmental Protection Agency (SEPA – Agence écossaise de protection de l'environnement) constitue un bon exemple d'approche pour ce qui est des NQE établies pour les médicaments et les pesticides utilisés en aquaculture. Les concentrations estimées dans l'environnement ou mesurées de médicaments sont comparées aux NQE pertinentes pour une « zone d'effets admissible » (ZEA), dans le cadre du processus d'autorisation d'utilisation pour chaque médicament actuellement disponible. La ZEA est définie comme étant « la zone (ou le volume) du fond marin ou des eaux réceptrices dans lesquelles la SEPA autorisera un certain dépassement d'une norme de qualité environnementale (NQE) pertinente » (SEPA, 2005 Annexe H). Pour ce qui est des médicaments ajoutés à la nourriture, la SEPA réglemente les exploitations piscicoles en se basant sur deux normes : une norme en champ proche (applicable du bord de la cage jusqu'à une distance de 100 m) et une norme en champ lointain (applicable à partir de 100 m et plus du bord de la cage). Même si nous ne nous limitons pas à des valeurs spatiales strictes (qui seront déterminées en dernier ressort par les organismes de réglementation en s'appuyant sur des données scientifiques appropriées), lorsque nous faisons référence au champ proche et au champ lointain dans le présent document, nous nous référons à des notions similaires à celles de la SEPA. Ces notions d'étendue spatiale ainsi que la question de savoir si les facteurs d'évaluation (FE) sont bien justifiés font l'objet d'un débat au sein du groupe de travail britannique UKTAG en ce qui

concerne le BEM (2020). La pertinence des valeurs de la taille des ZEA devront être examinées plus à fond par les organismes de réglementation.

L'utilisation des NQE, dans le cadre d'un programme de surveillance par étapes, représente une approche rentable fondée sur le risque, dans laquelle le dépassement des NQE (sur la base d'un échantillonnage de substance chimique d'un coût raisonnable) signale des effets biologiques potentiels (qui devront être validés ou « vérifiés sur place » par biosurveillance directe). Les indicateurs biologiques sont en définitive les signes d'une « alerte précoce » d'un dommage potentiel plus important dans la population. Les mesures de gestion (p. ex., l'arrêt ou la modification des conditions d'utilisation des pesticides ou des médicaments) peuvent être fondées sur le dépassement des seuils de NQE établis et sur l'ampleur des effets biologiques déclenchant une alerte précoce, conformément au principe de prudence. Cela souligne le fait que l'application des NQE ne peut être un processus définitif.

Il n'est pas aisé d'évaluer des données sur les résidus chimiques mesurés dans les matrices environnementales sur un site donné par rapport aux NQE correspondantes (Amiard et Amiard-Triquet, 2015b). Ces procédures sont décrites dans le guide de l'Organisation internationale de normalisation sur l'utilisation des données d'échantillonnage pour la prise de décision, basées sur le respect des seuils et des systèmes de classification (ISO, 2008). Lier la conception des NQE à des stratégies d'échantillonnage et à des techniques d'extraction chimique pertinentes est fondamental pour leur utilisation dans un cadre réglementaire comprenant une communication claire des incertitudes liées à la biodisponibilité, aux profils de toxicité et/ou aux limitations techniques. Ces aspects sont également décrits en détail dans divers documents produits par le Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) (Page et al., 2023; Wong et al., 2022).

Comme il est indiqué ci-dessus, les NQE sont calculées pour les principes actifs. Dans le document d'orientation de l'EFSA (2015) sur l'évaluation des risques des produits agricoles pour les organismes aquatiques d'eau douce, il est indiqué qu'il faut évaluer les produits formulés lorsque la toxicité de la préparation ne peut pas être prédite en fonction des données sur le principe actif et que les co-formulants pourraient entraîner une latence des effets, voire un plus grand nombre d'effets. Ces aspects n'ont pas été clairement démontrés pour les composés énumérés dans le présent document. Par conséquent, il subsiste une incertitude quant aux effets environnementaux des préparations.

Nous avons basé notre approche, décrite plus loin, sur le document technique d'orientation européen (TGD, 2018) en examinant sa pertinence pour les situations avec peu de données et l'existence de NQE comparables dans la législation européenne directement applicables aux produits examinés dans le présent document. Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux* ont été prises en compte (CCME, 1995; 2007). Certaines étapes des protocoles de calcul étaient assez similaires à l'approche suggérée, notamment en ce qui concerne les considérations relatives aux données. Dans certains cas, nous avons utilisé des ensembles de données similaires à ceux employés par les spécialistes européens et nous avons mis à jour les tableaux avec des critères d'effet toxicologiques plus récents, le cas échéant. Nous avons utilisé une approche fondée sur le poids de la preuve pour proposer des facteurs d'évaluation dans le cas de certains modes d'action ou de renseignements complémentaires établis pour des composés similaires. L'utilisation de ces renseignements et la manière dont les facteurs sont réduits sont décrites en détail dans les sections concernant chaque composé.

DÉTERMINATION DES NQE POUR LE MILIEU AQUATIQUE

Dans le milieu marin, on peut établir des NQE qui englobent les trois compartiments environnementaux (c.-à-d. eau, sédiments, biote). Cependant, les NQE sont généralement appliquées aux concentrations de substances chimiques dans des milieux naturels particuliers, c.-à-d. l'eau, les sédiments ou le biote (tableau 1 dans Lepper (2005)). Une NQE pour les sédiments peut ne pas être nécessaire si rien n'indique que la substance migre dans les sédiments. De même, des NQE portant sur la concentration d'une substance dans le biote peuvent ne pas être nécessaires si les propriétés physiques et chimiques de la substance ainsi que d'autres renseignements semblent indiquer qu'il est peu probable que cette substance reste dans les tissus des organismes. Il est également possible qu'une NQE ne soit pertinente pour aucune matrice – ni l'eau, ni les sédiments, ni le biote si, d'après les connaissances scientifiques actuelles – rien n'indique qu'une substance donnée soit présente ou constitue un risque pour un compartiment particulier (Lepper, 2005). Les substances très hydrophiles ayant une courte demi-vie ne se prêtent pas à une surveillance environnementale (que ce soit dans l'eau ou les sédiments). Par conséquent, un processus de triage s'avère nécessaire. Afin d'éviter des analyses prolongées des substances chimiques, on peut utiliser une valeur $\log K_{oe}$ de ≥ 3 comme valeur qui déclenche une évaluation des effets sur les sédiments (TGD, 2003; Amiard et Amiard-Triquet, 2015b). La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) reconnaît qu'un $\log K_{oe} \geq 5$ indique un potentiel de persistance et/ou de bioaccumulation (Beek et al., 2000). En outre, les données sur les demi-vies doivent être prises en compte.

Pour évaluer le potentiel d'absorption d'une substance chimique par les organismes aquatiques, on peut utiliser des mesures directes, des modèles ou des facteurs d'accumulation normalisés : le facteur de bioaccumulation (FBA), le facteur de bioconcentration (FBC) ou le K_{oe} . La bioconcentration désigne le processus par lequel une substance chimique est absorbée par un organisme à partir du milieu ambiant uniquement par ses surfaces respiratoire et cutanée, l'exposition chimique dans l'alimentation n'est donc pas prise en compte. La bioaccumulation désigne le processus par lequel une substance chimique est absorbée par un organisme par toutes les voies d'exposition, comme cela se produit dans le milieu naturel, c.-à-d. par les sources alimentaires et le milieu ambiant (Arnot et Gobas, 2006). Cependant, les valeurs publiées dans la littérature sont très incertaines, principalement en raison d'analyses statistiques différentes et de divergences dans les méthodes employées. Une évaluation de la qualité des données a révélé que 45 % des valeurs de FBC sont entachées par au moins une source majeure d'incertitude et que les erreurs de mesure entraînent généralement une sous-estimation des valeurs réelles (Arnot et Gobas, 2006). Une étude de cas menée sur les produits chimiques organiques figurant sur la Liste intérieure des substances (LIS) du Canada a révélé qu'on dispose de données empiriques pour moins de 4 % des substances chimiques devant être évaluées, et de moins de trois valeurs FBC ou FBA de qualité acceptable pour 76 % d'entre elles (Arnot et Gobas, 2006).

Aux fins du présent document, seuls les facteurs utilisés par les organismes de réglementation canadiens responsables de l'évaluation préliminaire et finale des substances toxiques seront pris en compte. Dans le cadre de sa Politique de gestion des substances toxiques (PGST), Environnement et Changement climatique Canada utilise les valeurs suivantes pour définir les substances qui sont persistantes, bioaccumulables, toxiques et qui sont principalement le résultat de l'activité humaine (c.-à-d. les substances de la Voie 1; ces valeurs sont proches de celles utilisées par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, par le Programme des Nations Unies pour l'environnement et par l'Union européenne). Par conséquent, les NQE pour le biote ne doivent être envisagées que pour les substances dont la valeur dépasse les facteurs de partage suivants :

Tableau 1. Facteurs de partage utilisés par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) pour définir les substances qui sont persistantes, bioaccumulables et toxiques, et qui résultent principalement de l'activité humaine (LCPE, 1999).

Paramètres de bioaccumulation	Valeur (log) – LCPE (1999)
K _{oe}	≥ 100 000 (5)
FBC	≥ 5 000 (3,7)
FBA	≥ 5 000 (3,7)

Tableau 2. Objectifs de protection de l'environnement et déclencheurs pour l'établissement des normes environnementales (d'après Lepper, 2005, avec modifications pour refléter l'approche choisie)

Eau (protection de la communauté pélagique)	Sédiments (matières particulaires en suspension) (protection de la communauté benthique)	Concentration de la substance dans le biote (proies; protection des prédateurs contre l'empoisonnement secondaire)
<p>Aucune valeur de déclenchement ne s'applique. Les NQE sont établies pour toutes les substances prioritaires.</p> <p>Pour les substances hydrophobes/adsorbées, les NQE relatives à la concentration dans l'eau sont également rapportées en tant que concentration dans les matières particulaires en suspension (MPS), le cas échéant.</p>	<p>Les NQE sont établies pour toutes les substances ayant un log K_{oe} ≥ 3.</p> <p>Les NQE_{sédiments} renvoient aux matières particulaires en suspension, le cas échéant, et aux sédiments.</p>	<p>Les NQE sont établies pour le biote si :</p> <p>K_{oe} ≥ 100 000 (5)</p> <p>FBC ≥ 5 000 (3,7)</p> <p>FBA ≥ 5 000 (3,7)</p>

On constate également une rareté de données pour la plupart des autres composés examinés dans le présent document. En outre, les FBC déterminés dans des conditions de laboratoire pourraient ne pas avoir la même pertinence environnementale requise. L'établissement des FBA et des FBC doit tenir compte de l'absorption et de la dépuración des produits de chimiothérapie en particulier pour les organismes filtreurs (Brooks et al., 2019), en plus de la persistance dans les organismes non ciblés. Par exemple, dans le cas des produits phytopharmaceutiques (PPP), les spécialistes européens ont conclu qu'actuellement les risques de bioamplification et d'empoisonnement secondaire par les PPP liés aux sédiments ne sont pas suffisamment pris en compte dans le régime actuel d'évaluation des risques. Pour les organismes benthiques, le comité sur les produits phytopharmaceutiques a recommandé de poursuivre le développement d'un tel paradigme d'évaluation des risques en se basant sur les

expériences et les modèles existants de transfert des contaminants dans le réseau trophique (EFSA, 2015).

Certaines des valeurs disponibles à ce jour pour les composés examinés dans le présent document sont inférieures aux seuils cités ci-dessus, sauf le FBC de la lufénuron pour les poissons qui suscitent des inquiétudes. En fait, la lufénuron dépasse potentiellement les K_{oe} , FBC et FBA de déclenchement, de sorte que l'on considère le biote dans l'établissement des NQE. Les NQE pour le biote ne seront pas décrites dans le présent rapport, mais devraient faire partie des prochains examens réalisés par les scientifiques et les organismes de réglementation. De même, il est important de noter que l'établissement des NQE devra être mis avec l'acquisition de nouvelles connaissances scientifiques, de la nécessité réglementaire ou de tout renseignement révisé sur la bioconcentration ou les voies d'accumulation. Il faudra réexaminer le besoin d'axer l'attention sur un seul compartiment ou de l'inclusion des deux (eau et sédiments) pour chaque composé à la lumière de tout nouveau renseignement.

DIFFÉRENTS TYPES DE NQE D'APRÈS LEUR IMPORTANCE EN RÉGLEMENTATION

Les NQE peuvent porter expressément sur un compartiment donné (c.-à-d. l'eau par rapport aux sédiments), et on peut aussi les diviser en deux types principaux pour ce qui est de l'exposition dans l'eau : les normes pour l'exposition de courte durée à une substance chimique, et celles pour l'exposition de longue durée. La NQE pour la concentration moyenne arithmétique annuelle (NQE-MA) assure une protection contre les effets à long terme, et la NQE pour la concentration acceptable maximale (NQE-CAM) assure une protection contre les effets toxiques à court terme. Les notions de toxicité aiguë et à long terme sont examinées plus en détail dans certaines sections ci-dessous sur les considérations relatives aux données et aux facteurs d'évaluation.

La NQE-CAM est une concentration qui ne doit être dépassée en aucun moment. Ensemble, la NQE-MA et la NQE-CAM visent à protéger la structure et la fonction d'un écosystème aquatique contre les effets des substances chimiques. Pour ce qui est de l'établissement des NQE « moyennes annuelles » à long terme (NQE-MA), on utilise des données sur la toxicité à long terme (p. ex., les concentrations sans effet observé, CSEO) de concert avec des données sur la toxicité aiguë ($CL(E)_{50}$). À l'opposé, seules les données sur la toxicité aiguë sont requises pour établir les NQE pour la concentration acceptable maximale (NQE-CAM) (Lepper, 2005). Comme les sédiments et le biote sont des matrices intégrantes, représentatifs de l'exposition sur de longues périodes, il n'est ni approprié ni pertinent sur le plan environnemental de calculer des NQE-CAM pour ces compartiments (Amiard et Amiard-Triquet, 2015a; TGD, 2018). Par exemple, en Écosse, pour réglementer les rejets répétés de courte durée, on peut appliquer les NQE-MA pour assurer une protection contre l'exposition intermittente (ou pulsée) à long terme.

NQE-MA POUR LES ESPÈCES PÉLAGIQUES

Pour l'établissement de ces NQE, on peut utiliser des ensembles de données combinés sur la toxicité pour les espèces marines et d'eau douce (avec une valeur de toxicité par espèce) lorsque les dispositions concernant la mise en commun des données sont respectées. Comme le recommande le document d'orientation n° 27 (TGD, 2018) décrivant en détail l'établissement des NQE dans la législation européenne, on doit comparer les deux ensembles de données à l'aide de tests statistiques avant de les regrouper. Si les deux ensembles de données ne sont pas similaires, ils ne peuvent pas être regroupés, comme nous le décrivons plus en détail dans le document. Dans l'ensemble, les facteurs d'évaluation des risques en milieu marin donnent souvent lieu à des normes de qualité plus strictes que les normes établies pour le milieu d'eau

douce. Cela est souvent dû à la nécessité de tenir compte de l'incertitude supplémentaire due aux particularités de l'écosystème marin, p. ex., une plus grande diversité des espèces ou l'insuffisance de données pour les espèces marines, ainsi que l'utilisation de données sur la toxicité en eau douce comme données de substitution (Lepper, 2015).

Tableau 3. Facteurs d'évaluation à appliquer aux données toxicologiques en milieu aquatique pour établir des NQE pour les communautés pélagiques (TGD, 2018)

Ensemble de données	Facteur d'évaluation
CL(E) ₅₀ à court terme les plus faibles pour des données représentatives d'eau douce ou d'eau de mer pour trois groupes taxonomiques (algues, crustacés et poissons) de trois niveaux trophiques.	10 000
CL(E) ₅₀ à court terme les plus faibles pour des données représentatives d'eau douce ou d'eau de mer pour trois groupes taxonomiques (algues, crustacés et poissons) de trois niveaux trophiques, <u>plus</u> deux groupes taxonomiques marins additionnels (p. ex., échinodermes, mollusques).	1 000
Un résultat à long terme (p. ex., CE ₁₀ ou CSEO) (provenant d'études sur la reproduction des crustacés d'eau douce ou d'eau de mer ou sur la croissance des poissons).	1 000
Deux résultats à long terme (p. ex., CE ₁₀ ou CSEO) d'espèces d'eau douce ou d'eau de mer représentant deux niveaux trophiques (algues et/ou crustacés et/ou poissons).	500
Résultats à long terme les plus faibles (p. ex., CE ₁₀ ou CSEO) pour trois espèces d'eau douce ou d'eau de mer (normalement des algues et/ou des crustacés et/ou des poissons) représentant trois niveaux trophiques.	100
Deux résultats à long terme (p. ex., CE ₁₀ ou CSEO) d'espèces d'eau douce ou d'eau de mer représentant deux niveaux trophiques (algues et/ou crustacés et/ou poissons) <u>plus</u> un résultat à long terme pour un groupe taxonomique additionnel (p. ex., échinodermes, mollusques).	50

Ensemble de données	Facteur d'évaluation
Résultats à long terme les plus faibles (p. ex., CE ₁₀ ou CSEO) pour trois espèces d'eau douce ou d'eau de mer (normalement des algues et/ou des crustacés et/ou des poissons) représentant trois niveaux trophiques + deux résultats à long terme pour des groupes taxonomiques marins additionnels (p. ex., échinodermes, mollusques).	10

Les notes de bas de page concernant les tableaux présentés dans ce document n'ont pas toutes été copiées du document TGD (2018). L'applicabilité des facteurs d'évaluation est décrite pour les substances chimiques particulières.

Le document technique d'orientation (2018) fait référence à un ensemble de données avec une représentation adéquate des niveaux trophiques (conformément au tableau 3 ci-dessus). En ce qui concerne les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) de 2007, des groupes similaires sont ciblés avec un nombre déterminé d'espèces pour chaque catégorie (poissons, invertébrés aquatiques, plantes aquatiques et amphibiens). Le nombre d'espèces détermine si les recommandations de type A, de type B1 ou de type B2 s'appliquent à un ensemble de données particulier. Les recommandations de type A représentent une approche basée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) lorsque les données toxicologiques primaires et secondaires sont suffisantes pour ajuster de manière satisfaisante une courbe DSE. Les recommandations de type B sont élaborées pour les substances pour lesquelles les données (inadéquates ou insuffisantes) ne permettent pas de recourir à une DSE, mais pour lesquelles on dispose d'assez de données sur la toxicité provenant d'un nombre minimal d'études primaires ou secondaires (CCME, 2007). Les différentes méthodes d'établissement des NQE sont examinées plus en détail dans les sections pertinentes du présent document.

Il n'est pas recommandé d'utiliser les données sur la toxicité aiguë pour établir des normes à long terme. Cependant, étant donné que les données sur la toxicité chronique font largement défaut pour de nombreuses substances, on peut établir des NQE-MA en s'appuyant sur des données provenant d'essais de toxicité aiguë à l'aide de facteurs d'évaluation. Les valeurs de ces facteurs d'évaluation dépendront du nombre et de la qualité des données toxicologiques (SCHER, 2010; Amiard et Amiard-Triquet, 2015b). Il existe une certaine souplesse pour ce qui est de faire varier le facteur d'évaluation. Mentionnons notamment l'un ou plusieurs des éléments suivants (TGD, 2018) :

- des preuves obtenues avec des composés structurellement similaires qui peuvent démontrer qu'un facteur plus ou moins élevé peut être approprié;
- la connaissance du mode d'action, car certaines substances, en raison de leur structure, peuvent être connues pour agir de manière non spécifique. On peut également envisager de recourir à un facteur plus faible. De même, un mode d'action spécifique connu peut mener à un facteur plus élevé si on ne dispose pas de données sur les espèces ou groupes les plus sensibles;
- les facteurs d'évaluation peuvent être réduits si on dispose de plusieurs points de données pour le groupe taxonomique le plus sensible (c.-à-d. le groupe présentant une toxicité aiguë plus de 10 fois inférieure à celles des autres groupes).

Dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, la préférence est donnée aux seuils à faible effet CE_x/CL_x lorsqu'ils sont disponibles pour élaborer des recommandations pour l'exposition de longue durée (CCME, 2007). Par ailleurs, le recours à des CE_{10} par rapport aux CSEO comme critères d'effet a été débattu par les auteurs. Iwasaki et al. (2015) se sont demandé si le choix de la CSEO ou d'une concentration produisant un effet pour 10 % de la population (CE_{10}) a une incidence sur les concentrations dangereuses pour cinq produits chimiques (CD_5) estimées à l'aide de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Les estimations des CD_5 basées sur les CE_{10} et les CSEO pour les cinq substances étaient du même ordre de grandeur, et leurs intervalles de confiance à 95 % se chevauchaient considérablement (Iwasaki et al., 2015). Le choix de la CE_x (p. ex., CE_5 , CE_{10} ou CE_{20}) ou de la CSEO n'a pas une grande incidence sur les CD_5 résultantes (Iwasaki et al., 2015).

NQE-CAM POUR LES ESPÈCES PÉLAGIQUES

Dans les recommandations du CCME (2007), les NQE-CAM sont appelées recommandations sur l'exposition de courte durée et elles définissent, pour l'écosystème aquatique, des valeurs de référence (c'est-à-dire des concentrations maximales de substances ou des plages relatives à des paramètres) qui permettent de protéger uniquement une fraction précise des populations contre des effets graves comme la létalité pendant une période d'exposition de courte durée définie. Par définition, ces recommandations ne respectent donc pas les principes directeurs puisqu'elles ne protègent pas en tout temps toutes les composantes de l'écosystème aquatique (CCME, 2007).

En principe, pour estimer une NQE-CAM pour l'eau de mer, on peut appliquer la même approche que celle qui est décrite pour les NQE pour les communautés pélagiques. Cependant, au lieu d'utiliser les CSEO à long terme, on utilisera comme données d'entrée les $C(E)L_{50}$. Des ensembles de données sur la toxicité aiguë combinés pour les espèces marines et d'eau douce peuvent être utilisés si les analyses montrent que les données peuvent être regroupées (TGD, 2018). Règle générale, il est peu probable que les données de surveillance sur le terrain jouent un rôle utile dans l'estimation d'une NQE-CAM, car elles décrivent généralement des changements biologiques résultant d'une exposition de longue durée, et sont donc plus pertinentes pour l'établissement des seuils NQE à long terme.

Pour ce qui est de l'exposition de courte durée, les données sur la toxicité aiguë sont pertinentes et les facteurs d'évaluation à utiliser sont indiqués dans le tableau 4. Lorsqu'il existe au moins trois essais de courte durée faisant appel à des espèces de trois niveaux trophiques (ensemble de base), un facteur d'évaluation de 100 appliqué à la $C(E)L_{50}$ la plus faible est normalement utilisée pour calculer les NQE-CAM. Dans certaines circonstances, un facteur d'évaluation inférieur à 100 peut être justifié :

- Pour les substances qui n'ont pas de mode d'action spécifique (p. ex., qui agissent uniquement par narcose), si les données existantes montrent que les variations interspécifiques sont faibles (l'écart-type des valeurs $C(E)L_{50}$ en échelle logarithmique est $< 0,5$), un facteur d'évaluation < 100 peut être approprié.
- Pour les substances ayant un mode d'action spécifique, on peut utiliser avec confiance les taxons les plus sensibles. Lorsque des représentants des taxons les plus sensibles sont présents dans l'ensemble de données sur la toxicité aiguë, l'utilisation d'un facteur d'incertitude < 100 peut de nouveau être justifiée (TGD, 2018). Il est alors nécessaire de s'appuyer sur un jugement de spécialiste et de justifier la décision concernant le facteur d'évaluation choisi (Lepper, 2005).

Tableau 4. Facteurs d'évaluation pour établir une norme de qualité pour la concentration acceptable maximale pour l'eau de mer (TGD, 2018).

Données toxicologiques	Renseignements additionnels	Facteur d'évaluation
Ensemble de base non complet	-	-
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues)	-	1 000
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues)	Les données sur la toxicité aiguë pour différentes espèces n'ont pas un écart-type élevé supérieur à un facteur de 3 dans les deux directions OU modèle d'action toxique connu et espèces représentatives du groupe taxonomique le plus sensible inclus dans l'ensemble de données	100
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues) + une C(E) _{L50} à court terme pour un groupe taxonomique marin spécifique additionnel	-	500
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues) + une C(E) _{L50} à court terme pour un groupe taxonomique marin spécifique additionnel	Les données sur la toxicité aiguë pour différentes espèces n'ont pas un écart-type élevé supérieur à un facteur de 3 dans les deux directions OU modèle d'action toxique connu et espèces représentatives du groupe taxonomique le plus sensible inclus dans l'ensemble de données	50

Données toxicologiques	Renseignements additionnels	Facteur d'évaluation
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues) + deux C(E) _{L50} ou plus à court terme pour des groupes taxonomiques marins spécifiques additionnels	-	100
Au moins une C(E) _{L50} à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues) + deux C(E) _{L50} ou plus à court terme pour des groupes taxonomiques marins spécifiques additionnels	Les données sur la toxicité aiguë pour différentes espèces n'ont pas un écart-type élevé supérieur à un facteur de 3 dans les deux directions OU modèle d'action toxique connu et espèces représentatives du groupe taxonomique le plus sensible inclus dans l'ensemble de données	10

Les notes de bas de page concernant les tableaux présentés dans ce document n'ont pas toutes été copiées du document TGD (2018). L'applicabilité des facteurs d'évaluation est décrite pour les substances chimiques particulières.

NQE POUR LES MILIEUX BENTHIQUES

Les résultats des essais pour les organismes vivant dans l'eau peuvent être utilisés pour établir des NQE pour les sédiments, si on ne dispose d'aucun essai pour les organismes vivant dans les sédiments. Les organismes vivant dans les sédiments (aussi appelés organismes benthiques) sont définis dans la présente comme étant des organismes qui, pendant une partie importante de leur cycle de vie, vivent sur les sédiments (épibenthos) ou dans les sédiments (endobenthos) (EFSA, 2015). Les NQE juridiquement contraignantes pour les sédiments doivent toutefois, de préférence, être basées sur les résultats d'essais de toxicité avec des organismes benthiques (Lepper, 2005). Idéalement, les résultats des essais de toxicité à long terme sur les organismes benthiques sont à privilégier pour établir les normes relatives aux sédiments en raison de l'exposition généralement à long terme de ces organismes aux substances liées aux sédiments (TGD, 2018). Si nous disposons seulement de résultats d'essais de courte durée avec des organismes benthiques, nous appliquerons alors les facteurs d'évaluation appropriés à la valeur fiable la plus faible (EFSA, 2015; TGD, 2018).

La plupart des données toxicologiques sur les sédiments obtenues en laboratoire sont basées sur l'utilisation de sédiments enrichis : des sédiments propres ont été délibérément contaminés en laboratoire et des organismes test ont été introduits dans ces sédiments enrichis (TGD, 2018). On doit utiliser les lignes directrices portant expressément sur les essais de toxicité des sédiments, dont sur les essais classiques, pour établir leur fiabilité et leur pertinence. Il faut garder à l'esprit que les expériences en laboratoire pourraient aboutir à une disponibilité élevée

des substances chimiques, car les sédiments enrichis sont rarement vieillis. Ce résultat s'oppose aux données de terrain ou obtenues en mésocosme, pour lesquelles l'exposition aux substances chimiques est souvent près d'une valeur à l'équilibre. Pour ces raisons, on peut s'attendre à un biais dans les données de laboratoire qui indique une toxicité plus élevée (et ce qui donne donc lieu à des normes plus strictes) (TGD, 2018). En outre, on ne dispose pas de renseignements sur l'effet du vieillissement pour la plupart des médicaments décrits dans le présent document. Il s'agit d'une lacune importante dans les connaissances permettant de prévoir la toxicité en utilisant des études en mésocosme uniques pour établir les NQE.

Les NQE pour les sédiments ont une composante spatiale associée. Dans le cadre des évaluations réalisées en Écosse, les NQE pour les sédiments « en champ proche » ou « en bordure des cages » sont souvent des valeurs de déclenchement réglementaires, qui sont destinées à garantir que la fonction des sédiments est maintenue et que les NQE réglementaires sont respectées à la limite de la zone de rejet autorisée. Elles sont établies à partir des NQE réglementaires. Les recommandations pour la qualité des sédiments sont des concentrations numériques fixées dans le but de protéger toutes les formes de vie aquatique et tous les aspects de leur cycle de vie aquatique pendant une période indéfinie des substances associées aux sédiments du lit (CCME, 1995). Par conséquent, il n'y a pas de NQE à court terme ou à long terme pour les sédiments, comme c'est le cas pour le compartiment eau.

Tableau 5. Facteurs d'évaluation pour l'établissement des NQE pour les sédiments (eau de mer) basées sur les critères d'effet les plus faibles obtenus lors d'essais de longue durée (essais avec sédiments enrichis) (TGD, 2018)

Résultats d'essais disponibles	Facteur d'évaluation
Un essai de toxicité aiguë en eau douce ou en eau de mer (C(E)L ₅₀)	10 000
Deux essais de toxicité aiguë, dont au moins un essai en milieu marin avec un organisme d'un taxon sensible (C(E)L ₅₀ la plus faible)	1 000
Un essai de longue durée sur des sédiments d'eau douce	1 000
Deux essais de longue durée sur des sédiments d'eau douce avec des espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes	500
Un essai de longue durée en eau douce et un essai avec des sédiments d'eau de mer représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes	100
Trois essais de longue durée avec des sédiments et des espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes	50
Trois essais de longue durée avec des sédiments et des espèces représentant des	10

Résultats d'essais disponibles	Facteur d'évaluation
conditions de vie et d'alimentation différentes, dont au moins deux essais avec des espèces marines	

Les notes de bas de page concernant les tableaux présentés dans ce document n'ont pas toutes été copiées du document TGD (2018). L'applicabilité des facteurs d'évaluation est décrite pour les différentes substances chimiques.

Comme il pourrait y avoir d'autres combinaisons de données (Van Vlaardingen et Verbruggen, 2007), les recommandations additionnelles suivantes sont proposées :

- Lorsque deux essais de longue durée avec des espèces marines représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes sont accessibles, mais il n'y a pas d'essais en eau douce, un facteur d'évaluation de 100 est appliqué.
- Un facteur d'évaluation de 1 000 ne peut être appliqué à un essai de toxicité aiguë que si la plus faible valeur disponible a été obtenue avec une espèce marine.
- Un facteur d'évaluation de 500 est appliqué si on ne dispose que d'un essai de longue durée en milieu marin, mais pas d'essai en eau douce.

Conformément aux recommandations canadiennes, le protocole officiel du CCME élaboré pour obtenir des recommandations sur la qualité des sédiments (RQS) numériques s'applique à la protection de la vie aquatique d'eau douce aussi bien que marine (y compris estuarienne) liée aux sédiments du lit (CCME, 1995). Lors de l'élaboration des RQS afin de protéger la vie aquatique, toutes les composantes de l'écosystème aquatique (p. ex., les bactéries, les algues, les macrophytes, les invertébrés et les poissons) sont prises en compte, si des données sont disponibles. Toutefois, l'évaluation des données disponibles doit privilégier les espèces pertinentes sur le plan écologique. Sauf indication contraire, les RQS renvoient à la concentration totale de la substance dans la couche superficielle de sédiments (c.-à-d. les premiers centimètres de la couche supérieure) en poids sec (CCME, 1995). Le processus d'élaboration des RQS canadiennes suit le cadre général qui a été établi pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau. L'ensemble de données sur les effets de la substance chimique à l'étude doit contenir au moins vingt (20) entrées dans le tableau de calcul des recommandations préparé à partir de la Base de données sur les effets biologiques pour les sédiments (BEDS). L'ensemble de données dénotant l'absence d'effet pour la substance chimique examinée doit contenir au moins vingt (20) entrées dans le tableau de calcul des recommandations préparé à l'aide de la base de données BEDS. Pour les substances chimiques répertoriées dans le présent document, le nombre d'études varie entre 5 et 40 (avec un nombre important de répétitions en termes d'espèces (c.-à-d. essais sur la même espèce : avec des temps et/ou des critères d'effet différents).

Compte tenu des lacunes de données sur la biodisponibilité, le vieillissement des sédiments, l'absence d'études en mésocosme ou sur le terrain, et si les décideurs estiment que des évaluations officielles de la conformité à l'aide d'une NQE pour les sédiments sont nécessaires, il est recommandé d'utiliser un cadre d'évaluation à plusieurs étapes (TGD, 2018). Dans ce cadre, l'analyse des substances chimiques à l'étape 1 fournit une évaluation « apparente » de la conformité. À cette fin, on pourrait utiliser une NQE pour les milieux benthiques basée sur des données simulant les pires conditions, le dépassement de la NQE déclenchant une évaluation plus détaillée (c.-à-d. à l'étape 2) qui tient compte de la biodisponibilité ou utilise les données biologiques pour déterminer si la communauté benthique est réellement altérée ou non (TGD, 2018). Une simple évaluation de type « réussite/échec » ne convient pas toujours,

d'autant plus que les incertitudes résiduelles dans les normes concernant les sédiments peuvent être élevées. Il est recommandé d'utiliser les normes relatives aux sédiments comme l'un des nombreux éléments de preuve (TGD, 2018).

APPROCHES POUR LE CALCUL DES NQE

Il existe essentiellement deux approches différentes pour établir les NQE, mais elles se ressemblent sur quelques points importants : l'application de facteurs de sécurité tout en tenant compte de l'incertitude scientifique, et la dépendance à l'égard de la qualité et de la quantité des données toxicologiques disponibles. Pour déterminer le facteur de sécurité approprié, il faut recourir au jugement de spécialiste afin de rejeter les données toxicologiques non fiables et de déterminer si des données sont disponibles pour les espèces les plus sensibles (Zabel et Cole, 1999). Deux approches principales ont été utilisées dans le monde pour déterminer les NQE, à savoir la méthode déterministe et la méthode probabiliste (c.-à-d. les méthodes d'extrapolation statistique) (TGD, 2018).

DÉTERMINATION DES NQE PAR EXTRAPOLATION STATISTIQUE

L'extrapolation statistique est une méthode permettant de déterminer une NQE. Une telle méthode consiste à utiliser une courbe de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) dans laquelle toutes les données toxicologiques fiables sont classées et à l'égard de laquelle un modèle est ajusté (Wagner et Lokke, 1995; Lepper, 2005; TGD, 2018). Pour effectuer l'analyse statistique nécessaire au calcul de la DSE, il faut disposer d'un minimum de 10 critères d'effet écotoxicologiques similaires (c.-à-d. des valeurs CE₅₀ ou CSENO) pour un minimum de huit groupes taxonomiques. On peut alors utiliser les méthodes d'extrapolation statistique si toutes les exigences relatives aux données sont satisfaites. On peut s'écarter de ces recommandations, au cas par cas, en tenant compte des critères d'effet dénotant la plus grande sensibilité, des espèces sensibles, des modes d'action toxique ou de données sur la structure-activité (Lepper, 2005). Idéalement, on devrait disposer de données toxicologiques pour au moins huit espèces du groupe taxonomique potentiellement sensible (très probablement des arthropodes pour les insecticides; des macrophytes enracinés pour les herbicides). Dans le cas des substances pour lesquelles un groupe taxonomique potentiellement sensible particulier ne peut être déterminé sur la base des données toxicologiques disponibles pour les organismes pélagiques, on peut sélectionner un minimum de huit données toxicologiques pour au moins cinq groupes taxonomiques/alimentaires différents (EFSA, 2015). Il a également été proposé que l'ensemble des données soit statistiquement et écologiquement représentatif de la communauté (Forbes et Calow, 2002). Cela implique une connaissance importante de l'environnement (pélagique et benthique). Il est nécessaire (et difficile) de connaître précisément le nombre total de taxons dans une communauté, y compris les espèces essentielles qui, si elles étaient éliminées, entraîneraient des changements majeurs dans la structure ou la fonction de la communauté (Wang et al., 2015).

Dans la même veine que l'approche européenne (TGD, 2018) décrite ci-dessus, le document du CCME (2007) exige un total d'au moins 10 espèces, de préférence 15, pour l'application d'une DSE dans les recommandations marines de type A et de type B1, comme suit :

- au moins trois espèces de poissons marins dont au moins une est une espèce d'eau tempérée;
- au moins deux études sur deux ou plusieurs espèces marines de classes différentes, dont au moins une est une espèce d'eau tempérée;

-
- au moins une étude sur une plante vasculaire marine ou une espèce d'algue marine d'eau tempérée.

Le modèle de DSE choisi doit décrire les données de manière suffisante et adéquate et réussir le test d'ajustement approprié (CCME, 2007). En raison des exigences minimales concernant les données toxicologiques, ainsi que l'inclusion d'études primaires et secondaires, il est prévu qu'on disposera en général d'au moins 15 observations (pour différentes espèces), avec des valeurs médianes pour des observations comparables (CCME, 2007). Toutefois, l'évaluation des données existantes devrait être centrée principalement sur les espèces écologiquement pertinentes (CCME, 1995). En outre, de véritables études de toxicité chronique couvrant les étapes sensibles du cycle de vie sont nécessaires (CCME, 2007). Lorsqu'on dispose d'ensembles de données d'envergure suffisante, le risque d'erreurs s'en trouve réduit, et l'incertitude concernant la protection attendue ou la prévision des effets diminue elle aussi. Lorsque les ensembles de données sont petits, l'incertitude est plus grande et il est alors plus approprié et plus prudent de recourir à une approche déterministe (décrite ci-dessous) (Belanger et al., 2017). L'intérêt pour l'utilisation de données de terrain basées sur l'abondance de la population et la biomasse en remplacement des estimations de toxicité en laboratoire est un facteur déterminant dans l'utilisation de la DSE (Leung et al., 2005). Dans l'ensemble, les recommandations concernant la mise en œuvre des méthodes avec une DSE selon l'approche européenne (TGD, 2018; EFSA, 2015) et l'approche canadienne (CCME, 2007) sont de nature similaire, avec quelques différences dans le nombre de taxons ou d'espèces.

DÉTERMINATION DES NQE SELON UNE APPROCHE DÉTERMINISTE

L'approche déterministe consiste à utiliser les données toxicologiques les plus faibles et crédibles et à appliquer un facteur d'évaluation (qui peut être aussi faible que 1 ou aussi élevé que 10 000) pour calculer par extrapolation une NQE, le facteur d'évaluation tenant compte alors des incertitudes relatives aux données disponibles (TGD, 2018). L'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux de « type A » ou « type B » selon le CCME en est un exemple dans le contexte canadien. L'ampleur des facteurs d'incertitude dépendra en définitive du nombre de données écotoxicologiques disponibles (Van de Meent et al., 1990).

Le document technique d'orientation européen (TGD, 2018) utilise les facteurs d'évaluation de manière semblable au CCME, avec quelques différences quant au facteur d'évaluation pour les petits ensembles de données, qui est prudent, afin de permettre la détection rapide des effets potentiels. Le document technique d'orientation (2018) présente un degré élevé de prescription ou de spécificité, ce qui nous permet d'établir des NQE pour l'eau et les sédiments lorsque les données peu nombreuses sont traitées de manière très détaillée. Il est connu que les NQE et les recommandations du CCME sont également soumises aux mêmes incertitudes (extrapolation du laboratoire au terrain, qualité des données, évaluation d'une seule substance chimique par rapport aux effets synergiques, additifs et/ou antagonistes des mélanges de substances chimiques dans l'environnement). Lorsqu'une NQE est établie à partir d'un ensemble de données restreint ou incomplet pour ce qui est de la représentation de la communauté, les incertitudes résiduelles peuvent être importantes. Idéalement, l'ensemble minimal devrait comprendre des données provenant de trois niveaux trophiques, à savoir une algue (ou une plante aquatique), un invertébré et un poisson (Oudin et Maupas, 1999). Des ensembles incomplets peuvent parfois être acceptés, selon le jugement de spécialiste, mais dans ce cas, les seuils établis peuvent être considérés comme provisoires (Babut et al., 2001). Il existe une différence considérable dans la robustesse et la fiabilité des NQE établies à partir de petits ensembles de données par rapport à celles extrapolées avec des ensembles complets. En raison de cette limitation, le recours à un facteur d'évaluation approprié est fondamental. L'utilisation d'un facteur d'évaluation avec une connaissance restreinte des

limitations concernant les risques environnementaux a une double conséquence : 1) la possibilité accrue de surestimer l'effet écologique; 2) l'utilisation peut être insuffisante pour réduire la probabilité d'effets nocifs sur l'environnement, ce qui augmente donc la possibilité de sous-estimer l'effet écologique (Sijm et al., 2001). Si on dispose de valeurs fiables pour les concentrations sans effet provenant d'études sur le terrain, il pourrait être alors nécessaire d'appliquer uniquement un très faible facteur d'évaluation (1-5) pour tenir compte des différences entre les écosystèmes (Zabel et Cole, 1999). Cependant, certains auteurs critiquent ce critère d'effet comme étant une interprétation fondamentalement invalide de la vérification des hypothèses (Crane et Newman, 2000). En fait, l'effet à la CSEO peut encore être présent chez 10 % à 34 % de la population à l'étude, car le fait qu'il n'y a « aucun effet statistiquement significatif » ne signifie pas qu'il n'y a pas d'effet (Crane et Newman, 2000; Jager et al., 2006). L'utilisation d'approches plus souples pour élaborer des NQE pourrait être balisée par la distribution statistique de plusieurs CSEO, et cette façon de faire a été recommandée en Europe pour les futures versions de SEQ-Eau (France) (Babut et al., 2003).

Certaines définitions, présentées dans le tableau 6, ont été reproduites de la SEPA (2013) à des fins de clarification. En outre, mentionnons, pour mettre les choses en contexte, que les recommandations du CCME pour la qualité de l'eau pour les types B1 et B2 sont les suivantes :

- Type B1 : Pour ce qui est des recommandations sur l'exposition de longue durée (équivalentes aux NQE-MA décrites ci-dessus) et pour l'exposition de courte durée (équivalentes aux NQE-CAM), le critère d'effet toxicologique approprié acceptable le plus faible, d'après l'étude critique, est divisé par un facteur de sécurité de 10 pour donner les valeurs recommandées respectives.
- Type B2 : Le critère d'effet acceptable le plus faible (c.-à-d. les critères d'effet les plus faibles à privilégier dénotant la plus grande sensibilité) d'après une étude d'exposition de longue durée sera la valeur cruciale utilisée dans l'établissement des recommandations de type B2 pour l'exposition de longue durée. La concentration associée au critère d'effet, d'après cette étude critique, est divisée par un facteur de sécurité de 10, sauf si le jugement scientifique de spécialiste indique que cette recommandation n'assure pas une protection suffisante, et on utilise alors un facteur de sécurité de 20 si la substance n'est pas persistante (c.-à-d. t_{1/2} dans l'eau < 8 semaines). Si la substance est jugée persistante, la concentration associée au critère d'effet est alors divisée par un facteur de sécurité de 100. Pour une recommandation de type B2 pour l'exposition de courte durée, le critère d'effet le plus faible est divisé par un facteur de sécurité de 10.

Tableau 6. Quelques définitions (reproduites de SEPA, 2013)

Terme	Définition
Toxicité aiguë	Toxicité résultant de l'exposition d'un organisme pendant une période courte par rapport à la durée de vie de l'organisme. Cette durée d'exposition est de l'ordre de quelques minutes pour les bactéries et peut généralement atteindre quatre jours pour les poissons. La durée d'un essai de toxicité aiguë est généralement de quatre jours ou moins et la mortalité est l'effet (la réponse) le plus souvent mesuré.

Terme	Définition
Toxicité chronique	Toxicité résultant de l'exposition d'un organisme pendant une période qui représente une proportion importante de sa durée de vie, par exemple 10 % ou plus. Un essai de toxicité chronique permet d'étudier les effets d'une exposition continue à long terme à une substance chimique ou à une autre substance potentiellement toxique.
Concentration sans effet observé (CSEO)	Concentration la plus élevée d'une substance dans un essai de toxicité qui n'a pas d'effet négatif statistiquement significatif sur la population exposée des organismes d'essai, par rapport aux témoins.
Concentration estimée sans effet (CESE)	Concentration dans l'environnement d'une substance ou d'un produit chimique sous laquelle la prépondérance des probabilités est telle qu'un événement inacceptable ne se produira pas.

Dans le présent document, nous utilisons l'approche déterministe décrite dans le document technique d'orientation (2018), et nous présentons plus de détails dans les sections suivantes. Une certaine souplesse dans l'application des critères décrits ci-dessous sera exercée en fonction de la substance chimique. Par exemple, le nombre et le type d'espèces supplémentaires qui doivent être évaluées dépendent de ce que l'on connaît du mode d'action ou de la sélectivité du pesticide (EFSA, 2005).

CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX DONNÉES

Les ensembles de données à utiliser pour la détermination des NQE doivent être fiables et pertinents (Lepper, 2005). Dans le document technique d'orientation européen (TGD, 2003), les deux termes sont définis comme suit. La fiabilité signifie que la qualité inhérente de la méthode utilisée pour réaliser l'essai est élevée et que tous les détails pertinents pour juger de la performance et des résultats de l'essai sont décrits. La pertinence désigne la mesure dans laquelle un essai est adéquat pour comprendre une question particulière que l'on traite, par exemple, dans l'évaluation des effets. Seules des données fiables et pertinentes doivent être considérées comme valables lors de l'établissement de normes de qualité. Les évaluations de la fiabilité et de la pertinence des études d'(éco)toxicité sont soumises au jugement de spécialiste. Voici quelques points concernant les considérations relatives aux données :

- Toutes les données n'exercent pas la même influence sur l'établissement des NQE. Les données essentielles sont les données d'écotoxicité (généralement les CSEO/CE₁₀ ou les CL/CE₅₀) pour les espèces sensibles et les critères d'effet qui servent de base à l'extrapolation et, par conséquent, déterminent (ou influencent fortement) la valeur de la NQE. Les données complémentaires sont des données qui ne sont pas considérées comme des données essentielles. Elles comprennent les données qui ne figurent pas parmi les critères d'effet et les espèces les plus sensibles, les études qui ont estimé une statistique sommaire non standard, p. ex., une CME0 est déclarée mais sans CSEO, les expériences

sur le terrain ou en mésocosme qui sont difficiles à interpréter, ou lorsqu'une étude pourrait être valable, mais n'est pas entièrement communiquée. Les données justificatives ne sont pas utilisées directement, mais peuvent contribuer à l'élaboration de la norme, par exemple, en relevant les taxons sensibles, en déterminant si les ensembles de données en eau douce et en eau salée peuvent être combinés pour l'élaboration de la norme, en calculant la moyenne ou en regroupant les données afin de déterminer les données essentielles, et en sélectionnant un facteur d'évaluation approprié (TGD, 2018).

- Comme nous l'avons déjà indiqué, il est préférable, pour établir les NQE « d'après une moyenne annuelle » à long terme (NQE-MA), d'utiliser les données toxicologiques chroniques (p. ex., les CSEO). Les NQE-MA à long terme ne doivent pas être établies exclusivement à partir de la base de données sur la toxicité aiguë. Toutefois, les données de toxicité aiguë (C(E)L₅₀) peuvent servir à vérifier la plausibilité des données à long terme et de la norme de qualité établie d'après ces données à long terme.
- Les organismes d'eau douce peuvent être utilisés comme espèces de substitution lors de la détermination d'une NQE pour le milieu marin, à la condition qu'il existe suffisamment de données qui semblent indiquer que la sensibilité de l'espèce d'eau douce à la substance en question est représentative de la sensibilité prévue de l'espèce marine. Dans les cas où il n'existe pas de données convaincantes indiquant que la sensibilité de l'espèce marine est égale ou inférieure à celle de l'espèce d'eau douce, on peut utiliser un facteur de sécurité/incertitude (facteur d'évaluation) plus élevé.
- Les résultats des essais pour les organismes vivant dans l'eau peuvent être utilisés pour établir des NQE pour les sédiments, si on ne dispose d'aucun essai pour les organismes vivant dans les sédiments. Toutefois, on fondera de préférence les NQE juridiquement contraignantes pour les sédiments sur les résultats d'essais de toxicité réalisés avec des organismes benthiques (Lepper, 2005).
- Lorsque les données valides montrent une forte variation qui est explicable, un regroupement des données peut être envisagé, p. ex., par plages de pH. Si l'on s'attend à ce qu'une des conditions de l'essai (dureté de l'eau d'essai, stade de vie de l'animal de l'essai, etc.) provoque la variation des valeurs de toxicité, on ne devrait pas calculer la moyenne des données par espèce (Lepper, 2005; TGD, 2018).
- Les données utilisées pour établir les NQE doivent être sélectionnées en fonction de la pertinence des conditions d'essai (pH, dureté, etc.) sur le terrain lorsque cela est possible (Lepper, 2005; TGD, 2018).
- Si plusieurs valeurs de toxicité ou moyennes géométriques pour différents critères d'effet sont disponibles pour une espèce, on choisira le critère d'effet dénotant la plus grande sensibilité. Lorsqu'elles sont disponibles, les CSEO peuvent répondre à ce critère.
- Il est possible d'utiliser des données de toxicité provenant d'un essai dans lequel la plage des concentrations supérieures à l'étude est insuffisante (c'est-à-dire où les résultats sont exprimés sous la forme : « la concentration toxique est plus élevée que x ») puisqu'elle n'entraînera pas l'élaboration d'une recommandation qui assure une protection insuffisante. Les données de ce type peuvent servir à étayer les résultats d'autres études et à satisfaire aux exigences minimales relatives aux données pour l'élaboration des recommandations (CCME, 2007).

ÉTAPES UTILISÉES POUR L'ESTIMATION DÉTERMINISTE DES NQE

Pour ce qui est de la première étape du diagramme ci-dessous, il est important de connaître le produit chimique en question, en particulier les caractéristiques suivantes (tel qu'énumérées dans Lepper (2005) et TGD (2018)) :

- Propriétés physiques et chimiques (y compris le mode d'action) afin de prédire les principales voies de devenir et de comportement dans l'environnement qui peuvent influencer sur les concentrations éventuelles présentes dans l'eau, les sédiments ou le biote;
- Analyse (p. ex., limite de détection de la méthode pour déterminer si les méthodes sont adéquates pour la surveillance des NQE);
- Comportement dans l'environnement, c.-à-d. point d'entrée dans l'environnement, méthode d'application;
- Devenir dans l'environnement (p. ex., sous quelle forme la substance existe-t-elle dans l'environnement – complexée ou dissoute, y compris sa persistance dans l'environnement et son puits principal);
- Concentrations dans l'environnement (p. ex., pour déterminer l'étendue de la contamination) et bioaccumulation potentielle.

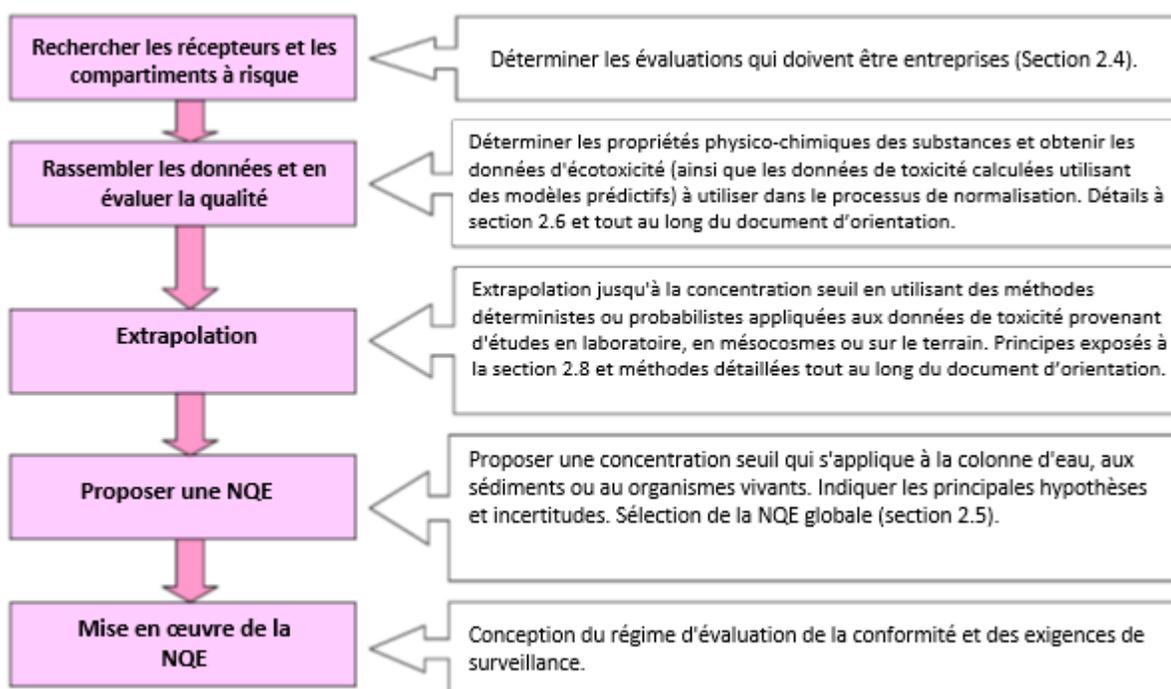


Figure 1. Étapes de détermination des normes de qualité environnementale (reproduit de TGD, 2011).

L'approche utilisée dans ce document porte sur les composés d'origine uniquement. Dans la plupart des cas, les composés d'origine sont souvent les plus toxiques (c.-à-d. ils ont une action thérapeutique). Dans les cas où un produit de transformation est potentiellement plus toxique, sa concentration est probablement plus faible que celle du composé d'origine. Il est important de relever les lacunes dans les connaissances liées à cet aspect et de réexaminer l'élaboration des NQE et les étapes supplémentaires si de nouveaux renseignements sont disponibles.

Pour mettre en œuvre cette approche, nous avons recours à la méthode suivante comportant plusieurs étapes :

- **Sélection des compartiments appropriés pour cibler la NQE à déterminer** (eau/sédiments). Cette étape de triage est basée sur le K_{oe} des composés, décrit dans les sections précédentes du document.
- **Sélection et compilation de toutes les données disponibles, tant pour l'eau douce que pour l'eau de mer, pour chaque produit chimique.**

Contrôle de la qualité des données : Lors de la préparation de ce document, nous avons procédé à une assurance-qualité basée sur l'accès aux études/examens par les pairs et la compilation des données en accord avec d'autres instances internationales (SEPA et EPA des États-Unis). Les outils d'évaluation CRED de Moermond et al. (2016), qui sont plus récents, ont été utilisés pour certaines nouvelles données essentielles, mais il pourrait être nécessaire de les valider plus à fond en collaborant avec un plus grand nombre de spécialistes dans l'évaluation. Nous avons concentré notre choix sur les publications primaires et les études acceptées par d'autres organismes de réglementation. L'utilisabilité (c.-à-d. le statut de fiabilité), déterminée par d'autres organismes de réglementation, y compris les évaluations effectuées par l'ARLA, a été prise en compte et toute étude rejetée par la SEPA ou l'EPA n'a pas été prise en compte. Les recommandations du CCME sur l'eau stipulent ce qui suit : « Les données de toxicité publiées sont d'une qualité très variable, et leur évaluation ne devrait pas se faire selon un modèle rigide, mais plutôt intégrer le jugement scientifique et permettre une étude au cas par cas ».

Compilation des données : Dans le cadre de cet exercice de compilation des données, nous avons consulté des références primaires, des rapports techniques, des rapports compilés par des organismes de réglementation, des documents réglementaires concernant l'établissement de seuils (Union européenne, FAO, CCME, ARLA), ainsi que des données d'application de sociétés privées lorsqu'elles étaient disponibles à des fins de consultation. Nous avons bénéficié de l'aide de nos collègues de l'ARLA et de la SEPA pour accéder à certains documents confidentiels. Afin de garder une trace vérifiable des décisions prises lors de l'examen des données, les auteurs ont tenu un registre de toutes les études écotoxicologiques consultées lors de la préparation du présent document, et ont pris des notes sur la fiabilité des études, qu'elles aient été incluses ou non dans le processus de déduction des NQE. Lors de la collecte de ces données, les critères d'effet toxicologiques n'ont été ni normalisés ni modifiés pour tenir compte de l'effet de tout facteur influant sur l'exposition et la toxicité (FIET), tel que la dureté/alcalinité, la matière organique, l'oxygène, le pH et la salinité, comme le recommande le CCME (2007), en raison du manque de données sur l'influence de ces facteurs. Les tableaux présentés en annexe contiennent la plupart des données pertinentes, y compris les données jugées non fiables, ainsi que les points de données utilisés directement pour établir les NQE, y compris leur cote de fiabilité. Nous avons conservé les valeurs (même si elles sont élevées) dans les tableaux afin de signaler aux lecteurs les différences de sensibilité des différents taxons aux substances chimiques. Dans certains cas, nous avons évité des répétitions inutiles lorsque les critères d'effet établis pour un organisme particulier étaient similaires et nous les avons donc pris en compte par étude individuelle. Cependant, comme nous l'expliquons dans les sections suivantes, les tableaux présentés en annexe contiennent plus d'une valeur par espèce.

- **Séparation des données de toxicité chronique et de toxicité aiguë pour obtenir deux types de NQE (NQE-MA et NQE-CAM).** Dans la plupart des recommandations, des indications sont données au sujet des études individuelles, à savoir si elles doivent être considérées comme des études de toxicité chronique ou des études de toxicité aiguë.

Toutefois, il faut souvent se baser sur un jugement de spécialiste. Le caractère chronique ou aigu de la toxicité dépendra de plusieurs facteurs : 1) l'espèce considérée, 2) le stade de vie, 3) la persistance de la substance, 4) le critère d'effet final étudié et le critère déclaré, ainsi que la durée de l'étude. Pour les espèces les plus courantes, les études de toxicité sur les poissons sont considérées comme des études de toxicité aiguë si la mortalité est déterminée après 96 heures (essai aigu standard) ou après 10 à 14 jours (essai prolongé de toxicité aiguë). Les essais de toxicité chronique les plus couramment acceptés pour les poissons sont les essais sur les premiers stades de vie (PSV), dans lesquels les œufs ou les larves sont exposés et les effets sur l'éclosion, la malformation et la croissance sont pris en compte (TGD, 2018). Dans le cas des daphnies, la durée d'exposition standard pour la toxicité aiguë est de 48 heures, mais en ce qui concerne la toxicité chronique, il existe une différence d'un facteur de trois entre les essais avec *Daphnia magna* (21 jours) et *Ceriodaphnia dubia* (7 jours), cette dernière ayant un temps de reproduction beaucoup plus court. Pour les algues, la durée d'exposition standard est de 72 heures (TGD, 2018). En réalité, les « vraies » études de toxicité chronique devraient couvrir tous les stades de vie sensibles. Cela est particulièrement pertinent lorsqu'on détermine des valeurs d'entrée pour les normes de qualité basées sur la moyenne annuelle, pour lesquelles on devrait utiliser toutes les CSEO fiables provenant d'études de toxicité chronique/à long terme, couvrant de préférence le cycle de vie complet ou consistant en études multigénérationnelles (Lepper, 2005). Cependant, c'est rarement le cas. L'absence de « vraies » données sur la toxicité chronique (selon la définition ci-dessus dans le tableau 6) est un problème commun à de nombreuses substances chimiques et au processus de détermination des NQE. Aux fins du présent document, sauf indication contraire, la toxicité aiguë et la toxicité chronique ont été séparées en fonction de la durée d'exposition, conformément aux cycles de vie connus des espèces et aux recommandations et orientations (CCME, 2007; TGD, 2018). Pour la plupart des essais de toxicité chronique dans les tableaux de toxicité, la durée des essais est de 21 jours et plus, et elle est décrite pour chaque substance chimique. On doit s'appuyer sur un jugement de spécialiste pour certains essais sur les algues, car les essais de 72 heures et de 96 heures peuvent être considérés comme des essais de longue durée, comme l'indique le protocole d'élaboration des recommandations canadiennes pour les eaux (CCME, 2007). Le cas échéant, des éléments de discussion sur la durée des essais et les incertitudes associées à la toxicité chronique ou aiguë ont été ajoutés.

- **Il y a lieu de déterminer si les données sur la toxicité aiguë ou chronique pour l'eau douce peuvent être combinées avec les données correspondantes pour l'eau de mer afin de tirer parti des deux ensembles de données pour l'établissement des NQE.** Les facteurs d'évaluation utilisés dans le cadre de la réglementation européenne (TGD, 2003, 2018) ont montré que pour l'eau de mer les facteurs sont systématiquement plus élevés que pour l'eau douce, car on dispose de moins de données sur le milieu marin. Cependant, on peut encore se demander si les espèces marines sont plus sensibles que les espèces d'eau douce. En fait, la nécessité de séparer les normes pour le milieu marin et pour le milieu d'eau douce reste un sujet de discussion (Matthiessen et al., 2010; TGD, 2018), compte tenu de la possibilité que la salinité puisse influencer à la fois sur la nature physico-chimique des contaminants et des organismes et que la sensibilité des organismes marins diffère de celle des organismes d'eau douce. Une revue de la littérature (Klok et al., 2012), basée sur 3 627 références, a permis de conclure qu'il n'y a pas de différence systémique de sensibilité aux pesticides entre les espèces d'eau douce et celles d'eau salée. La prise en compte des deux ensembles de données est décrite en détail dans les tableaux fournis dans le document d'orientation technique (TGD, 2018). Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Protection de la vie aquatique* (CCME, 2007) stipulent qu'il est possible pour les substances qui n'ont pas d'incidence significative avérée ou

raisonnablement prévisible sur le comportement chimique et dont la toxicité est la même pour les organismes marins et dulcicoles (pour des groupes taxonomiques semblables), de compléter la base de données sur les organismes marins par des données sur la toxicité des organismes dulcicoles. Nous avons procédé comme suit : 1) nous avons effectué des tests F pour vérifier l'égalité de la variance; 2) nous avons effectué des tests t ou des tests de Mann-Whitney (selon que les données suivent une distribution normale ou non) pour comparer tous les critères d'effet dulcicoles et marins, indépendamment des groupes taxonomiques représentés; 3) nous avons comparé des groupes taxonomiques similaires lorsque nous disposons de suffisamment de données (conformément à CCME, 2007). En particulier pour les composés ayant un mode d'action spécifique, il est important de relever les groupes taxonomiques particulièrement sensibles et de réaliser une analyse statistique distincte pour ce groupe particulier. Si on dispose de suffisamment de données pour effectuer une comparaison pour des groupes taxonomiques individuels ou apparentés (p. ex., insectes, crustacés, arthropodes, poissons, vertébrés), cela peut aider à déterminer s'il existe des différences entre les espèces d'eau salée et d'eau douce (TGD, 2018). On peut utiliser les ensembles écocombinés de données toxicologiques (avec une seule valeur de toxicité par espèce) pour des espèces marines et dulcicoles lorsque les exigences concernant la mise en commun des données sont respectées (TGD, 2018). Les données pour lesquelles les concentrations exactes ne sont pas fournies (valeurs > ou <) n'ont pas été prises en compte aux fins de comparaison. Le document technique d'orientation (2018) recommande le recours à une transformation logarithmique des données, ce que nous avons également fait dans le cadre du présent document. Dans les tableaux présentés en annexe, nous présentons plusieurs variables toxicologiques par espèce, mais seules les valeurs les plus faibles (surlignées en gris dans ces tableaux) ont été utilisées aux fins de comparaison ou pour la déduction des NQE (conformément au TGD, 2018).

- **Déduction d'une valeur NQE basée sur les recommandations présentées ci-dessous, le jugement de spécialiste et l'application de facteurs d'évaluation appropriés.** Nous traitons également de la question de savoir si les valeurs NQE peuvent être mises en œuvre (limitations techniques) et/ou si elles sont réalistes (selon les études de terrain).

DÉTERMINATION DES NQE PAR SUBSTANCE CHIMIQUE

PESTICIDE POUR LE TRAITEMENT EN BAIN

Azaméthiphos

Composition et application

L'azaméthiphos est un insecticide organophosphoré et le principe actif de la préparation utilisée au Canada et ailleurs. La préparation Salmosan® est une poudre mouillable composée de 47,5 % d'azaméthiphos et d'excipients : le sulfate sodique de lauryle, le kaolin léger et l'acide silicique précipité. Salmosan® est utilisé comme traitement en bain à raison de 100 µg/L pendant 30-60 minutes dans les bateaux viviers et avec bâches. Quatre produits de transformation majeurs ont été détectés dans les études de laboratoire : l'ester monométhylrique CGA-18809, CGA-55016, CGA-51236 et GS-36533 (ARLA, 2016a). On s'attend à ce que les quatre principaux produits de transformation se dispersent plus rapidement qu'ils ne sont formés, et qu'ils soient dilués extrêmement rapidement en moins de trois heures. Ces taux de dilution dépassent de loin les taux auxquels les produits de transformation seront produits. Par conséquent, l'ARLA a déterminé que l'exposition des organismes non ciblés à l'un des produits de transformation de l'azaméthiphos serait négligeable (ARLA, 2016a).

Solubilité et mode d'action

L'azaméthiphos est soluble dans l'eau (1,1 g/L) et a un faible coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oe} = 1,05$) (ARLA, 2016a). Il est probable que l'azaméthiphos demeure en phase aqueuse lorsqu'il pénètre dans l'environnement, et il ne devrait pas être bioaccumulable compte tenu de sa solubilité (ARLA, 2016a). Nous calculerons une NQE pour l'eau seulement.

L'azaméthiphos agit par inhibition de l'activité de la cholinestérase, et il est toxique pour une grande plage d'organismes non ciblés (Ernst et al., 2014), et les crustacés sont le groupe le plus sensible (Burrige et al., 2014).

NQE pour l'azaméthiphos ailleurs dans le monde

La SEPA a utilisé les NQE opérationnelles selon le tableau suivant (SEPA, 2014; 2019c), pour différentes périodes (trois heures après le rejet et trois jours après le rejet final pour toute période de traitement).

Tableau 7. Normes opérationnelles pour la qualité de l'eau pour l'azaméthiphos utilisées par la Scottish Environmental Protection Agency (d'après SEPA, 2019c, selon la Politique 17 de la SEPA (1998))

Période	Norme	Type
3 heures	250 ng/L	CAM
24 heures	150 ng/L	CAM
72 heures	40 ng/L	CAM

La SEPA utilise la NQE de 72 heures conjointement avec le concept de « zone de mélange » appliqué à d'autres rejets marins ponctuels, ce qui, pour les pesticides utilisés pour le traitement en bain, est défini comme la valeur la plus faible des deux suivantes : 0,5 km² ou 2 % de la superficie du loch (SEPA, 2008). Les zones pour la majorité des lochs et des voes ont été systématiquement définies dans le Sea Loch Catalogue (Edwards et Sharples, 1986). Si elles ne sont pas définies, une zone appropriée pour une eau réceptrice ayant des contraintes similaires doit être déterminée et justifiée. Le processus d'établissement des NQE s'est déroulé comme suit (SEPA, 1998).

Pour la concentration de 250 ng/L (après trois heures) : « McHenery a fourni des données pour une CSEO sur 5 h qui, avec l'application d'un facteur de 10, donne une concentration acceptable maximale (CAM) après 3 h de 250 ng/L. Ce calcul a été accepté comme étant le plus satisfaisant à la suite de réunions de spécialistes (SEPA, 1998) ».

Pour la concentration de 150 ng/L (après 24 heures) : « Bien qu'il n'y ait pas eu de besoin perçu pour une norme sur 24 h pour la stratégie réglementaire proposée (3 heures et 72 heures sont les seules durées réglementaires), la SEPA a accepté de conserver ce seuil. Dans son rapport à Novartis, McHenery a proposé que l'établissement d'une norme sur 24 h utilisée par la Veterinary Drugs Directorate (Écosse) était plus pertinent : la CE₅₀ sur 96 h pour les larves de homard avec un facteur d'extrapolation de 10 donnait une CAM sur 24 h de 150 ng/L (SEPA, 1998) ».

Pour la concentration de 40 ng/L (après 72 heures) : « Les données fournies par McHenery indiquent une CE₅₀ de 400 ng/L après 70 h. L'application d'un facteur de 10 à cette valeur donne une CAM de 40 ng/L après 72 h. Cette valeur a été acceptée par les spécialistes lors de leur réunion du 15 décembre 1998 (SEPA, 1998) ».

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

Les conditions préalables sont remplies pour utiliser une NQE basée sur la DSE si la base de données contient de préférence plus de 15 mais au moins 10 CSEO, pour différentes espèces couvrant au moins 8 groupes taxonomiques (Lepper, 2005; TGD, 2018). Pour l'azaméthiphos, les données disponibles selon le tableau 1-B en annexe (eau de mer) portaient sur huit groupes taxonomiques et comprennent un total de neuf CSEO/CMEO. Cependant, la plupart d'entre elles concernent la même espèce (quatre pour le homard, deux pour les crevettes de sable, deux pour *Mysis* sp. et une pour les moules). De même, le CCME (2007) exige un total de six espèces pour l'application d'une DSE dans les recommandations pour les milieux marins de type A et B1, avec certaines exigences pour la représentativité des espèces.

Nous utiliserons l'approche déterministe pour calculer les NQE. Cependant, compte tenu du fait que le nombre de groupes taxonomiques pour lesquels nous disposons de données toxicologiques pourrait permettre l'utilisation d'approches probabilistes, nous désirons souligner l'importance de réaliser une DSE ultérieurement pour vérifier les NQE calculées. Il faudra tenir compte des contraintes de temps et d'exposition, et la manière dont les données devraient être considérées pour l'application d'une DSE.

Les essais réalisés en traitement avec bêche ont montré que les concentrations de colorant et de pesticide étaient diluées approximativement par un facteur de 10 après 30 minutes, un facteur de 100 après 1 heure et un facteur de 1 000 après 3 heures (Page et al., 2015). Les rejets des traitements en bateau vivier sont quantitativement cohérents avec la dynamique du courant-jet et sont dilués plus rapidement que ceux des traitements en parc à filets (Page et al., 2015). Il est très pertinent de comprendre la phase d'exposition pour savoir comment les NQE-CAM résultantes doivent être exprimées (p. ex., un pic après 24 h ou 1 mois) et appliquées (TGD, 2018). Compte tenu des temps de dilution indiqués ci-dessus (Page et al., 2014; 2015; Page et Burrige, 2014), les durées utilisées par la SEPA semblent raisonnables en termes de profils d'exposition (3, 24 et 72 heures). Nous avons utilisé ces durées, mais nous avons modifié le seuil de 72 heures à 96 heures afin de mieux refléter les durées utilisées dans les données toxicologiques disponibles.

La détermination d'une NQE-CAM suivra l'approche suivante : utilisation des valeurs toxicologiques avec une durée inférieure ou égale à 3 heures pour la première NQE, utilisation de valeurs toxicologiques avec une durée inférieure ou égale à 24 heures pour la deuxième NQE (y compris les essais à ≤ 3 heures) et utilisation de valeurs toxicologiques d'une durée inférieure ou égale à 96 heures pour la troisième NQE (y compris les essais à ≤ 3 heures et à ≤ 24 heures). Les essais montrent clairement que les effets nocifs dépendent du temps et nécessitent une approche reflétant à la fois les différences dans les données toxicologiques en fonction du temps, ainsi que les temps de dispersion connus selon les études de modélisation canadiennes (p. ex., Page et al., 2014; 2015). Compte tenu de l'incertitude inhérente associée à l'apparition exacte d'effets nocifs dans les essais de toxicité (selon la fréquence des essais), il reste à savoir si les données toxicologiques peuvent réellement refléter ces différences subtiles dans le temps. Pour déterminer les NQE-MA, nous utilisons l'essai de plus longue durée (10 jours dans notre ensemble de données), comme il est décrit plus en détail ci-dessous.

La détermination des NQE-CAM nécessite l'utilisation de données sur la toxicité aiguë. On n'a pas comparé les ensembles de données sur la toxicité aiguë en eau douce et en eau de mer (tableaux 1-A et 1-B en annexe, respectivement), car les groupes taxonomiques examinés sont complètement différents. Les données pour l'eau douce contiennent principalement des critères d'effet pour les poissons d'eau douce, alors que pour les essais en eau de mer, les crustacés étaient fortement représentés, mais on comptait aussi des mollusques, des échinodermes, des poissons, des algues et des rotifères. Une comparaison statistique n'était pas non plus possible

par groupe taxonomique (poissons pour les deux ensembles de données), car le nombre de critères d'effet (en considérant les valeurs les plus faibles) n'était que de $n = 5$ pour l'ensemble de données avec l'eau de mer.

Après avoir limité la durée des essais de toxicité à 3 heures ou moins, le critère d'effet le plus faible est basé sur la CE_{50} pour *Metacarcinus edwardsii* (0,94 µg/L; (IC : ± 0,15 µg/L)). Toutefois, en utilisant les critères CRED d'évaluation des risques pour évaluer la fiabilité de cette étude, nous ne l'avons pas jugé fiable en raison d'une mortalité chez les groupes témoins supérieure à 35 % et d'une valeur CE_{50} très proche de la plus faible quantité d'azaméthiphos à l'étude. Cela semble indiquer que d'autres essais avec des concentrations comprises entre 0 et 1 µg/L pourraient être nécessaires. Il convient de noter que cette évaluation est provisoire et qu'elle devrait être réexaminée par plus d'un spécialiste. Le critère d'effet le plus faible suivant, rapporté par Burrige et Van Geest (2014), dans une étude jugée acceptable par l'ARLA, est de **0,97 µg/L** et est basé sur la CME0 sur 1 heure pour *Crangon septemspinosa*. Les données représentent les taxons suivants : bactéries, poissons, crustacés, mollusques et échinodermes. Aucun essai de courte durée sur les algues de moins de 3 heures n'est disponible. Les CE_{50} issues des essais avec bactéries peuvent être utilisées, mais on ne peut les substituer pour aucun des autres réseaux trophiques (TGD, 2018). Cependant, l'essai de 72 h avec des diatomées d'eau douce ($CL_{50} > 1\ 000$ µg/L) et le mécanisme de toxicité connu de l'azaméthiphos ne semblent pas indiquer que ce groupe taxonomique est préoccupant. Conformément aux indications du tableau 4 sur les NQE-CAM, les données disponibles nécessiteraient un facteur d'évaluation de 50, mais étant donné le mode d'action de l'azaméthiphos, et les crustacés étant le groupe le plus sensible, il peut être réduit à 10. La valeur obtenue sera de 0,97 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, donne une **NQE sur 3 h de 0,097 µg/L (97 ng/L)**.

Pour les données toxicologiques pour lesquelles la durée de l'essai est inférieure ou égale à 24 heures, le critère d'effet le plus bas, rapporté dans le rapport VMD 2015 sur l'azaméthiphos et considéré fiable par la SEPA avec certaines restrictions, est de 0,36 µg/L, basé sur la CE_{50} sur 24 h pour les larves du stade IV d'*Homarus gammarus*. Les données disponibles comprennent des données toxicologiques provenant de trois niveaux trophiques (algues, crustacés et poissons), plus deux essais ou plus pour des groupes taxonomiques supplémentaires (bactéries, échinodermes, rotifères et mollusques), ce qui donne un facteur d'évaluation de 10. La valeur obtenue sera de 0,36 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, donne une **NQE sur 24 h de 0,036 µg/L (36 ng/L)**.

Pour les données toxicologiques pour lesquelles la durée de l'essai est inférieure ou égale à 96 heures, le critère d'effet le plus faible est le même que la valeur utilisée pour établir la NQE sur 24 h : 0,36 µg/L, basé sur la CE_{50} sur 24 h pour les larves du stade IV d'*Homarus gammarus* (VMD, 2015). Cette valeur est similaire aux valeurs des critères d'effet pour les durées de 48 heures et de 96 heures (une CL_{50} de 0,45 µg/L pour *Homarus americanus* adulte et une CL_{50} de 0,5 µg/L pour *Homarus gammarus* de stades IV et V, respectivement). Avec l'ensemble de données représentant les mêmes groupes taxonomiques que pour la durée de 24 h (algues, crustacés, poissons, bactéries, échinodermes, rotifères et mollusques), plus un essai additionnel pour le groupe des annélides, on peut utiliser le même facteur d'évaluation de 10. La valeur obtenue sera de 0,36 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, donne une **NQE sur 96 h de 0,036 µg/L (36 ng/L)**.

Les valeurs NQE de la SEPA semblent indiquer des différences de toxicité entre les seuils de 24 heures et de 72 heures. Ce n'est pas le cas pour les valeurs déduites selon le présent document. Cela est probablement dû au fait que les valeurs de la SEPA sont basées sur des données provenant de la littérature publiée avant 1998, et n'incluent pas les rapports les plus récents (p. ex., MPO, 2013; Burrige et Van Geest, 2014; Couillard et Burrige, 2015, etc.).

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

En raison de la dilution de l'azaméthiphos, le danger posé par la préparation commerciale proposée est surtout de courte durée et peu susceptible de présenter des risques pour l'exposition à plus long terme. Cependant, dans le cas d'une utilisation cumulative et/ou d'applications à plus long terme, une NQE doit être établie. La toxicité est jugée aiguë dans les données si la durée d'exposition est < 14 jours. Compte tenu des profils de dilution décrits dans la littérature (Page et al., 2015), nous incluons les 10 jours comme une période d'exposition de longue durée raisonnable.

La valeur la plus faible a été obtenue chez le homard avec une CL_{50} sur 10 jours de 0,216 µg/L (Burridge et Van Geest, 2014). Les spécialistes de l'ARLA ont jugé cette étude fiable. Un critère d'effet plus faible est décrit ci-dessous, mais il n'a pas été ajouté au tableau de l'annexe, car cette étude n'a pas produit de seuil de toxicité final. Cependant, on ne peut l'ignorer comme il est décrit plus en détail dans le paragraphe suivant (L. Burridge, communication personnelle) :

- Une étude préliminaire a été réalisée en 2012, dans laquelle on a exposé des homards mâles adultes à 0,078 µg/L d'azaméthiphos (préparation Salmosan®) en continu pendant 10 jours, afin de simuler une exposition à Salmosan® à distance des sites d'élevage où l'on effectuerait des traitements multiples sur une période de 10 jours. En plus des effets directs de l'exposition sublétales à Salmosan®, les effets sur la capacité des homards adultes de supporter la simulation d'un transport ont été également évalués et la persistance de ces effets après une période de dépuración de 24 h dans de l'eau de mer propre. Un seul homard traité est mort le 10^e jour, tandis qu'aucun autre homard n'est mort au cours du traitement de 10 jours ou pendant les 24 h dans l'eau de mer courante après le traitement. Cependant, plus de 33 % des homards traités détenus dans des conditions de transport simulées étaient morts après 24 h, contre 2,6 % des homards témoins également transportés. Le traitement à l'azaméthiphos a réduit de façon significative l'activité de l'acétylcholinestérase. L'indice hépatosomatique et le contenu lipidique de l'hépatopancréas ont augmenté et l'indice gonadosomatique a été réduit chez les homards mâles exposés à l'azaméthiphos. Ces effets ont persisté après 24 h de dépuración ou de transport. Ceci indique que l'exposition de longue durée à de faibles concentrations d'azaméthiphos a causé des effets sublétaux chez les homards adultes. L'inhibition de l'activité de la cholinestérase pourrait entraîner une perturbation des fonctions comportementales cruciales (Burridge et Van Geest, 2014), ce qui porte à croire que certains effets sublétaux de l'azaméthiphos surviennent à 0,078 µg/L.

Les données disponibles ne contiennent qu'un seul résultat à long terme avec un certain nombre d'essais de courte durée représentant plus de trois groupes taxonomiques. Cela nécessite l'application d'un facteur d'évaluation de 1 000. Ce facteur d'évaluation de 1 000 est appliqué à un seul résultat à long terme si ce résultat est obtenu pour le groupe taxonomique pour lequel l'essai de courte durée donne également le résultat le plus faible (TGD, 2018). C'est le cas du homard en tant que représentant des crustacés pour lesquels les valeurs de toxicité aiguë de l'azaméthiphos sont les plus faibles. Compte tenu du mode d'action et des autres données disponibles, on peut considérer qu'il s'agit d'une prudence excessive. Le document technique d'orientation (2018) fournit des orientations supplémentaires sur l'applicabilité lorsque deux études de toxicité chronique sont disponibles, et qu'il existe des données sur la toxicité aiguë pour des taxons supplémentaires (p. ex., les mollusques et les échinodermes) qui démontrent qu'ils sont moins sensibles avec une réduction du facteur d'évaluation à 500. Cependant, aucune orientation supplémentaire de ce type n'est formulée lorsqu'une seule étude de toxicité chronique existe. La réduction du facteur d'évaluation de 1 000 à 500 devrait alors faire l'objet de discussions plus approfondies dans le cadre d'un examen par des spécialistes.

Sur la base du processus décrit, la valeur obtenue sera de 0,216 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 1 000, donne une **NQE-MA de 0,216 ng/L**. **Ces concentrations sont très faibles selon les profils de dilution décrits ci-dessus. La pertinence pour l'environnement (phases réalistes d'exposition) doit faire partie des considérations prises en compte pour la décision finale.**

En résumé, les valeurs NQE suivantes ont été obtenues :

Dans l'eau :

- NQE-CAM sur 3 heures : 0,097 µg/L (97 ng/L)
- NQE-CAM sur 24 heures : (on devra discuter de la durée des essais) : 0,036 µg/L (36 ng/L)
- NQE-CAM sur 96 heures : 0,036 µg/L (36 ng/L)
- NQE-MA de 0,216 ng/L

Selon Garcia-Rodriguez et al. (2008), il est possible d'atteindre une limite de détection (LD) de 0,1 ng/L pour l'azaméthiphos dans l'eau, ce qui rend possible l'utilisation potentielle des seuils des NQE.

Tableau 8. Résumé des valeurs NQE établies pour l'azaméthiphos

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM, 3 heures	97 ng/L	0,97 µg/L (CMEO, 1 h, <i>Crangon septemspinosa</i> ; Burrige et Van Geest, 2014; acceptable) 1,03 µg/L (CSEO, 30 min, <i>Homarus americanus</i> ; Burrige et al., 2000; 2, fiable avec restrictions) 2,84 µg/L (CL ₅₀ , 30 min, <i>Metacarcinus edwardsii</i> ; Gebauer et al., 2017; 2, fiable avec restrictions)	10; Les données disponibles comprennent un essai de courte durée (< 3 heures) pour trois niveaux trophiques (poissons, crustacés et bactéries), un essai de courte durée (< 3 heures) + un essai sur un groupe taxonomique additionnel en eau de mer (échinodermes) et plus d'un point de données sont disponibles pour les groupes taxonomiques les plus sensibles (crustacés)	Valeur obtenue à partir de données pour l'eau de mer seulement On peut utiliser les valeurs de toxicité provenant d'essais sur des bactéries, mais on ne peut les substituer pour aucun des autres niveaux trophiques d'un ensemble de base. Toutefois, l'absence d'essais de courte durée pour les algues n'est pas préoccupante, compte tenu du mode d'action de l'azaméthiphos.
NQE-CAM, 24 heures	36 ng/L	0,36 µg/L (CE ₅₀ , 24 h, <i>Homarus gammarus</i> stade IV; VMD, 2015; 2, fiable avec restrictions) 0,9 µg/L (CL ₅₀ , 12 h à 12 °C, larves d' <i>Homarus</i>)	10; Les données disponibles comprennent un essai de courte durée (< 24 heures) pour trois niveaux trophiques (poissons, crustacés et algues) et deux essais ou plus à court terme	Valeur obtenue à partir de données pour l'eau de mer seulement

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
		<i>americanus</i> ; Pahl et Opitz, 1999; 2, fiable avec restrictions) 0,97 µg/L (CME0, 1 h, <i>Crangon septemspinosa</i> ; BurrIDGE et Van Geest, 2014; acceptable)	(< 24 heures) pour des groupes taxonomiques additionnels en eau de mer (bactéries, rotifères, mollusques, échinodermes)	
NQE-CAM, 96 heures	36 ng/L	0,36 µg/L (CE ₅₀ , 24 h, <i>Homarus gammarus</i> stade IV; VMD, 2015; 2, fiable avec restrictions) 0,45 µg/L (CL ₅₀ , 48 h, <i>Homarus americanus</i> adultes, Dounia et al., 2016; 2, fiable avec restrictions) 0,5 µg/L (CL ₅₀ , 96 h, <i>Homarus gammarus</i> stades VI et V; ARLA, 2016a; fiable)	10; Les données disponibles comprennent un essai de courte durée (< 96 heures) pour trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues) et deux essais ou plus à court terme (< 24 heures) pour des groupes taxonomiques additionnels en eau de mer (bactéries, rotifères, annélides, échinodermes, mollusques)	Valeur obtenue à partir de données pour l'eau de mer seulement
NQE-MA	0,216 ng/L	0,216 µg/L (CL ₅₀ , 10 j, <i>Homarus americanus</i> ; BurrIDGE et Van Geest, 2014; acceptable)	1 000; Les données disponibles comprennent un seul résultat à long terme pour un crustacé ou un poisson d'eau douce ou d'eau de mer (crustacé) et ce résultat a été obtenu pour le groupe taxonomique présentant la plus faible C(E) _{L50} d'après des essais de courte durée sur les algues, les crustacés ou les poissons (crustacés)	Valeur obtenue à partir de données pour l'eau de mer seulement La concentration est très faible selon le profil de dilution de l'azaméthiphos. La révision du facteur d'évaluation de 1 000 à 500 devrait faire l'objet de discussions additionnelles avec des spécialistes.

Les références et les évaluations de la fiabilité sont indiquées entre parenthèses.

Peroxyde d'hydrogène

Composition et application

La dose homologuée du peroxyde d'hydrogène (principe actif de Paramove®) est de 1,2 – 1,8 g/L. Le peroxyde d'hydrogène a une demi-vie dans l'eau de mer d'environ 7 jours (Haya et al., 2005), bien que les déterminations de la demi-vie soient variables selon les sources, les valeurs indiquées dans la littérature vont de quelques minutes dans l'eau douce à plusieurs heures, voire des jours, dans les eaux côtières, que l'eau de mer soit filtrée ou non (c.-à-d. contenant des matières organiques) (Lyons et al., 2014). Ces valeurs sont également tributaires

des préparations utilisées, comme nous le verrons plus loin. À la différence des autres produits, il existe une concentration de fond du peroxyde d'hydrogène dans l'eau de mer, allant de 0,5 à 14 µg/L (Haya et al., 2005).

Solubilité et mode d'action

Le peroxyde d'hydrogène est entièrement miscible dans l'eau et a une valeur K_{oe} inférieure à 1 ($K_{oe} = -1,5$), ce qui indique un faible potentiel de migration et d'accumulation dans les sédiments et de bioaccumulation globale. Par conséquent, seules les valeurs NQE pour l'eau seront déterminées. Les produits de transformation issus de la dégradation du peroxyde d'hydrogène sont l'eau et l'oxygène. Cependant, lors des essais de dégradation, il a été constaté que la concentration de peroxyde d'hydrogène dans Paramove® 50 ne se dégradait pas de manière significative sur une période de 3 h à différentes températures (5, 10 et 20 °C). Une dégradation relativement faible a été observée même après 19 jours (Page et al., 2015). Il sera nécessaire d'évaluer ultérieurement la toxicité chronique des préparations de peroxyde d'hydrogène.

Le peroxyde d'hydrogène n'a pas de mode d'action ciblé. Les mécanismes d'action proposés pour le peroxyde d'hydrogène sont la peroxydation par les radicaux hydroxyle causant une paralysie mécanique des lipides et de la membrane des organites cellulaires, et l'inactivation d'enzymes et de la réplication de l'ADN (Cotran et al., 1989).

NQE pour le peroxyde d'hydrogène ailleurs dans le monde

On dispose de certaines CESE pour des espèces uniques, d'après une évaluation environnementale réalisée par Schmidt et al. (2006) pour l'utilisation du peroxyde d'hydrogène dans les écloséries (traitement des œufs de poisson), dans le cadre du programme de coopération internationale pour l'harmonisation des exigences techniques pour l'enregistrement des produits médicaux vétérinaires (VICH). Les valeurs varient de 17 µg/L pour *Microcystis* sp. à 68 µg/L pour *Nitzschia closterium*, et jusqu'à 1 750 µg/L pour le saumon quinnat. La CESE calculée pour *Daphnia pulex* était de 120 µg/L (VICH phase II) (Schmidt et al., 2006).

Dans un rapport de synthèse sur les conclusions du rapport d'évaluation des risques associés au peroxyde d'hydrogène préparé par la Finlande (Commission européenne, 2003), dans le cadre du règlement du Conseil (CEE) n° 793/93, le résultat le plus faible des essais de toxicité à long terme avec des organismes aquatiques est la CSEO de 0,1 mg/L pour les algues avec l'utilisation d'un facteur d'évaluation de 50 selon le document technique d'orientation (2011). Cependant, sur la base des données sur les concentrations de fond naturelles (généralement < 1 – 30 µg/L), il est évident que cela surestimerait la toxicité. Un facteur d'évaluation de 10 a été jugé approprié, et donne une CESE-eau de 10 µg/L (Commission européenne, 2003).

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

Tout comme pour l'azaméthiphos, les auteurs désirent souligner l'importance d'établir une DSE à l'avenir pour déterminer les NQE. Les données sur la toxicité aiguë en eau douce pour le peroxyde d'hydrogène comprennent six groupes taxonomiques, tout comme pour l'ensemble des données sur les espèces marines. Le nombre de points de données est supérieur à 15 dans les deux ensembles. Toutefois, les critères d'effet utilisables pour l'eau douce (valeur fixe par rapport aux valeurs > ou <) comprennent un nombre élevé de critères d'effet portant sur une espèce seulement (température et durée d'exposition variables). Les considérations sur la façon dont ces données devraient être rassemblées pour une éventuelle DSE devront être soigneusement étudiées.

Après la réalisation d'un test F, nous avons comparé les ensembles de données pour l'eau douce et l'eau de mer à l'aide de tests de la somme des rangs ou test de Mann-Whitney (données distribuées selon une loi non normale). Les ensembles de données contenant un seul

critère d'effet par espèce (valeur la plus faible) ont été évalués conformément à l'approche décrite par le document technique d'orientation (2018). Aucune différence significative n'a été trouvée ($P = 0,097$, tableau 9), ce qui semble indiquer que les données peuvent être regroupées.

Tableau 9. Comparaison des critères d'effet toxicologiques du peroxyde d'hydrogène à court terme pour les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer (résultats similaires après transformation logarithmique)

-	Données pour les espèces pélagiques d'eau douce	Données pour les espèces pélagiques d'eau de mer	Valeur de p (test de Mann-Whitney)
Nombre d'observations	N = 37	N = 24	P = 0,097
Valeur médiane ($\mu\text{g/L}$)	28 000	82 000	

Il existe suffisamment de points de données pour comparer les essais pour les crustacés en eau de mer ($n = 14$) et en eau douce ($n = 10$). Il n'y a pas de différence statistiquement significative ($P = 0,065$). Cependant, la valeur de P est proche du seuil de signification, avec une tendance selon laquelle les critères d'effet en eau douce sont plus faibles pour ce groupe taxonomique. Cependant, le critère d'effet le plus faible concerne les crustacés d'eau de mer, ce qui montre que la plage de sensibilités au sein de ce groupe taxonomique est assez large, peu importe l'espèce examinée (amphipodes, décapodes ou euphausiacés), indépendamment de l'environnement, ce qui souligne les limites de cette comparaison.

Le critère d'effet le plus faible disponible dans les données sur la toxicité aiguë pour le peroxyde d'hydrogène dans l'eau de mer, rapporté par EVS Environmental Consultants (1992), cité dans l'évaluation environnementale de l'USGS sur le peroxyde d'hydrogène (Schmidt et al., 2006) et évalué également par la SEPA comme étant fiable mais avec des restrictions, est de **240 $\mu\text{g/L}$** , d'après une CL_{50} sur 96 heures pour la larve d'*Euphausia pacifica*, une espèce de krill. Les données disponibles comprennent au moins un essai de courte durée pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base provenant des ensembles de données pour l'eau douce et l'eau de mer (algues, crustacés et poissons), ainsi que deux ou plusieurs essais de courte durée pour des groupes taxonomiques additionnels en eau de mer (annélides et mollusques), ce qui donne un facteur d'évaluation de 10. La valeur obtenue sera donc de 240 $\mu\text{g/L}$ qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, pour donner une **NQE-CAM de 24 $\mu\text{g/L}$** .

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

En raison de la dégradation rapide du peroxyde d'hydrogène, le danger posé par la préparation commerciale proposée est surtout de courte durée (ARLA, 2014). Le régime d'exposition continue en cause dans les études de toxicité chronique énumérées dans le tableau 2-C de l'annexe représenterait un nombre élevé de traitements continus avec peu de dilutions dans l'environnement, ce qui est un scénario peu probable.

Les deux valeurs de toxicité les plus faibles sont les CMEO pour deux espèces d'algues bleu-vert d'eau douce, qui ont toutes deux été jugées par la SEPA comme étant fiables mais avec des restrictions. Le critère d'effet le plus faible, rapporté dans Kavanagh (1992) et dans le

document d'EC (2003), est de 100 µg/L, basé sur la CMEQ sur 32 jours de l'espèce d'algue *Anabaena flos-aquae*.

Les données disponibles comprennent deux résultats à long terme pour des espèces d'eau douce représentant deux niveaux trophiques (algues et crustacés), plus un résultat à long terme pour un groupe taxonomique supplémentaire (mollusques), ce qui donne un facteur d'évaluation de 50. La valeur obtenue sera divisée par un facteur d'évaluation de 50, **et donne donc une NQE-MA de 2 µg/L.**

Lorsqu'on utilise la méthode de traitement dans un parc en filet muni d'une bâche, un temps de dissipation en milieu aquatique de 10 minutes a été observé pour atteindre une réduction de la concentration de 90 % (TD₉₀). Les concentrations sont davantage réduites par un facteur de 100 après environ une heure et par un facteur de 1 000 après trois heures (ARLA, 2014). Lorsqu'on utilise la méthode de traitement dans un bateau vivier, les concentrations sont également réduites d'un facteur de 1 000 après 50 minutes (ARLA, 2014). En théorie, à une concentration de départ (parc en filet muni d'une bâche) de 1 200 mg/L, une réduction de 90 % après 10 minutes donnerait une concentration de 120 mg/L. Celle-ci serait davantage réduite à 1,2 mg/L après une heure et à 120 µg/L après trois heures. À la lumière du temps de dissipation et des essais de toxicité, les expositions de courte durée (1 à 3 heures) sont des scénarios pertinents pour l'environnement. Dans une modélisation de la dispersion pour une zone de la côte ouest de la Norvège, on a estimé que des concentrations aussi élevées que 10 mg/L de H₂O₂ pouvaient être présentes à plusieurs kilomètres de l'exploitation traitée jusqu'à 3 heures après le rejet (Refseth et al., 2016). Les conditions hydrodynamiques locales détermineront la vitesse à laquelle la concentration de H₂O₂ sera diluée et la distance à laquelle la substance sera transportée horizontalement et verticalement. Les résultats de la modélisation de la dispersion (Page et al., 2014; Refseth et al., 2016; Bechmann et al., 2019) et les expériences actuelles indiquent que l'eau de traitement ayant une concentration toxique de H₂O₂ (1,5 mg/L) pourrait atteindre des organismes vivant à plus de 1 km d'une pisciculture de saumon traitée. Les durées d'exposition, les caractéristiques de dispersion du site et les préparations employées doivent être décrites plus en détail pour garantir la pertinence de l'utilisation d'un seuil NQE-MA à long terme pour le peroxyde d'hydrogène.

En résumé, les valeurs NQE suivantes pour le peroxyde d'hydrogène ont été obtenues :

Dans l'eau :

- NQE-CAM : 24 µg/L
- NQE-MA : 2 µg/L

Tableau 10. Résumé des NQE obtenues pour le peroxyde d'hydrogène

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM	24 µg/L	240 µg/L (CL ₅₀ 96 h, <i>Euphausia pacifica</i> ; EVS Environmental Consultants, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006; 2, fiable avec restrictions) 470 µg/L (CSEO 48 h, <i>Crassostrea gigas</i> , EVS Environmental	10; Les données disponibles comprennent au moins un essai de courte durée pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base d'après les ensembles de données pour l'eau douce et l'eau de mer (poissons, crustacés et algues) + deux essais de	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce Les essais de toxicité sur les algues de plus de ~ 24 heures

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
		Consultants, 1992; 2, fiable avec restrictions) 630 µg/L (CSEO 72 h, <i>Skeletonema costatum</i> , Knight et al., 1995; 2, fiable avec restrictions)	courte durée pour des groupes taxonomiques additionnels d'eau de mer (annélides et mollusques)	ne conviennent pas pour l'établissement d'une recommandation à court terme; cette question devrait être discutée plus à fond par les spécialistes et les organismes de réglementation.
NQE-MA	2 µg/L	100 µg/L (CME0 32 j, <i>Anabaena flos-aquae</i> ; Kavanagh, 1992; 2, fiable avec restrictions) 630 µg/L (CSEO 21 j, <i>Daphnia magna</i> ; Meinertz et al., 2008 ; 1, fiable sans restriction) 1 000 µg/L (CME0 32 j, <i>Oscillatoria agardhii</i> ; Kavanagh, 1992; 2, fiable avec restrictions)	50; Les données disponibles comprennent deux résultats à long terme pour deux groupes trophiques (algues, crustacés) plus un résultat à long terme pour un groupe taxonomique additionnel (mollusques)	Valeur obtenue en utilisant les données pour l'eau douce seulement Le peroxyde d'hydrogène se dégrade rapidement et un régime d'exposition continue est un scénario peu probable (l'utilisation d'une NQE-MA doit faire l'objet de discussions).

Les références et les évaluations de la fiabilité sont indiquées entre parenthèses.

MÉDICAMENTS MÉLANGÉS À LA NOURRITURE

Benzoate d'émamectine

Composition et application

Le benzoate d'émamectine (BEM) est un mélange de deux homologues de l'ivermectine (Environnement Canada, 2005). Le produit SLICE® est la préparation actuellement utilisée au Canada. L'émamectine est une substance chimique de la classe des ivermectines, qui sont des lactones macrocycliques, produites par la fermentation de l'actinomycète du sol, *Streptomyces avermitilis*. La modification chimique de ce produit de fermentation a donné des centaines d'analogues, dont l'ivermectine, l'abamectine, la moxidectine et la doramectine, qui sont largement utilisés pour lutter contre les parasites chez les animaux et les humains, et contre les insectes et les acariens des cultures (Fisher, 1997). Elle est administrée sous forme de granulés alimentaires.

Solubilité et mode d'action

Le FBC du BEM chez les poissons varie entre 30 et 102 (EFSA, 2012). Dans une étude récente de Brooks et al. (2019), un FBC (FBC cinétique) de 49 a été obtenu pour les moules bleues à la

suite d'une exposition dans l'eau. Le BEM a une faible solubilité dans l'eau et un coefficient de partage octanol-eau relativement élevé ($K_{oe} = 5$ à un pH de 7), ce qui indique qu'il a le potentiel d'être absorbé par des matières particulaires, qu'il sera étroitement lié aux sédiments marins et aura une faible mobilité (SEPA, 1999; Environnement Canada, 2005). Cependant, les données sur le devenir et le comportement indiquent également que même si les concentrations dans l'eau de mer sont très faibles, les particules et le benzoate d'émamectine dans les sédiments peuvent atteindre un équilibre (SEPA, 2017). Par conséquent, nous déterminerons une NQE à la fois pour les compartiments eau et sédiments. Le mode d'action du BEM n'est pas propre aux nématodes et aux arthropodes parasites et la substance pourrait également nuire à d'autres invertébrés non ciblés lorsqu'il pénètre dans l'environnement (Garric et al., 2007).

NQE pour le BEM ailleurs dans le monde

Les spécialistes écossais ont utilisé une approche déterministe pour établir des NQE pour le BEM, et ce compte tenu des limitations dans les données, qui empêchent d'obtenir une représentation complète des groupes taxonomiques pour une courbe DSE robuste. Les NQE ont été réexaminées en 2017 après qu'un des projets de recherche en milieu marin les plus importants et les plus complets réalisés en Écosse en aquaculture a conclu que la salmoniculture écossaise avait une incidence importante sur les milieux marins locaux (SEPA, 2018). L'une des recommandations du rapport était de proposer des normes plus prudentes avec des valeurs pour le BEM de 0,120 et 0,012 µg/kg sédiments secs en champ proche et en champ lointain, respectivement. En outre, on a proposé une CAM pour la colonne d'eau de 0,8 ng/L pour protéger de toute la vie marine (tableau 11 ci-dessous, copié de SEPA (2017)). Pour établir cette NQE, on a regroupé les nouvelles données avec celles utilisées en 1999 et en suivant le document d'orientation n° 27 (TGD, 2018), en l'occurrence des CESE pour le milieu marin à court et à long terme et une CESE pour les sédiments marins à long terme. À partir de ces données, de nouvelles NQE ont été proposées (SEPA, 2017).

En utilisant la valeur la plus faible de 1,175 µg/kg, qui était basée sur l'émergence dans une étude de 28 jours sur des larves de moucheron (*Chironomus riparius*) (EFSA, 2012; SEPA, 2017) et en appliquant un facteur d'évaluation de 100, on a obtenu une CESE à long terme pour les sédiments marins de 0,012 µg/kg (12 ng/kg). On a sélectionné le facteur d'évaluation en tenant compte du fait qu'il n'existe qu'un seul critère d'effet chronique à long terme pour les sédiments d'eau douce et trois critères d'effet à court terme pour l'eau de mer pour des espèces ayant des cycles de vie et des mécanismes d'alimentation différents. On peut établir une valeur de déclenchement ou une NQE « en champ proche » si on applique un facteur d'évaluation de 10 à CSEO la plus faible pour une toxicité des sédiments de 1,175 µg/kg pour protéger les organismes habitant les sédiments sous les cages. On obtient ainsi une NQE de 120 ng/kg (poids sec) pour les sédiments « en champ proche ».

Tableau 11. NQE proposées pour la protection des communautés marines (SEPA, 2017)

Substance	NQE proposées			
	NQE-CAM – eau salée	NQE-MA – eau salée	NQE-CAM pour les sédiments « en champ proche »	NQE-MA pour les sédiments « en champ lointain »
Benzoate d'émamectine	0,0008 µg/L (0,8 ng/L)	0,000435 µg/L (0,435 ng/L)	0,12 µg/kg p.s. (120 ng/kg p.s.)	0,012 µg/kg p.s. (12 ng/kg p.s.)

MA = moyenne annuelle, CAM = concentration acceptable maximale.

En décembre 2019, la SEPA a publié une déclaration sur l'adoption de normes environnementales provisoires pour la protection du milieu aquatique jusqu'à ce que des directives soient émises concernant une NQE pour le BEM (SEPA, 2019). À la suite de l'enquête de 2017, l'analyse ultérieure réalisée en 2018 des échantillons environnementaux prélevés a permis de trouver des signes d'effets sur les crustacés. Les effets étaient proportionnels aux concentrations de benzoate d'émamectine dans les fonds marins et étaient présents à des concentrations du médicament inférieures à la norme environnementale actuelle (SEPA, 2019). Le groupe consultatif technique britannique (*UK Technical Advisory Group*, UKTAG) a été prié d'examiner toutes les preuves scientifiques disponibles et de formuler des recommandations concernant de nouvelles normes. En novembre 2019, l'UKTAG a publié un document indiquant que des renseignements supplémentaires ont été fournis et seront inclus dans un nouvel examen et qu'à ce titre, aucune norme n'est recommandée pour le moment. Cependant, l'UKTAG (UKTAG, 2020) a indiqué que les éléments de preuve n'étaient pas une norme inférieure à celle proposée dans leur document de consultation (23,5 ng/kg p.s. de sédiments). Les NQE proposées (qui s'appliqueraient à l'extérieur des zones de mélange et/ou de rejet admissibles) dans le document de consultation de mai 2019, sont actuellement les NQE proposées les plus à jour disponibles. En outre, l'UKTAG a évalué la qualité des études lors de son examen et a suivi l'approche du document technique d'orientation (2018). Les tableaux ont été mis à jour comme suit (SEPA, 2020) :

Tableau 12. Nouvelles normes provisoires pour les milieux benthiques établies par la Scottish Environmental Protection Agency (SEPA, 2020)

À quoi s'applique la norme?	Où s'applique la norme?	Comment la norme est mesurée?	Quelle est la valeur de la norme?
Concentration maximale de médicament contre le pou de mer administré dans l'alimentation (benzoate d'émamectine)	À la limite de la zone de mélange et au-delà	ng par kilogramme sédiments marins (poids sec)	23,5
	Dans la zone de mélange	ng par kilogramme sédiments marins (poids sec)	235,0

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

Après le test F, nous avons comparé les ensembles de données sur la toxicité aiguë en eau douce et en eau de mer en effectuant des tests de Mann-Whitney (pour les données ne suivant pas une distribution normale) en séparant les valeurs indépendamment des groupes taxonomiques considérés. Il n'y a pas assez de données pour compléter la comparaison des données toxicologiques propres aux groupes taxonomiques.

Aucune différence significative n'a été observée entre les données sur la toxicité aiguë en eau douce et en eau de mer (critères d'effet les plus faibles) ($P = 1,000$, tableau 11), ce qui semble indiquer que les deux ensembles de données peuvent être groupés. Cependant, tout comme dans le rapport de la SEPA (SEPA, 2017), il est important de noter que la distribution des essais de toxicité est biaisée pour ce qui est de la représentation taxonomique.

Tableau 13. Comparaison des critères d'effet toxicologiques aigus du benzoate d'émamectine sur les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer (résultats similaires après transformation logarithmique)

-	Données pour les espèces pélagiques d'eau douce	Données pour les espèces pélagiques d'eau de mer	Valeur de p (test de Mann-Whitney)
Nombre d'observations	N = 7	N = 11	P = 1,000
Valeur médiane (µg/L)	49,00	21,50	

Dans le rapport 2017 de la SEPA sur le benzoate d'émamectine, le critère d'effet le plus faible indiqué était de 0,04 µg/L, d'après une CL₅₀ sur 96 heures pour la crevette mysidacé *Americamysis bahia*. Toutefois, dans un rapport de 2019 du groupe de travail sur les produits chimiques de l'UKTAG (UKTAG CTT), cette valeur a été réévaluée à 4, non attribuable, en raison d'un manque de données. L'UKTAG CTT a cité un critère d'effet plus faible, rapporté dans EPP (2018a), et lui a donné une valeur, fiable mais avec des restrictions, de **0,078 µg/L** d'après une CL₅₀ sur 96 heures chez la même espèce de mysidacé. La CL₅₀ est légèrement extrapolée en fonction la fourchette de mortalité de 50 % (UKTAG, 2019), et la CSEO obtenue (0,022 µg/L) était beaucoup plus faible que les concentrations d'essai et n'était donc pas utilisable (selon TGD, 2018).

Les données disponibles comprennent au moins une C(E)L₅₀ à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues), plus deux ou plusieurs C(E)L₅₀ à court terme pour certains groupes taxonomiques supplémentaires d'eau salée, ce qui donne un facteur d'évaluation de 10. La valeur obtenue est de 0,078 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, donne une **NQE-CAM de 0,0078 µg/L (7,8 ng/L)**.

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

Il n'y a pas assez de données disponibles pour comparer statistiquement les ensembles de données toxicologiques chroniques pour l'eau de mer et l'eau douce afin de déterminer les différences de sensibilité. Les données sont donc regroupées par défaut.

Le critère d'effet le plus faible, rapporté par l'EPA (2009), est de 0,0087 µg/L d'après une CSEO sur 28 jours pour la crevette mysidacé *Americamysis bahia* (tout comme dans SEPA (2017)). Il a été jugé que ce rapport contenait trop peu de renseignements sur l'étude et l'UKTAG CTT lui a donné une valeur de 4 – non assignable. L'EPA (US EPA, 2008 et 2009) a également reconnu que l'étude présentait des limitations et faisait état de concentrations d'essai très erratiques et de mesures effectuées sur les matières dissoutes et sorbées. Les véritables concentrations dissoutes et les paramètres toxicologiques pourraient donc être inférieurs à ceux qui ont été déclarées. Les spécialistes de l'EPA ont utilisé cette valeur dans l'évaluation des risques environnementaux du BEM aux États-Unis.

Par conséquent, le critère d'effet le plus faible, rapporté par EPP (2018b), cité et évalué par l'UKTAG CTT (2019) comme ayant une valeur de 2, fiable mais avec des restrictions, est de **0,00944 µg/L** sur la base d'une CE₁₀ sur 28 jours pour *Americamysis bahia*. Les données disponibles comprennent deux résultats à long terme pour les espèces d'eau douce ou d'eau de mer représentant deux niveaux trophiques (crustacés, poissons), plus un résultat à long terme pour un groupe taxonomique supplémentaire (mollusques) nécessitant un facteur d'évaluation

de 50 (TGD, 2018). La valeur obtenue sera donc de 0,00944 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 50, donne une **NQE-MA de 0,19 ng/L**.

Détermination des NQE pour les milieux benthiques

Il n'y a pas assez de données disponibles pour comparer statistiquement les ensembles de données pour l'eau de mer et l'eau douce avec les données pour les sédiments, comme le montrent clairement les valeurs regroupées dans le tableau 3-D de l'annexe. Les valeurs regroupées doivent être utilisées avec prudence.

La seule étude de longue durée fiable sur les sédiments dont disposait la SEPA (2017) et examinée subséquemment par des pairs était l'essai d'émergence de 28 jours avec le moucheron d'eau douce *Chironomus riparius*. Dans le rapport de l'UKTAG (2020), trois autres études de toxicité chronique réalisées par l'industrie sont disponibles, deux chez l'amphipode marin *Leptocheirus plumulosus* (EPP, 2018e; EAG, 2018) et une chez l'amphipode marin *Corophium volutator* (Scymaris, 2018). En outre, l'industrie a mené une étude supplémentaire de toxicité aiguë chez le ver de terre *Arenicola marina* (EPP, 2018c) et une étude de toxicité aiguë chez la même espèce amphipode *Corophium* (EPP, 2018d) utilisée dans l'étude de toxicité chronique. Cependant, les résultats des essais de toxicité à long terme avec des organismes benthiques sont préférables pour établir des normes relatives aux sédiments, en raison de l'exposition généralement à long terme des organismes benthiques aux substances liées aux sédiments (TGD, 2018).

Les nouvelles études étaient toutes conformes à des lignes directrices internationales ou nationales (US EPA) approuvées, à l'exception de l'étude chronique sur *Corophium*, dont le protocole était basé sur des sources bien documentées dans la littérature. En outre, compte tenu des nouvelles études sur les organismes marins, il y a lieu d'évaluer la pertinence des espèces d'insectes d'eau douce pour le milieu marin (UKTAG, 2020). Pour ce qui est des données sur la toxicité chronique, l'ensemble disponible, actualisé, fiable et pertinent comprend des études sur trois espèces, à savoir :

- toxicité chronique sur 28 jours pour le moucheron d'eau douce *Chironomus riparius* (SEPA, 2017)
- toxicité chronique sur 28 jours pour l'amphipode marin *Leptocheirus plumulosus* (EPP, 2018e)
- toxicité sur 28 jours pour le cycle de vie de l'amphipode marin *Leptocheirus plumulosus* (EAG, 2018)
- toxicité chronique sur 28/75 jours pour l'amphipode marin *Corophium volutator* (Scymaris, 2018)

Selon le document technique d'orientation (2018), « un essai de longue durée sur des espèces en eau douce et un essai sur les sédiments en eau salée représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes » donne un facteur d'évaluation de 100, tandis que « trois essais de longue durée sur les sédiments avec des espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes » donne un facteur d'évaluation de 50 (tableau 5). La présence d'un essai supplémentaire en milieu marin ne justifie pas un facteur d'évaluation de 10, étant donné que les conditions de vie des amphipodes sont similaires. La position « par défaut » consisterait à appliquer un facteur d'évaluation de 100 aux données pour les chironomidés, étant donné que la vie d'un moucheron est passablement différente de celle d'un amphipode marin. Cependant, compte tenu des données sur les effets sublétaux tirées de l'étude de courte durée chez *Arenicola*, et comme les données en eau douce portent sur un taxon connu pour être sensible au mode d'action de la substance, un facteur d'évaluation de 50 est acceptable (UKTAG, 2020).

Par conséquent, le critère d'effet le plus faible, rapporté par l'EFSA (2012) et évalué par la SEPA comme étant fiable mais avec des restrictions, de 1,175 µg/kg p.s. d'après la CSEO sur 28 jours pour *Chironomus riparius* sera utilisé avec un facteur d'évaluation de 50. La valeur obtenue est donc de 1,175 µg/kg qui, divisée par un facteur d'évaluation de 50, donne une **NQE pour les milieux benthiques de 23,5 ng/kg en champ proche** (actuellement le seuil de la SEPA au-delà de la zone de mélange).

Comme nous l'avons indiqué ci-dessus, des approches plus prudentes (en divisant par 10) sont proposées pour le champ lointain (SEPA, 1999). On décrit la NQE en champ proche comme étant utilisée pour déclencher une surveillance supplémentaire en champ lointain afin que la SEPA évalue la conformité, et il n'est pas clair comment les facteurs d'évaluation, et donc la relation entre la NQE en champ proche et celle en champ lointain, ont été choisis pour établir les normes initiales de la SEPA (1999) pour lesquelles il y a une différence d'un facteur de 10. Il est probable que les relations entre les concentrations dans la « zone d'effet admissible » (c.-à-d. la zone du fond marin immédiatement touchée par une cage de pisciculture) et la conformité aux NQE « en champ lointain » varieront d'une exploitation à l'autre en fonction de paramètres propres à l'exploitation elle-même et aux facteurs environnementaux de la zone locale, dont beaucoup pourraient être modélisés. Une NQE unique « en champ proche » permettrait probablement d'assurer dans toutes les exploitations d'une part une protection adéquate du champ lointain, et d'autre part d'éviter le gaspillage de ressources dans des contrôles supplémentaires inutiles (UKTAG, 2020).

En termes de valeurs environnementales sur le terrain, les résultats d'Ikonomou et de SurrIDGE (2013) montrent que des concentrations du BEM dans les sédiments de 0,051 à 35 ng/g poids humide ont été mesurées dans un rayon de 50 à 100 m des cages, tandis qu'Hamoutene et al. (2018) ont détecté du BEM dans un site de production dans une fourchette de 1,13 à 41,78 ng/g poids sec. Dans une étude récente sur des sites écossais (Bloodworth et al., 2019), les concentrations de BEM suivaient généralement un gradient spatial lié à la distance des cages, les concentrations les plus élevées étant obtenues à proximité immédiate des cages. Environ 7 % des échantillons situés au-delà de 100 m des cages (où la NQE s'applique) étaient supérieurs à la NQE de la SEPA de 1999 (0,763 µg/kg p.h.), tandis que 17 % des échantillons en bordure des cages étaient supérieurs à la valeur de déclenchement en bordure des cages (7,630 µg/kg p.h.). Cela souligne le fait que certaines des mesures *in situ* dans ces études dépasseraient les seuils déterminés.

En résumé, les valeurs NQE obtenues pour le BEM sont les suivantes :

Dans l'eau :

- NQE-CAM : 7,8 ng/L
- NQE-MA : 0,19 ng/L

Dans les sédiments :

- NQE pour les milieux benthiques : 0,0235 µg/kg ou 23,5 ng/kg (en champ lointain) (aucun autre seuil suggéré selon les recommandations de l'UKTAG). Ce point devrait être approfondi par les spécialistes et organismes de réglementation.

Les limites de détection dans la matrice, soit les sédiments (selon la méthode décrite dans l'article de Wong et al., 2022) sont les seuils de détection de la méthode (SDM) de 0,063 ng/g pour le BEM et une limite de quantification (LQ) de 0,203 ng/g. Une limite de détection (LD) plus faible (0,00068 ng/g) a été déterminée dans le cadre de la méthode décrite par Hamoutene et al. (2018). De même, la méthode d'analyse utilisée par la SEPA a une LD de 0,0034 µg/kg

p.s. (Bloodworth et al., 2019; SEPA, 2019). Il ne devrait pas y avoir de limites techniques à la détection dans la mise en œuvre des seuils.

En ce qui concerne la détection dans l'eau, les LQ pour le BEM étaient de 0,006 ng/L (ppt) selon Ikonomou et SurrIDGE (2013), qui ont utilisé une méthode d'analyse très sensible basée sur la chromatographie liquide à haute performance et la spectrométrie de masse en tandem avec ionisation par électronébuliseur (CL/MS/MS). Cette limite de détection ne devrait pas constituer un obstacle à la mise en œuvre du seuil défini de la NQE pour les espèces pélagiques.

Tableau 14. Résumé des NQE établies pour le benzoate d'émamectine

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM	7,8 ng/L	0,078 µg/L (CL ₅₀ 96 h, <i>Americamysis bahia</i> ; EPP, 2018a; 2, fiable avec restrictions) 0,12 µg/L (CE ₅₀ 48 h, <i>Pseudocalanus elongatus</i> ; Willis et Ling, 2003; 2, fiable avec restrictions) 0,23 µg/L (CE ₅₀ 48 h, <i>Temora longicornis</i> ; Willis et Ling, 2003; 2, fiable avec restrictions)	50; Les données disponibles pour le milieu marin comprennent au moins un essai de courte durée pour trois niveaux trophiques (poissons, crustacés et bactéries) + un essai de courte durée pour un groupe taxonomique additionnel (mollusques), et l'espèce représentative pour les groupes taxonomiques les plus sensibles est incluse dans l'ensemble de données (crustacés)	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce
NQE-MA	0,087 ng/L	0,00944 µg/L (CE ₁₀ 28 j, <i>Americamysis bahia</i> ; EPP, 2018b; 2, fiable avec restrictions) 0,018 µg/L (CSEO 28 j, <i>Americamysis bahia</i> ; US EPA, 2009; 2, fiable avec restrictions) 0,05 µg/L (CSEO 7 j, <i>Acartia clausi</i> ; Willis et Ling, 2003; 2, fiable avec restrictions)	100; Les données disponibles comprennent des résultats à long terme pour trois espèces d'eau douce ou d'eau de mer représentant trois niveaux trophiques (plantes, insectes, crustacés et poissons)	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce
NQE pour les milieux benthiques	Champ lointain seulement selon la recommandation de l'UKTAG (2020) : 23,5 ng/kg	1,175 µg/kg sédiments secs (CSEO 28 j, <i>Chironomus riparius</i> ; EFSA, 2012; 2, fiable avec restrictions) 17,6 µg/kg sédiments secs (CE ₁₀ 28 j, <i>Leptocheirus plumulosus</i> ; EPP,	50; Trois essais de longue durée sur les sédiments avec des espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes.	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce La présence d'un essai

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
		2018e; 2, fiable avec restrictions). 19,9 µg/kg sédiments secs (CSEO 10 j, <i>Arenicola marina</i> ; EPP, 2018c; 2, fiable avec restrictions)		marin supplémentaire ne justifie pas un facteur d'évaluation de 10, étant donné que les conditions de vie des amphipodes sont similaires.

Les références et les évaluations de la fiabilité sont indiquées entre parenthèses.

Ivermectine

Préparation et application

L'ivermectine (préparation couramment utilisée : Ivomec®) est une avermectine. Elle contient au moins 80 % de 22,23-dihydroavermectine B1a et pas plus de 20 % de 22,23-dihydroavermectine B1b (Tway et al., 1981). Un traitement typique (de juin à novembre) à l'ivermectine varie de 50 µg/kg de biomasse de poisson lorsqu'il est administré deux fois par semaine à 1 semaine d'intervalle à 200 µg/kg de biomasse de poisson lorsqu'il est administré toutes les deux semaines (Davies et Rodger, 2000).

Solubilité et mode d'action

L'ivermectine est soluble dans la plupart des solvants organiques et a une faible solubilité dans l'eau (SEPA, 1998b). Elle a une forte affinité avec les lipides, le sol et la matière organique (Tomlin, 1997). Le logarithme du coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) de l'ivermectine est de 4,1 (Pub Chem, 2018). Sur la base de ces renseignements, nous calculerons une NQE pour les compartiments eau et sédiments. Dans des études sur le poisson-zèbre, on a déterminé un FBC de 63 à 111 pour l'ivermectine (Rombke et al., 2018). Davies et al. (1997) ont calculé un FBC de 750 pour les moules après une exposition à l'ivermectine sur une période de six jours.

L'ivermectine est un médicament antiparasitaire à large spectre faisant partie de la famille des avermectines. Elle provoque un influx d'ions à travers la membrane cellulaire des invertébrés par l'activation de canaux ioniques sensibles à l'ivermectine (Davies et Rodger, 2000). Ce mode d'action n'est pas propre aux nématodes et arthropodes parasites, et l'ivermectine peut donc avoir des effets sur d'autres invertébrés non ciblés lorsqu'elle pénètre dans l'environnement (Garric et al., 2007). Les produits de dégradation plus polaires de l'ivermectine (monosaccharides et aglycone), détectés comme produits de transformation dans le sol, se sont avérés moins toxiques pour les daphnies que les composés d'origine (Halley et al., 1989a).

NQE pour l'ivermectine ailleurs dans le monde

L'utilisation de l'ivermectine n'est pas autorisée en aquaculture en Irlande (Browne et Deegan, 2006). De même, actuellement, cette substance n'est pas approuvée pour une utilisation en aquaculture en Écosse. Cependant, elle a été utilisée dans les années 1990 et des NQE provisoires avaient été proposées à l'époque. Pour assurer la protection de la vie en eau douce, une NQE-MA de 0,01 ng/L et une NQE-CAM de 1 ng/L ont été proposées. On a obtenu ces valeurs en appliquant un facteur de sécurité de 100 et 10, respectivement, à la CL_{50} sur 48 heures de 0,0158 µg/L pour le cladocère *Daphnia magna* (SEPA, 1998, données confidentielles citées). Pour assurer la protection de la vie en eau salée, une NQE-MA de 1 ng/L

et une NQE-CAM de 10 ng/L ont été proposées. On a obtenu ces valeurs en appliquant des facteurs de sécurité de 100 et de 10, respectivement, à une CL₅₀ sur 96 heures de 0,07 µg/L pour le de mysidacé *Neomysis integer* (Davies et al., 1997).

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

En utilisant les critères d'effet les plus faibles par espèce, et après avoir fait un test d'égalité de la variance, nous avons effectué un test t pour les données sur la toxicité aiguë en eau douce et en eau de mer (P = 0,027, tableau 12).

Tableau 15. Comparaison des critères d'effet toxicologiques aigus de l'ivermectine sur les espèces pélagiques d'eau douce et d'eau de mer (les données suivent une distribution normale)

-	Données pour les espèces pélagiques d'eau douce	Données pour les espèces pélagiques d'eau de mer	Test t
Nombre d'observations	N = 5	N = 10	P = 0,027
Moyenne (µg/L)	85,46	390,71	

Des différences significatives existent entre les deux ensembles de données, ce qui ne nous permet pas de les regrouper. Nous allons calculer une NQE-CAM en utilisant uniquement l'ensemble des données pour l'eau de mer. Il est important de considérer ces comparaisons avec prudence, car la représentation des taxons diffère entre les ensembles de données pour l'eau de mer et les ensembles pour l'eau douce.

Pour les données sur la toxicité aiguë dans l'eau de mer, le critère d'effet le plus faible, rapporté par SSGA (1996) et cité et évalué par la SEPA (1998b) comme données fiables mais avec des restrictions, est de **0,07 µg/L**, basé sur la CL₅₀ sur 96 heures pour le mysidacé *Neomysis integer*. L'ensemble de données pour l'eau de mer contient une C(E)_{L50} à court terme établie à l'aide de l'un des niveaux de l'ensemble de base (crustacés), et plus de deux C(E)_{L50} à court terme pour certaines espèces taxonomiques additionnelles d'eau salée appartenant au groupe taxonomique des mollusques. Bien que les ensembles de données pour l'eau de mer et l'eau douce n'aient pas été regroupés, les données pour l'eau douce peuvent néanmoins être utilisées pour étayer le facteur d'évaluation. Les données disponibles pour l'eau douce comprennent au moins un critère d'effet à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (algues, crustacés et poissons). Sur la base des données disponibles, on peut utiliser un facteur d'évaluation de 10. L'utilisation d'un facteur d'évaluation de 10 est d'autant plus justifiée que le groupe des algues (d'après les essais effectués en eau douce) ne fait pas partie des groupes les plus sensibles à l'exposition à l'ivermectine. Par conséquent, la valeur établie sera de 0,07 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 10, donne une **NQE-CAM de 0,007 µg/L (7 ng/L)**. Cette valeur est équivalente à celle qui a été proposée dans le document de la SEPA (SEPA, 1998b).

Un point important à noter sur la toxicité de l'ivermectine dans l'eau est que l'exposition à l'ivermectine dans la colonne d'eau n'est probablement pas une voie d'exposition pertinente, car l'ivermectine se sorbe sur la matière organique et le sol avec un faible potentiel de désorption (Krogh et al., 2008). Davies et al. (1997) ont effectué une première évaluation du risque pour l'environnement marin associé à l'ivermectine dissoute utilisée dans les exploitations piscicoles, et ils ont conclu que le danger par cette voie serait faible avec des effets toxiques aigus peu probables. Des données supplémentaires sur les concentrations dans la colonne d'eau pour les

différents scénarios de traitement pourraient être nécessaires afin d'étayer l'utilisation de cette norme. On ne dispose pas de renseignements sur les mécanismes d'action de l'ivermectine, les risques écotoxicologiques et les effets biologiques chez les espèces ciblées et non ciblées, et des recherches supplémentaires s'imposent (Bai et Ogbourne, 2016).

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

On ne disposait d'essais chroniques que pour les espèces d'eau douce (seulement deux points de données). Le critère d'effet le plus faible, cité par Garric et al. (2007) est de 0,0003 ng/L, basé sur une CSEO sur 21 jours pour *Daphnia magna*. La fiabilité de l'étude de Garric et al. (2007) a été évaluée dans le cadre du présent document selon les critères CRED d'évaluation des risques, et l'étude a été jugée fiable, mais avec des restrictions. Cette évaluation est étayée par l'intégration des données par Liebig et al. (2010) dans l'étude *Environmental Risk Assessment of Ivermectine*. L'étude de Garric sur la toxicité de l'ivermectine dans l'eau est basée sur des concentrations déterminées par calcul avec des valeurs inférieures à la limite de détection du composé. Toute étude d'écotoxicité qui n'est pas étayée par des données analytiques (c.-à-d. des critères d'effet déclarés comme valeurs nominales) serait automatiquement exclue des études les plus fiables à utiliser pour l'établissement des NQE (TGD, 2018). Cependant, ces études peuvent éventuellement être utilisées (Lepper, 2005) si suffisamment de données justificatives fournissent des plages de toxicité fiables, car les concentrations nominales surestiment généralement la concentration finale (TGD, 2018).

Compte tenu des différences de sensibilité entre les espèces d'eau douce et d'eau de mer (tableau précédent pour les critères d'effet aigus) et du fait que le seul critère d'effet chronique est une valeur pour l'eau douce basée sur une concentration nominale, nous utiliserons le critère d'effet aigu pour l'eau de mer afin d'établir des NQE pour les espèces pélagiques, à ce stade-ci.

Le critère d'effet à court terme le plus faible, rapporté par SSGA (1996) et cité et évalué par la SEPA (1998b) comme étant fiable mais avec des restrictions, est de 0,07 µg/L, basé sur la CL₅₀ sur 96 heures pour le mysidacé *Neomysis integer* (comme il est indiqué ci-dessus). L'ensemble de données sur les effets aigus dans l'eau de mer comprend la représentation d'un groupe taxonomique (crustacés) d'un niveau trophique, ainsi que deux ou plusieurs critères d'effet pour des groupes taxonomiques marins additionnels (mollusques). Bien que les ensembles de données pour l'eau de mer et l'eau douce n'aient pas été regroupés, les données pour l'eau douce peuvent néanmoins être utilisées pour étayer le facteur d'évaluation. Les données disponibles pour l'eau douce comprennent au moins un critère d'effet à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (algues, crustacés et poissons). Sur la base des données disponibles, on peut utiliser un facteur d'évaluation de 1 000. Toutefois, le facteur d'évaluation peut être diminué si on dispose de plusieurs points de données pour le groupe taxonomique le plus sensible (c.-à-d. le groupe présentant une toxicité aiguë plus de 10 fois inférieure à celle des autres groupes), ce qui semble être le cas pour les crustacés. Par conséquent, un facteur d'évaluation de 100 sera utilisé. La valeur établie sera de 0,07 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 100, donne une **NQE-MA de 0,0007 µg/L (0,7 ng/L)**.

Détermination des NQE pour les milieux benthiques

Avec seulement trois points de données (valeurs les plus faibles utilisables) pour l'ensemble de données pour l'eau douce, on ne peut effectuer aucune comparaison des ensembles de données sur la toxicité de l'ivermectine pour les milieux benthiques.

Après regroupement des données pour l'eau douce et l'eau de mer (ce regroupement n'exclut pas l'existence potentielle de différences entre les deux milieux), les valeurs les plus faibles pour l'eau de mer (tableau 4-E de l'annexe) proviennent de l'essai sur *Arenicola marina* (Thain

et al., 1997) avec une CSEO de 0,015 mg/kg. Il a été démontré qu'*A. marina* est plus sensible à l'ivermectine par ingestion que les autres organismes marins pour lesquels il existe des données publiées (Burridge et Haya, 1993). En outre, selon Thain et al. (1997), un essai de réenfouissement avec des vers survivants a montré qu'une exposition antérieure à des concentrations d'ivermectine supérieures à 0,008 mg/kg sédiments humides avait une incidence négative sur la capacité d'*A. marina* à s'enfouir ultérieurement dans des sédiments propres. *A. marina* produit des cylindres de sédiments qui passent dans l'intestin, principalement pendant l'alimentation, mais aussi à la suite de la construction du terrier. La réduction de la production de cylindres implique non seulement une réduction de l'apport alimentaire, mais aussi une réduction de la bioturbation des sédiments, et potentiellement, une réduction des processus métaboliques aérobie dans les sédiments (Thain et al., 1997). Les concentrations auxquelles le comportement d'*A. marina* change sont informatives, mais leur cote de fiabilité était de 3 (non fiables) et ne sont pas prises en compte dans la déduction des NQE sans une relation dose-réponse plus approfondie et une meilleure connaissance des conséquences à long terme de la réduction de la production de cylindres et du ré-enfouissement.

La valeur la plus faible en eau douce, d'après Egeler et al. (2010), est de 0,0031 mg/kg p.s., fondée sur une CSEO sur 10 jours pour *Chironomus riparius* (Egeler et al., 2010). Nous avons utilisé l'évaluation des risques selon les critères CRED pour évaluer la fiabilité de cette étude, et elle s'est avérée fiable. La CSEO pour *Chironomus riparius* était liée au poids sec des larves (c.-à-d. à la croissance). L'ensemble des données regroupées comprend trois essais de longue durée sur des sédiments avec les espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes (y compris deux essais avec la même espèce marine, et en considérant des expositions de 10 jours comme valeurs chroniques), ce qui donne un facteur d'évaluation de 50. La valeur obtenue est de 3,1 µg/kg p.s. qui, divisée par un facteur d'évaluation de 50, donne une **NQE en champ proche pour les milieux benthiques de 0,062 µg/kg sédiments secs (62 ng/kg sédiments secs)**. En divisant davantage cette valeur par un facteur de 10, on obtient une **NQE en champ lointain pour les milieux benthiques de 0,0062 µg/kg sédiments secs (6,2 ng/kg sédiments secs)**.

L'étude de Cannavan et al. (2000) est l'une des rares à avoir examiné la concentration de 22,23-dihydroavermectine B1a dans une exploitation piscicole où l'ivermectine était administrée par voie orale. La concentration moyenne de 22,23-dihydroavermectine B1a détectée dans les six carottes de sédiments prélevées directement sous le bloc de cages était de 5,0 ng/g (ou µg/kg) dans les 3 cm supérieurs, de 3,1 ng/g dans la couche de 3 à 6 cm et de 0,7 ng/g dans la couche de 6 à 9 cm (Cannavan et al., 2000). À des profondeurs supérieures à 9 cm, les concentrations de 22,23-dihydroavermectine B1a étaient inférieures à la limite de quantification et aucune substance n'a été détectée dans les échantillons prélevés à plus de 31 m du bloc de cages (Cannavan et al., 2000). Cela indique que les échantillons prélevés sous les cages, conformément à l'étude susmentionnée, seraient inférieurs aux NQE proposées.

En résumé, les valeurs NQE établies pour l'ivermectine sont les suivantes :

Dans l'eau (la question de savoir si l'exposition à l'ivermectine dans la colonne d'eau est une voie d'exposition pertinente doit être débattue plus à fond) :

- NQE-CAM : 7,0 ng/L
- NQE-MA : 0,7 ng/L

Dans les sédiments :

- NQE pour les milieux benthiques : 0,062 µg/kg sédiments secs (en champ proche) et 0,0062 µg/kg sédiments secs (6,2 ng/kg) (en champ lointain)

Si l'on tient compte des limites de détection dans les sédiments (selon la méthode décrite dans Wong et al., 2022), les valeurs seuil sont inférieures à la limite de quantification (SDM de 1,23 ng/g et LQ de 3,93 ng/g). Par conséquent, il existe des limites techniques potentielles de détection selon la méthode d'analyse décrite dans Wong et al. (2022). Pour l'eau, la LD pour la mesure de l'ivermectine est de 0,2 ng/L selon Garric et al. (2007).

Tableau 16. Résumé des valeurs NQE établies pour l'ivermectine

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM	7 ng/L	<p>0,07 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Neomysis integer</i>; Davies et al., 1997; 2, fiable avec restrictions)</p> <p>300 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Pecten maximus</i>; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b; 2, fiable avec restrictions)</p> <p>380 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Tapes semidecassata</i>; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b; 2, fiable avec restrictions)</p>	<p>10;</p> <p>Les données disponibles comprennent au moins un critère d'effet à court terme représentant trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (algues, crustacés et poissons) plus un ou plusieurs critères d'effet à court terme pour des espèces taxonomiques additionnelles d'eau de mer (mollusques)</p>	<p>NQE établie en utilisant uniquement les données pour l'eau de mer</p> <p>Les données pour l'eau de mer et l'eau douce ont été utilisées pour étayer l'utilisation du facteur d'évaluation</p> <p>Les algues ne figurent pas parmi les groupes taxonomiques les plus sensibles à l'exposition à l'ivermectine, et l'application d'un facteur de 10 est justifiée pour l'établissement des normes.</p>
NQE-MA	0,7 ng/L	<p>0,07 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Neomysis integer</i>; Davies et al., 1997; 2, fiable avec restrictions)</p> <p>300 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Pecten maximus</i>; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b; 2, fiable avec restrictions)</p> <p>380 µg/L (CL₅₀ 96 h, <i>Tapes semidecassata</i>; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b; 2, fiable avec restrictions)</p>	<p>100;</p> <p>Avec un seul critère d'effet chronique pour l'eau douce d'après une concentration nominale, le critère d'effet aigu le plus faible pour l'eau de mer a été utilisé pour établir la NQE annuelle moyenne pour les espèces pélagiques. La C(E)_{L50} à court terme la plus faible d'après l'ensemble de données pour l'eau de mer a été choisie.</p> <p>Les données disponibles comprennent au moins un critère d'effet à court terme représentant trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (algues, crustacés et poissons) plus un ou plusieurs critères d'effet à</p>	<p>NQE établie en utilisant uniquement les données pour l'eau de mer</p> <p>Les données pour l'eau de mer et l'eau douce ont été utilisées pour étayer l'utilisation du facteur d'évaluation</p> <p>Les algues ne figurent pas parmi les groupes taxonomiques les plus sensibles à l'exposition à l'ivermectine, et l'application d'un facteur de 100 est justifiée pour</p>

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
			court terme pour des espèces taxonomiques additionnelles d'eau de mer (mollusques)	l'établissement des normes.
NQE pour les milieux benthiques	Champ proche : 0,062 µg/kg sédiments secs Champ lointain (/10) : 0,0062 µg/kg sédiments secs	0,0031 mg/kg (CSEO 10 j, <i>Chironomus riparius</i> ; Egeler et al., 2010; 2, fiable avec restrictions) 0,015 mg/kg (CSEO 10 j, <i>Arenicola marina</i> ; Thain et al., 1997; 2, fiable avec restrictions) 0,018 mg/kg p.h. (CL ₅₀ 10 j, <i>Arenicola marina</i> ; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b; 2, fiable avec restrictions)	50; Les données disponibles comprennent trois essais de longue durée sur les sédiments avec des espèces représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes (insectes, nématodes, annélides, crustacés, échinodermes), y compris au moins deux essais sur des espèces marines (une exposition de 10 j a été considérée comme une exposition chronique)	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce Les valeurs seuil sont inférieures à la limite de quantification (SDM de 1,23 ng/g et LQ de 3,93 ng/g), et les techniques de détection présentent donc des limitations potentielles.

Les références et les évaluations de la fiabilité sont indiquées entre parenthèses.

Téflubenzuron

Composition et application

Le principe actif de Calicide® est le téflubenzuron (0,2 % p/p). Le téflubenzuron (n° CAS : 83121-18-0) est un insecticide de type acylurée. Les aliments contenant un médicament sont préparés par l'enrobage de granulés commerciaux d'aliments pour poissons avec du téflubenzuron (chimiquement pur à au moins 95 %) sous forme de poudre à une concentration de 2 g/kg aliments. Les aliments sont pulvérisés avec de l'huile de poisson, ce qui augmente l'adhérence de la matière aux granulés d'aliments. La dose orale prévue est de 10 mg de téflubenzuron par kilogramme de biomasse de poisson une fois par jour pendant sept jours consécutifs (FAO, 2016).

Solubilité et mode d'action

Le téflubenzuron a une faible solubilité dans l'eau, une grande affinité pour les substrats organiques dans l'eau et les sédiments, et, il a été constaté que cette substance et ses produits de dégradation sont plus persistants dans les sédiments que dans l'eau seule (SEPA, 1998c). La solubilité de 19 mg/L et le coefficient de partage (log K_{oe}) de 4,3 indiquent également un potentiel de persistance dans les sédiments (Tomlin, 1997). Le FBC du téflubenzuron chez les poissons est équivalent à 300, tandis que Brooks et al. (2019) ont trouvé un FBC de 1 304 pour les moules (FBC cinétique) à la suite d'une exposition dans l'eau. La demi-vie du téflubenzuron est d'environ 92 jours dans le sol et 7,3 jours dans l'eau. Par conséquent, une NQE pour l'eau et les sédiments sera déterminée.

Le téflubenzuron est un inhibiteur de la chitine synthétase, laquelle interfère avec la production de la chitine formant l'exosquelette, et donc avec la mue qui se produit dans les différents

stades de vie du pou de mer. En raison de son mode d'action très spécifique, le téflubenzuron est relativement non toxique pour les poissons et les algues, mais il pourrait avoir des effets nocifs sur de nombreux insectes et crustacés non ciblés chez qui la synthèse de la chitine est un élément important de la croissance. Les données toxicologiques recueillies pour le téflubenzuron manquaient de références primaires et contenaient surtout des rapports classés confidentiels et non accessibles pour consultation.

NQE pour le téflubenzuron ailleurs dans le monde

Le téflubenzuron n'est pas utilisé actuellement en Écosse. La dernière utilisation remonte à 2013, avant que le titulaire de l'autorisation de mise en marché ne retire le produit du marché. Les NQE de la SEPA étaient de 10 mg/kg (poids sec) en champ proche (sous la cage) et de 2,0 µg/kg en champ lointain (SEPA, 2005). La norme de 2,0 µg/kg en champ lointain a été établie à partir de données sur la toxicité chronique pour le cycle de vie sous forme de concentrations mesurées en poids sec dans les sédiments, c'est-à-dire une CSEO sur 28 jours pour l'amphipode *Corophium volutator* vivant dans les sédiments, un crustacé (SEPA, 1999), et en utilisant un facteur de sécurité de 10. La norme de 10 mg/kg (poids sec) en champ proche a été établie à partir des données toxicologiques pour les sédiments (concentrations nominales) pour *Arenicola marina* en utilisant un facteur de sécurité x1 000. On a estimé que cette dernière norme pouvait être améliorée et que la pertinence de cette valeur devait être évaluée (SEPA, 1999).

La concentration seuil de téflubenzuron dans l'eau fixée par la SEPA est de 0,03 µg/L (30 ng/L) comme concentration maximale autorisée dans un plan d'eau et de 0,006 µg/L (6 ng/L) comme concentration moyenne autorisée dans un plan d'eau (Henderson et Davies, 2000; SEPA, 2014). Ces normes ont été établies à partir de données sur la toxicité chronique pour le cycle de vie dans une étude de 27 jours sur *Mysidopsis bahia* (Baird et al., 1997) et en appliquant un facteur de sécurité x2 pour la norme annuelle et un facteur de sécurité x10 pour la CAM. Il est important de souligner que nous n'avons pas pu consulter l'étude de Baird, car le document était classé confidentiel et nous n'avons donc pas pu commenter les détails de cette étude (la référence a été copiée du rapport de la SEPA).

En Norvège, les NQE récemment proposées pour l'eau et le biote (soumises à l'Agence norvégienne de l'environnement) comprennent des NQE pour le téflubenzuron et le diflubenzuron dans l'eau de mer. Pour le téflubenzuron, une NQE moyenne annuelle et une NQE maximale admissible dans l'eau de 2,5 ng/L et 12 ng/L, respectivement, ont été proposées. La NQE-MA était fondée sur une étude en mésocosme réalisée sur des crustacés, ce qui a donné une CSEO de 0,005 µg/L, et un facteur d'évaluation suggéré de 2 (EFSA, 2008a). La NQE-MA a été fixée à $0,005/2 = 0,0025$ µg/L (Miljødirektoratet, 2014). Pour les sédiments, la NQE proposée est de 0,0004 µg/kg : 0,4 ng/kg (Miljødirektoratet, 2014). Ces NQE ont été proposées à l'Agence norvégienne de l'environnement (Miljødirektoratet, 2014) et n'ont, à notre connaissance, pas été officiellement adoptées par la Norvège (MacKen et al., 2015).

Cependant, les études ayant examiné les effets du téflubenzuron sur les crustacés non ciblés ont permis de relever plusieurs lacunes dans les connaissances, notamment en ce qui a trait aux doses qui induiront une mortalité après une exposition de longue durée des crustacés à ce produit thérapeutique. En particulier, on manque d'études connues sur les effets exprimés par une CSEO, une CE₅₀ ou une CME0 (concentration minimale entraînant un effet observé) du téflubenzuron sur le homard américain.

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

Il n'y a pas assez de critères d'effet dans l'ensemble de données sur la toxicité aiguë pour comparer la sensibilité des organismes en eau douce et en eau de mer. Par conséquent, les données pour l'eau de mer et l'eau douce seront regroupées.

Le critère d'effet le plus faible pour l'eau de mer, tel que rapporté dans MacKen et al. (2015), est de 0,0032 µg/L (concentrations mesurées), basé sur la CSEO sur 7 jours pour le copépode *Tisbe battagliai*. L'évaluation des risques selon les critères CRED a été utilisée pour déterminer la fiabilité de l'étude, et celle-ci a été jugée fiable. Les données disponibles comprennent au moins un essai de courte durée pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés, plantes), y compris deux ou plusieurs critères d'effet à court terme pour un groupe taxonomique marin spécifique additionnel (crustacés), ce qui donne un facteur d'évaluation de 100. Comme les points de données supplémentaires pour l'eau de mer portent sur les crustacés, qui constituent le groupe le plus sensible, on peut abaisser le facteur d'évaluation à 50. La valeur calculée est de 0,0032 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 50, donne une **NQE-CAM de 0,06 ng/L**. Cette valeur est conforme à la CESE pour l'eau de mer proposée par MacKen et al. (2015) dans l'étude sur *Tisbe battagliai*.

L'organisme ciblé (le pou de mer) et l'organisme non ciblé (*T. battagliai*) ont tous deux des cycles de vie similaires et ont besoin de chitine pour se développer dans les divers stades du cycle de vie où leur morphologie est différente (MacKen et al., 2015). Le téflubenzuron a une faible solubilité dans l'eau, il est relativement hydrophobe et peut donc se lier aux particules et se retrouver dans les sédiments. En raison de sa nature épibenthique, *T. battagliai* est une espèce d'essai pertinente pour évaluer le danger pour l'environnement de ces substances d'essai, car elle est présente à l'interface sédiments-eau et peut être exposée à la fois aux contaminants hydrosolubles et liés aux particules (MacKen et al., 2015).

La NQE obtenue est inférieure à celle proposée par l'Agence norvégienne selon le rapport de sMiljødirektoratet (2014) (12 ng/L) et à la valeur de la SEPA (30 ng/L). Pour calculer la NQE présentée dans ce document, nous avons utilisé les données les plus récentes publiées dans la littérature (p. ex., MacKen et al., 2015) et nous avons appliqué un facteur d'évaluation différent.

Un point important concernant la toxicité du téflubenzuron dans l'eau est que l'exposition dans la colonne d'eau n'est probablement pas une voie d'exposition pertinente, car le téflubenzuron a une faible solubilité dans l'eau et se sorbe sur les substrats organiques dans l'eau et les sédiments (SEPA, 1998c). Medeiros et al. (2013) l'ont démontré dans une étude de toxicité aiguë sur des organismes pélagiques d'eau douce exposés au téflubenzuron à la fois en présence et en l'absence de sédiments. Les résultats ont montré que la présence de sédiments entraînait jusqu'à 78 % de réduction des CE₅₀ estimées (Medeiros et al., 2013). Il sera peut-être nécessaire d'obtenir des données supplémentaires sur les concentrations dans la colonne d'eau selon différents scénarios de traitement, afin d'étayer l'utilisation de cette norme.

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

À notre connaissance, on ne dispose que d'un seul résultat sur la toxicité chronique en eau de mer et d'un seul résultat sur la toxicité chronique en eau douce pour les espèces pélagiques. Sur la base des données disponibles (deux résultats à long terme applicables à un groupe taxonomique sensible), avec des essais supplémentaires à court terme (poissons et plantes d'eau douce) indiquant que ces groupes ne sont pas les plus sensibles (TGD, 2018), le facteur d'évaluation de 500 peut être réduit à 100 et demeurer utilisable. On peut abaisser les facteurs d'évaluation si on dispose de plusieurs points de données pour le groupe taxonomique le plus sensible (TGD, 2018), notamment à la lumière du mode d'action spécifique du médicament. Le critère d'effet chronique le plus faible, selon Drott et Swigert (1996) et cité par l'EFSA (2008a),

est de 0,043 µg/L d'après la CSEO sur 27 jours pour le mysidacé *Mysidopsis bahia*. Cette étude a été jugée fiable par les spécialistes de l'EFSA. La valeur établie sera de 0,043 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 100, donne une **NQE-MA de 0,43 ng/L**. Cette valeur est inférieure à celle qui a été proposée dans le contexte norvégien, qui est de 2,5 ng/L, et à la NQE-MA de la SEPA, qui est de 6 ng/L.

La NQE-MA obtenue selon cette procédure est plus élevée que la NQE-CAM obtenue d'après les résultats de MacKen et al. (2015). Lorsque les données sont rares ou que le rapport entre les effets aigus et les effets chroniques est restreint, la NQE-CAM estimée peut parfois être plus rigoureuse que la NQE-MA. Il est possible également que les effets observés dans les études de toxicité chronique soient dus au contact initial avec la substance d'essai, plutôt qu'à une exposition prolongée. La mortalité calculée dans l'étude sur *Mysidopsis bahia* (0,063 µg/L) est similaire au résultat de l'étude de toxicité aiguë de 7 jours sur les mysidacés (juvéniles), dans laquelle la CL₅₀ était de 0,057 µg/L. Cela indique que les effets observés dans l'étude de toxicité chronique peuvent être associés à des effets aigus à des moments clés de l'étude (potentiellement pendant la mue). Lorsque la NQE-CAM est inférieure à la NQE-MA, on devrait procéder à une analyse approfondie pour examiner les causes possibles. Comme les effets de l'exposition chronique surviennent normalement à des concentrations plus faibles que pour une exposition aiguë, les valeurs NQE-CAM inférieures à la NQE-MA ne sont pas logiques du point de vue toxicologique. Le document technique d'orientation (2018) recommande de fixer une NQE-CAM égale à la NQE-MA. Nous conserverons les deux valeurs dans le présent document et nous ajouterons cette recommandation dans le tableau récapitulatif (tableau 17).

Les prédictions concernant la toxicité du téflubenzuron sont que les effets se produiraient chez les espèces qui remanient des sédiments dans la zone intermédiaire à proximité des cages traitées et que les effets pourraient persister jusqu'à 6 mois, au fur et à mesure de la dégradation du téflubenzuron (SEPA, 1999). Le téflubenzuron a été mesuré dans des conditions de terrain. Les concentrations mesurées de téflubenzuron dans l'eau étaient maximales au site de traitement un jour après celui-ci, à trois mètres sous la surface, et étaient de 0,0355 µg/L. Elles se situaient entre 0,01 et 0,03 µg/L à 50 m au large du site et étaient non détectables à 50 m et à 100 m de la zone côtière (Cantox, 1997). À ces concentrations et d'après la CSEO pour *Mysidopsis bahia*, le téflubenzuron dans l'eau ne devrait pas avoir d'effets nocifs sur cette espèce (Skretting, 2011).

Détermination des NQE pour les milieux benthiques

Les données disponibles sur les organismes benthiques sont assez limitées. Quatre résultats de toxicité pour les sédiments ont été trouvés dans la littérature : une CSEO sur 28 jours de 0,05 mg/kg sédiments secs pour *Chironomus riparius* (eau douce) (EFSA, 2008a); une CSEO sur 28 jours de 17,3 µg/kg sédiments secs pour *Corophium volutator* (amphipode/crustacé, eau de mer – ce point de données a été déclaré par Glass (1997), cité dans SEPA (2009) et utilisé par la SEPA pour calculer les NQE, mais l'étude originale n'était pas disponible pour consultation); une étude de mortalité sur 10 jours avec *Capitella* sp. (polychète/annélide, eau de mer) à 25 000 µg/kg sédiments secs; une étude avec *Arenicola* sur 10 jours (CL₅₀ > 10 000 mg/kg) (tableau 5-D en annexe). Cependant, l'étude de *Capitella* sp. ne comprenait pas une CSEO ou une CE₁₀, et sans ces critères d'effet, on peut seulement utiliser ces données comme information complémentaire, ce qui ne convient pas pour calculer une NQE (TGD, 2018). De même, l'étude avec *Arenicola* ne fournit que des données complémentaires.

Par conséquent, il n'existe que deux études à long terme pour deux animaux benthiques différents représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes (un insecte d'eau douce et un crustacé d'eau salée), ce qui nécessite un facteur d'évaluation de 100 (TGD, 2018).

On obtient donc une **NQE de 0,173 µg/kg pour les milieux benthiques en champ proche** en utilisant le critère d'effet le plus faible de 17,3 µg/kg sédiments secs d'après la CSEO sur 28 jours, évaluée par la SEPA comme étant fiable mais avec des restrictions, et en la divisant par un facteur d'évaluation de 100. En divisant à nouveau cette valeur par un facteur de 10, on obtient une **NQE de 0,017 µg/kg (17 ng/kg) pour les milieux benthiques en champ lointain**. Ces valeurs sont inférieures aux valeurs de la SEPA, mais demeurent supérieures à la NQE norvégienne (nous n'avons trouvé aucune information sur la déduction de cette valeur proposée) (0,4 ng/kg), citée dans MacKen et al. (2015), et qui n'est pas encore adoptée par la Norvège.

Pour ce qui est des études sur le terrain, Langford et al. (2014) ont trouvé des concentrations médianes de 10,5 et 65,2 ng/g (µg/kg p.s.) après avoir échantillonné des sédiments dans deux exploitations piscicoles en Norvège, ce qui a donné des valeurs supérieures à la NQE de 0,173 ng/g.

En résumé, les NQE établies pour le téflubenzuron sont les suivantes :

Dans l'eau :

- NQE-CAM : 0,06 ng/L. Cette valeur est inférieure à la NQE-MA; nous recommandons qu'elle soit adoptée comme seuil unique.
- NQE-MA : 0,43 ng/L

Dans les sédiments :

- NQE pour les milieux benthiques : 0,173 µg/kg sédiments secs (en champ proche) et 0,017 µg/kg sédiments secs (en champ lointain)

Les méthodes actuelles d'analyse du téflubenzuron par CL-SM permettent d'atteindre des limites de détection de 2 ng/L (ppt) dans l'eau de mer (SEPA, 1999), ce qui rend impossible la mise en œuvre de l'une ou l'autre des valeurs NQE retenues. Outre les questions soulevées ci-dessus concernant la pertinence environnementale, les limitations techniques représentent un autre défi qui souligne la nécessité de revoir les NQE pour le compartiment eau. La possibilité d'adopter les valeurs proposées par la SEPA ou les spécialistes norvégiens pourrait être une option. Les résidus de téflubenzuron dans les eaux de surface, souterraines et potables peuvent également être déterminés par CLHP-UV avec une LQ de 0,1 µg/L. Les spécialistes européens ont conclu que la concentration réglementaire acceptable pour les invertébrés aquatiques est de 0,0025 µg/L, selon les normes proposées par la Norvège. Par conséquent, l'EFSA a déterminé qu'il manque de données pour établir une méthode d'analyse permettant de mesurer les résidus de téflubenzuron dans les eaux de surface avec une LQ de 0,0025 µg/L (EFSA, 2008a).

Si nous tenons compte des limites de détection dans les sédiments (selon la méthode décrite dans Wong et al., 2022), les valeurs seuil en champ proche et en champ lointain sont inférieures à la LQ (0,36 à 1,89 ng/g selon le type de sédiments).

Tableau 17. Résumé des valeurs NQE déduites pour le téflubenzuron

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM	0,064 ng/L	0,0032 µg/L (CSEO 7 j, <i>Tisbe battagliai</i> ; MacKen et al., 2015 ; 2, fiable avec restrictions) 0,01 µg/L (CME0 7 j, <i>Tisbe battagliai</i> ; MacKen et al., 2015 ; 2, fiable avec restrictions) 0,057 µg/L (CL ₅₀ 7 j, <i>Mysidopsis bahia</i> ; Skretting ARC, 2011; 2, fiable avec restrictions)	50; Les données disponibles comprennent au moins un essai de courte durée pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés, plantes), ce qui nécessite un facteur d'évaluation de 100 réduit à 50 en raison de la représentation adéquate des groupes taxonomiques les plus sensibles	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce Cette valeur est plus faible que la NQE-MA; nous recommandons d'adopter la NQE-MA comme seuil unique. Il y a lieu d'interpréter avec prudence les données pour justifier l'adoption possible de cette valeur.
NQE-MA	0,43 ng/L	0,043 µg/L (CSEO 27 j, <i>Mysidopsis bahia</i> ; EFSA, 2008a; 2, fiable avec restrictions) 0,062 µg/L (CSEO 21 j, <i>Daphnia magna</i> ; EFSA, 2008a; 2, fiable avec restrictions)	100; Les données disponibles comprennent deux résultats à long terme pour les espèces d'eau douce ou d'eau de mer représentant un groupe taxonomique sensible (crustacés), avec des essais additionnels à court terme sur des groupes taxonomiques d'eau douce (poissons et plantes) pour confirmer qu'ils ne représentent pas des groupes taxonomiques sensibles	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce
NQE pour les milieux benthiques	Champ proche : 0,173 µg/kg Champ lointain (/10) : 0,017 µg/kg	17,3 µg /kg p.s. (CSEO 28 j, <i>Corophium volutator</i> ; SEPA, 1999; 2, fiable avec restrictions) 50 µg /kg p.s. (CSEO 28 j, <i>Chironomus riparius</i> ; EFSA, 2008a; 2, fiable avec restrictions) 8 400 µg /kg p.s. (concentration avec effet subléta, 10 j, <i>Capitella</i> sp. I; Mendez, 2005; 2,	100; Un essai de longue durée en eau douce et un essai avec des sédiments d'eau de mer représentant des conditions de vie et d'alimentation différentes	Valeur obtenue en utilisant les données regroupées pour l'eau de mer et l'eau douce Les deux seuils sont inférieurs aux limites de détection dans des sédiments, et les techniques de détection présentent donc des limitations potentielles.

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
		fiable avec restrictions)		

Les références et les évaluations de la fiabilité sont indiquées entre parenthèses.

Lufénuron

Composition et application

Le produit (IMVIXA®) a été homologué pour usage d'urgence au Canada et il est utilisé uniquement en eau douce (dans les écloséries) avant introduction des poissons dans l'eau de mer. Le traitement prescrit est de 5 mg (lufénuron) par kilogramme de poids corporel (p.c.) jusqu'à une dose maximale de 35 mg/kg p.c. Le traitement doit durer au moins sept jours et peut être prolongé jusqu'à 14 jours pour s'assurer que les 35 mg/kg p.c. ont été administrés. L'administration de la lufénuron a lieu dans l'éclosérie, ce qui élimine ainsi la contribution la plus importante du rejet dans l'environnement de ce médicament administré par l'alimentation (Poley et al., 2018). Le médicament protège les poissons pendant qu'ils sont dans l'eau de mer, confrontés à une pression continue exercée par le pou de mer. Lorsque les poissons traités sont déplacés vers des sites marins, on s'attend à ce que l'une des principales voies d'entrée dans l'environnement soit les déjections des poissons sur une période prolongée, la lufénuron libre étant présente dans les matières fécales (McHenery, 2016).

Solubilité et mode d'action

La lufénuron fait partie de la classe des benzoyl-phényl-urées et agit comme inhibiteur de la synthèse de la chitine. Elle est classée comme un régulateur de croissance pour les animaux ayant un exosquelette de chitine. En tant que tel, il n'a aucun effet sur le pou de mer adulte qui ne mue plus, mais devrait l'empêcher d'atteindre le stade adulte. La lufénuron a également une faible solubilité dans l'eau et un coefficient de partage octanol-eau élevé ($K_{oe} = 5,12$), ce qui indique qu'il pourrait être absorbé par les matières particulaires et les surfaces et qu'il sera étroitement lié aux sédiments marins, et sera peu ou pas mobile.

Une étude portant sur 64 post-saumoneaux (*Salmo salar* L.) d'un poids corporel de 107 à 185 g, hébergés dans des bassins d'eau de mer, traités au [¹⁴C]-lufénuron, a montré que les filets et les échantillons extraits de matières fécales mélangées contenaient de la lufénuron après 178 jours (Rath et al., 2017). On s'attend bien sûr à ce que les concentrations de lufénuron dans l'eau de mer soient réduites par rapport aux concentrations dans l'eau douce, en raison de la dilution dans l'environnement marin et de l'excrétion moindre de la substance par les poissons sur une base quotidienne. La lufénuron dans l'environnement marin serait également sorbée sur les solides et migrerait vers les sédiments (McHenery, 2016). Sa demi-vie de dégradation dans les systèmes d'essai eau-sédiments varie de 34 à 188 jours (Brock et al., 2016; 2018). Dans les études de bioconcentration avec le crapet arlequin et la tête-de-boule, les FBC pour la lufénuron ont été établies à 5 300 et 28 000, respectivement (EFSA, 2008b). Comme nous l'indiquons ci-dessus, les FBC pour la lufénuron sont supérieurs aux seuils (tableau 2), ce qui obligera les scientifiques et les organismes de réglementation à en tenir compte dans leurs futurs travaux sur les NQE pour le biote.

Compte tenu du K_{oe} et des caractéristiques de la lufénuron, nous allons calculer une NQE pour les compartiments eau et sédiments.

La lufénuron ailleurs dans le monde

L'utilisation de la lufénuron est approuvée pour l'aquaculture du saumon au Chili depuis novembre 2016, mais n'a pas été approuvée pour le traitement du saumon aux États-Unis, en Écosse ou en Norvège. Son utilisation a été approuvée pour les essais de recherche clinique au Canada et en Norvège et pour la distribution de médicaments d'urgence (DMU) au Canada (côtes Est et Ouest).

Concentrations réglementaires acceptables proposées pour les organismes benthiques (CRA_{séd}) dans l'eau douce

Les valeurs proposées présentées dans la figure 2 ont été obtenues d'après les résultats scientifiques de deux principales études : Brock et al. (2016) et Brock et al. (2018). L'étude de Brock et al. (2016) était axée sur les relations concentration-réponse pour la lufénuron dans des microcosmes enrichis de sédiments et dans des essais biologiques de 28 jours en laboratoire avec les espèces benthiques standards d'eau douce *C. riparius*, *H. azteca* et *Lumbriculus variegatus*. Dans les essais réalisés par Brock et al. (2016), on a utilisé le produit phytosanitaire préparé appelé Match^{MD}. Les essais de toxicité aiguë ont révélé que l'espèce *Daphnia magna* présentait une concentration avec effet plus faible lorsqu'elle était exposée à Match^{MD} par rapport à la lufénuron pure (Brock et al., 2016). Dans Brock et al. (2018), les auteurs ont réalisé des essais de toxicité de 10 jours et de 28 jours en laboratoire sur des sédiments enrichis, avec d'autres arthropodes benthiques appartenant à différents groupes taxonomiques (diptères, éphéméroptères, trichoptères, mégaloptères, isopodes et amphipodes). Les valeurs étaient exprimées par poids de carbone organique (CO) dans les sédiments secs. Dans les sédiments prélevés sur le terrain et utilisés pour les essais de toxicité dans les sédiments, le carbone organique mesuré représentait 2,4 % du poids sec des sédiments (Brock et al., 2018). Ces auteurs ont réalisé une évaluation complète, comme l'indique la figure 2. Les concentrations réglementaires acceptables (CRA) de l'étape 1 (basées sur des espèces d'essai standards), de l'étape 2 (basées sur des espèces d'essai standards et supplémentaires) et de l'étape 3 (approche par écosystème modélisé) pour des sédiments enrichis à la lufénuron ne différaient pas sensiblement :

- La CRA_{séd} de l'étape 0 à l'équilibre dans la figure 2 est obtenue à l'aide d'une formule basée sur une CRA pour l'eau de mer, les propriétés du pesticide et la valeur K_{co} , d'après une CSEO de 0,1 µg/L sur 21 j pour *Daphnia magna* (EFSA, 2013; 2015; Brock et al., 2018). L'approche à l'équilibre a un défaut : elle néglige l'ingestion de sédiments comme voie d'absorption pertinente, car elle ne représente que le transfert se produisant par partage passif entre la matière organique, l'eau et les lipides (EFSA, 2015).
- L'étape 1 est actuellement fondé sur la recommandation du comité consultatif scientifique de l'EFSA (EFSA, 2013), c'est-à-dire utiliser l'essai de 28 jours avec des sédiments enrichis et *Chironomus riparius* pour les substances ayant une activité insecticide et l'essai de 28 jours avec des sédiments enrichis et *Lumbriculus* sp. pour les principes actifs ayant une activité fongicide avec l'application d'un facteur d'évaluation de 10.
- L'approche de la moyenne géométrique est une option de l'étape 2 qui peut être utilisée si, pour les taxons d'un ou plusieurs groupes taxonomiques potentiellement les plus sensibles, on dispose de plus de données toxicologiques que celles qui sont requises pour l'évaluation de l'étape 1, mais de moins de données que celles requises pour l'approche de la DSE. Lorsqu'on utilise l'approche de la moyenne géométrique, on calcule la C(E)_{L50} en utilisant toutes les valeurs C(E)_{L50} disponibles pour différentes espèces appartenant au même groupe taxonomique (p. ex., crustacés, insectes ou vers oligochètes) et caractérisées par un critère d'effet (p. ex., mortalité et immobilisation) comparable et des durées d'essai (p. ex., 48 heures et 96 heures) (EFSA, 2015).

- L'étape 3 est le résultat d'une évaluation de la DSE.

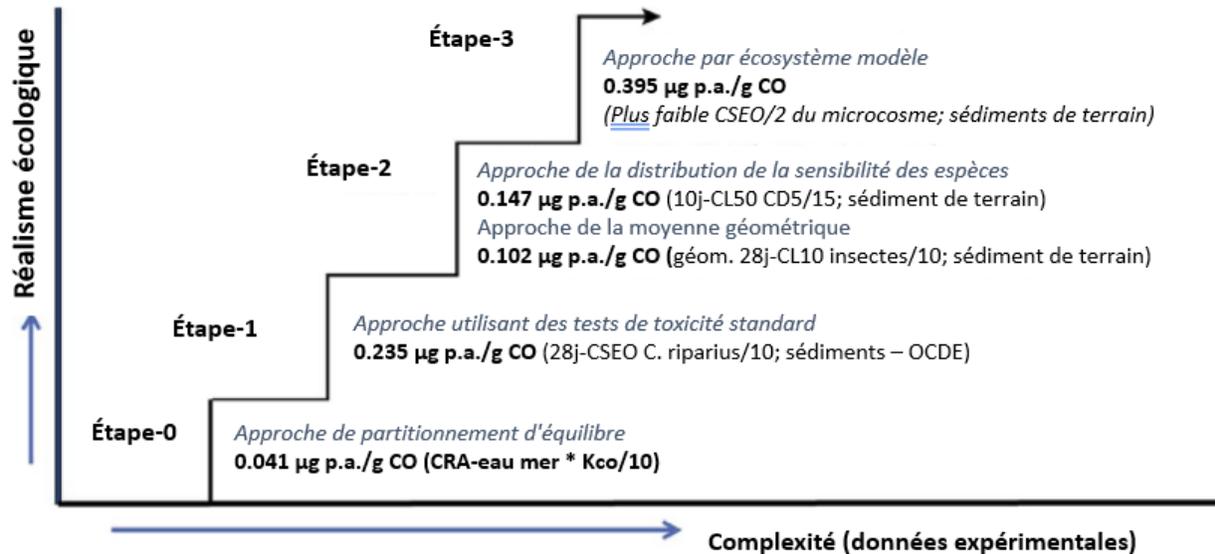


Figure 2. Aperçu des valeurs (CRA_{séd}) obtenues pour plusieurs étapes de l'évaluation des effets, selon les méthodes décrites dans EFSA (2015) (image tirée de Brock et al., 2018)

Détermination des NQE-CAM pour les espèces pélagiques

Les données sur la toxicité aiguë disponibles pour la lufénuron ne concernent que l'eau douce. Le critère d'effet aigu le plus faible, rapporté par Syngenta et cité dans FAO (2008), est de 1,1 µg/L basé sur une CE₅₀ sur 48 heures pour le cladocère *Daphnia magna* (tableau 6-A en annexe). Les détails de l'étude sont confidentiels et ne sont pas disponibles pour consultation. Cependant, elle a été utilisée dans l'évaluation de la lufénuron par la FAO en 2008 et est donc considérée comme fiable avec restrictions.

L'utilisation des essais sur *Daphnia magna* pour déduire la toxicité dans l'environnement marin reste controversée. Dans le cadre d'une étude sur les produits chimiques au large des côtes, Sverdup et al. (2002) ont conclu que pour 25 des 30 produits chimiques, *D. magna* s'est avéré moins sensible que le copépode marin par un facteur > 2. Cela souligne l'importance d'utiliser les données avec l'eau de mer pour la classification des dangers environnementaux, ainsi qu'à des fins d'évaluation des risques pour l'environnement (Environnement Canada, 1990; Sverdup et al., 2002). Poley et al. (2018) montrent que les effets généraux de la lufénuron sur les larves et les œufs de *L. salmonis* (représentatif des copépodes marins) sont similaires à ceux qui ont été observés précédemment chez les insectes. Cependant, les auteurs insistent sur la nécessité de déterminer tout effet de la lufénuron propre à un taxon sur la chitine synthase qui est la cible des benzoyl-phényl-urées, étant donné qu'elle est multifonctionnelle et qu'il existe une grande distance phylogénétique entre les copépodes et les insectes.

Les données toxicologiques disponibles comprennent au moins un essai de courte durée pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues), avec des espèces représentatives du groupe le plus sensible inclus dans l'ensemble (crustacés), ce qui donne un facteur d'évaluation de 100. La valeur établie sera de 1,1 µg/L qui, divisée par un facteur d'évaluation de 100, donne une **NQE-CAM de 0,011 µg/L (11 ng/L)**.

Détermination des NQE-MA pour les espèces pélagiques

Tout comme pour les NQE-CAM, les données toxicologiques chroniques sont peu nombreuses, elles concernent uniquement les critères d'effet dans l'eau douce et elles représentent deux niveaux trophiques : poissons, crustacés et insectes (tableau 6-B en annexe).

Le critère d'effet chronique le plus faible, rapporté par Syngenta et cité dans FAO (2008), est de 0,1 µg/L d'après la CSEO sur 21 jours pour *Daphnia magna* (tableau 6-B en annexe). Les détails de l'étude sont confidentiels et ne sont pas disponibles pour consultation. Cependant, elle a été utilisée dans l'évaluation de la lufénuron menée par la FAO en 2008 et est donc jugée fiable mais avec des restrictions. Les données toxicologiques disponibles comprennent des résultats à long terme pour des espèces d'eau douce représentant deux niveaux trophiques (insectes/crustacés et poissons), nécessitant un facteur d'évaluation de 500. Cependant, les facteurs d'évaluation peuvent être réduits si plus d'un point de données est disponible pour les groupes taxonomiques les plus sensibles (TGD, 2011), particulièrement en tenant compte du mode d'action spécifique du médicament, et un facteur d'évaluation de 100 sera alors appliqué. La valeur établie sera de 0,1 µg/L (basée sur la CSEO pour *Daphnia magna*, tout comme pour le choix du CRA de l'étape 0) qui, divisée par un facteur d'évaluation de 100, donne une **NQE-MA de 1 ng/L**.

Dans les essais avec sédiments enrichis menés par Brock et al. (2016, 2018), l'analyse chimique de l'eau et des sédiments porte à croire que la majeure partie de l'insecticide ayant servi à l'enrichissement n'était pas librement disponible dans l'eau interstitielle des sédiments et dans l'eau sus-jacente après sept jours à l'équilibre suivant l'enrichissement. Cela confirme que l'exposition des organismes pélagiques non ciblés est probablement moins pertinente sur le plan environnemental que l'exposition par le milieu benthique (Lopez-Mancisidor et al., 2008).

Détermination des NQE pour les milieux benthiques

Les données toxicologiques pour la lufénuron dans les sédiments sont basées sur un nombre important d'essais réalisés en eau douce. Wheeler et al. (2002) ont utilisé les DSE pour déterminer si les ensembles de données pour l'eau douce protègent adéquatement les ensembles d'espèces d'eau de mer pour 21 substances chimiques. Dans le cas des composés pesticides et narcotiques, les espèces d'eau salée ont tendance à être plus sensibles et un facteur d'incertitude approprié devrait être appliqué aux données d'eau douce de substitution (Wheeler et al., 2002), ce qui nécessite des recherches supplémentaires.

Les NQE pour les milieux benthiques pourraient être basées sur les valeurs proposées dans l'évaluation de Brock et al. (2018), conformément à la figure 2. L'étape 0 la plus prudente est égale à 0,984 µg/kg sédiments secs, et l'étape la plus pertinente d'un point de vue écologique (pour un écosystème d'eau douce) est de 9,48 µg/kg sédiments secs. La valeur de l'étape 2 proposée par Brock et al. (2018), établie selon une approche de la DSE (voie recommandée compte tenu du nombre d'essais réalisés dans le cadre de l'étude) serait appropriée. Une approche déterministe ne serait pas conseillée, compte tenu du nombre de points de données pour les groupes sensibles probablement ciblés par la lufénuron. La valeur de l'étape 2 est de **3,528 µg/kg sédiments secs**.

En résumé, les NQE établies pour la lufénuron sont les suivantes :

Dans l'eau :

- NQE-CAM : 0,011 µg/L (11 ng/L)
- NQE-MA : 1,0 ng/L

Dans les sédiments :

- Seuils suggérés d'après l'évaluation de Brock et al. (2018) (DSE de l'étape 2) : 3,528 µg/kg (en champ proche), valeur divisée par 10 pour le champ lointain : 0,353 µg/kg

Les méthodes d'analyse décrites par Wong et al. (2022) ont donné une SDM et une LQ pour la lufénuron de 0,067 et 0,217 ng/g, respectivement. Dans Brock et al. (2016), la LD et la LQ pour la lufénuron dans les sédiments étaient d'environ 0,008 et 0,024 µg p.a./g CO/kg sédiments secs, respectivement. Ces valeurs n'empêcheraient pas l'utilisation des seuils mentionnés ci-dessus.

Tableau 18. Résumé des NQE établies pour la lufénuron

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
NQE-CAM	11 ng/L	1,1 µg/L (CE ₅₀ 48 h, <i>Daphnia magna</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions) 1,3 µg/L (CE ₅₀ 48 h, <i>Daphnia magna</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions; 2, fiable avec restrictions) 4 µg/L (CE ₅₀ 48 h, <i>Daphnia magna</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions)	100; Les données disponibles comprennent au moins une C(E)L ₅₀ à court terme pour chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, crustacés et algues), y compris les espèces représentatives pour les groupes taxonomiques les plus sensibles (crustacés)	Valeur obtenue en utilisant les données pour l'eau douce seulement
NQE-MA	1 ng/L	0,1 µg/L (CSEO 21 j, <i>Daphnia magna</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions) 2 µg/L (CSEO 28 j, <i>Chironomus riparius</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions) 4 µg/L (CSEO 28 j, <i>Chironomus riparius</i> ; FAO, 2008; 2, fiable avec restrictions)	100; L'ensemble de données comprend des essais de longue durée pour des espèces d'eau douce représentant deux niveaux trophiques (insectes/crustacés et poissons) et on dispose de plus d'un point de données pour les groupes pour les groupes taxonomiques les plus sensibles (insectes/crustacés).	Valeur obtenue en utilisant les données pour l'eau douce seulement La NQE devrait être utilisée avec prudence, compte tenu de l'absence de données pour les espèces d'eau de mer
NQE pour les milieux benthiques	3,528 µg/kg sédiments secs		La valeur de l'étape 2 proposée par Brock et al. (2018; 1, fiable), déduite selon une approche de la DSE (recommandée, compte tenu du nombre d'essais réalisés dans l'étude) serait appropriée. Une approche déterministe n'est pas conseillée compte tenu du nombre de points de données pour les groupes sensibles probablement ciblés par la lufénuron. La valeur de	

Type de NQE	Valeur	Trois critères d'effet les plus faibles	Facteur d'évaluation, justification	Notes, limitations
			l'étape 2 est de 3,528 µg/kg sédiments secs	

Bien que les données décrites dans les sections précédentes aient aidé à établir des normes, les auteurs n'ont pas eu accès, pour des raisons de confidentialité, à des données supplémentaires qui ont été fournies aux organismes de réglementation au Canada et ailleurs dans le monde pour la caractérisation des risques et l'obtention d'autorisations de mise en marché par ces organismes. Ces données pourraient être très pertinentes pour ce qui est de déterminer des NQE pour ce médicament et, par conséquent, si ces données deviennent accessibles, il faudra réexaminer le calcul des NQE.

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

Les normes de qualité environnementale (NQE) sont des seuils numériques employés avec d'autres outils réglementaires dans le but de protéger l'environnement en limitant le rejet d'un produit chimique particulier à des concentrations qui ne causeront pas de dommages irréparables ou de toxicité pour les espèces aquatiques sensibles. Les NQE pour l'eau peuvent être divisées en deux types principaux : les NQE pour l'exposition aiguë maximale à une substance chimique (NQE-CAM) et les NQE pour l'exposition chronique (NQE-MA). Pour ce qui est des NQE pour les sédiments, il n'y a pas de NQE à court terme par rapport à des NQE à long terme, en raison de la nature de cette voie d'exposition (en d'autres mots, les organismes qui vivent dans les sédiments seraient constamment exposés).

Dans le présent document, nous avons évalué une approche basée sur le document d'orientation européen (TGD, 2018) pour établir des NQE pour certains médicaments et pesticides utilisés dans les exploitations piscicoles au Canada. À cette fin, nous nous sommes appuyés sur les données toxicologiques accessibles et pertinentes et sur l'approche déterministe (TGD, 2018), en tenant compte également des *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux* et du poids global de la preuve pour déterminer des facteurs d'évaluation. Nous avons choisi cette méthode en considérant des données toxicologiques sur le benzoate d'émamectine (BEM), l'ivermectine, le téflubenzuron et la lufénuron, pour lesquels seule une méthode déterministe peut être utilisée compte tenu du nombre de critères d'effet toxicologiques disponibles. Cette approche a également été employée pour les deux pesticides examinés dans le présent document : l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. Toutefois, nous recommandons de vérifier la faisabilité d'utiliser ultérieurement une DSE pour calculer une NQE-CAM pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène en tenant compte des temps de dispersion. Cette étape devrait être guidée par des objectifs de gestion clairs et des considérations réglementaires interministérielles.

Des NQE ont été établies pour les compartiments eau ou sédiments pour les composés examinés sur la base de leur coefficient de partage *n*-octanol/eau (K_{oe}) : azaméthiphos (eau uniquement), peroxyde d'hydrogène (eau uniquement), benzoate d'émamectine (BEM) (eau et sédiments), ivermectine (eau et sédiments), téflubenzuron (eau et sédiments) et lufénuron (eau et sédiments). En outre, nous proposons de déduire un seuil pour les milieux benthiques en champ lointain en divisant la NQE proposée par un facteur de 10.

Le processus de regroupement des données toxicologiques a fait l'objet d'une évaluation de l'assurance de la qualité fondée sur l'accès aux études évaluées par des comités de lecture, et les données ont été regroupées selon les lignes directrices d'autres instances étrangères (SEPA et US EPA). L'utilité (c.-à-d. le statut de fiabilité), telle que déterminée par d'autres

organismes de réglementation, a été établie et les études éliminées par ces organismes de réglementation n'ont pas été prises en compte. Nous avons également évalué la qualité de certaines études récentes, mais cela nécessitera des considérations supplémentaires par des groupes de spécialistes.

Pour ajuster les facteurs d'évaluation, nous nous sommes fondés sur les données concernant le mode d'action propre aux substances chimiques, notamment l'azaméthiphos, l'ivermectine, le téflubenzuron et la lufénuron, et sur les données disponibles sur les organismes sensibles relevés. En outre, nous avons sélectionné des données toxicologiques pertinentes dans le temps dans le cas des NQE proposées pour l'azaméthiphos en nous basant sur des travaux antérieurs concernant les modèles de dispersion.

Les NQE décrites dans le présent document illustrent le processus employé pour leur établissement et donnent un aperçu des données toxicologiques disponibles et des lacunes à combler dans nos connaissances. Il faudra faciliter l'accès aux données confidentielles fournies aux organismes de réglementation par les fabricants pour l'obtention d'une autorisation de mise en marché de leurs produits afin de garantir l'établissement de normes environnementales appropriées. Enfin, la définition d'objectifs de gestion clairs par les décideurs et des discussions supplémentaires entre les spécialistes guideront le choix des NQE finales et leur utilisation réglementaire.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les données présentées dans le document mettent en évidence d'importantes lacunes dans nos connaissances concernant les critères d'effet toxicologiques, en particulier pour les médicaments mélangés à la nourriture :

- Les études à long terme avec des espèces benthiques marines représentatives du milieu font défaut et nécessitent des recherches supplémentaires.
- Des études sur la persistance des médicaments mélangés à la nourriture sont nécessaires pour guider les régimes d'échantillonnage pour la surveillance après rejet et prévoir les effets cumulatifs. En particulier, il faut tenir compte de l'effet des facteurs relatifs aux sédiments : types de sédiments, oxygénation, pH et degré d'enrichissement ou présence d'autres médicaments.
- De plus, des études sur le terrain sont nécessaires pour confirmer la pertinence environnementale de certaines des NQE proposées dans ce document, en particulier celles touchant l'exposition potentielle, par l'eau, aux médicaments mélangés à la nourriture et aux concentrations prévues de ces produits dans l'eau.
- L'intégration des temps de dispersion pertinents pour les pesticides utilisés pour le traitement en bain ainsi que l'empreinte laissées par les médicaments et la manière dont les seuils devraient être appliqués dans l'espace nécessitent davantage de données scientifiques.
- Des études sur la bioaccumulation et d'autres considérations sur l'échantillonnage du biote sont nécessaires pour s'assurer que les voies d'exposition sont correctement prises en compte (et que les NQE sont réexaminées le cas échéant).
- La plupart des données toxicologiques présentées dans les tableaux de l'annexe proviennent d'essais avec le principe actif (comme pour les valeurs NQE déduites). Il est nécessaire de mener des recherches supplémentaires sur les préparations et leur persistance. De même, des recherches supplémentaires sur les produits de transformation et leur toxicité potentielle pourraient s'avérer utiles.
- Le présent document ne traite pas des antibiotiques. Cependant, des études toxicologiques visant à examiner les effets létaux et sublétaux (non limités à la résistance antimicrobienne) des antibiotiques dont l'utilisation est répandue devraient être réalisées dans un proche avenir afin de déterminer si les valeurs NQE sont justifiées.
- Le présent document porte uniquement sur les NQE associées à des produits chimiques individuels. Si on estime que l'environnement recevra plus d'un composé, la présence concomitante de substances toxiques devrait être prise en compte afin de mieux prévoir les mécanismes de toxicité à action synergique ou antagoniste.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Abele-Oeschger, D., Sartoris, F.J., and Pörtner, H.O. 1997. Hydrogen peroxide causes a decrease in aerobic metabolic rate and in intracellular pH in the shrimp *Crangon crangon*. *Comp. Biochem. Physiol. - C Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.* **117**(2): 123–129.
- Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2014. [Projet de décision d'homologation : Peroxyde d'hydrogène](#). (Consulté le 9 mars 2019.)
- Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016a. Projet de décision d'homologation PRD2016-25, Azaméthiphos. Document de consultation. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, Canada.
- Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016b. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire : Plan stratégique 2016-2021. (Consulté en janvier 2020.)
- Alexander, M.K., Merritt, R.W., and Berg, M.B. 1997. New strategies for the control of the parthenogenetic chironomid (*Paratanytarsus grimmii*) (Diptera: Chironomidae) infesting water systems. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **13**(2): 189–192.
- Amiard, J.C., and Amiard-Triquet, C. 2015a. Conventional risk assessment of environmental contaminants. *In Aquatic Ecotoxicology: Advancing Tools for Dealing with Emerging Risks. Edited by C. Amiard-Triquet, J.C. Amiard, and C. Mouneyrac.* Elsevier Inc. pp. 25–49.
- Amiard, J.C., and Amiard-Triquet, C. 2015b. Quality standard setting and environmental monitoring. *In Aquatic Ecotoxicology: Advancing Tools for Dealing with Emerging Risks. Edited by C. Amiard-Triquet, J.C. Amiard, and C. Mouneyrac.* Elsevier Inc. pp. 51–76.
- Analytical Laboratory Services, Inc. 2003. Results of acute toxicity tests with *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas* and chronic toxicity tests with *Selenastrum capricornutum* on pure products using effluent and receiving waters as dilution water. Prepared for the Pennsylvania Fish and Boat Commission, 1225 Shiloh Road. State College, Pennsylvania 16801-8495. 408 pages. as cited by Schmidt, L J., Gaikowski, M. P., and Gingerich W. H. 2006.
- Arndt, R.E. and Wagner, E.J. 1997. The toxicity of hydrogen peroxide to Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* and Cutthroat Trout *Oncorhynchus clarki* fry and fingerlings. *World Aquac. Soc.* **28**(2): 150–157.
- Annot, J.A., and Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* **14**(4): 257–297.
- Aufderheide A.J. et al. (1999). Determination of the toxicity of teflubenzuron to the marine sediment reworker, *Corophium volutator*, utilising a bioassay in indigenous sediment. Report to Nutreco ARC, March 1999. as cited by SEPA, 1999.
- Babut, A.M., Bonnet, C., Bray, M., Flammarion, P., and Garric, J. 2001. Complément au SEQ-Eau – Seuils d'aptitude à la vie aquatique pour différentes substances prioritaires au titre de la Directive Cadre pour la gestion des eaux.
- Bai, S.H., and Ogbourne, S. 2016. Eco-toxicological effects of the avermectin family with a focus on abamectin and ivermectin. *Chemosphere* **154**: 204–214.
- Baird, D., Beveridge, M., Telfer, T., and Jenkins, R. 1996. An environmental risk assessment of teflubenzuron to control ectoparasite infestations on European salmon farms. Report to Nutreco Aquaculture Research Centre, May. Confidential. as cited by Skretting ARC, 2011.

-
- Barroin, G., and Feuillade, M. 1986. Hydrogen peroxide as a potential algicide for *oscillatoria rubescens* D.C. Water Res. **20**(5): 619–623.
- Beek, B., Böhling, S., Bruckmann, U., Franke, C., Jöhncke, U., and Studinger, G. 2000. The assessment of bioaccumulation. In Bioaccumulation -- New Aspects and Developments. Edited by B. Beek. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. pp. 235–276.
- Belanger, S., Barron, M., Craig, P., Dyer, S., Galay-Burgos, M., Hamer, M., Marshall, S., Posthuma, L., Raimondo, S., and Whitehouse, P. 2017. Future needs and recommendations in the development of species sensitivity distributions: Estimating toxicity thresholds for aquatic ecological communities and assessing impacts of chemical exposures. Integr. Environ. Assess. Manag. **13**(4): 664–674.
- Bechmann, R.K., Arnberga, M., Gomieroa, A., Westerlunda, S., Lynga, E., Berrya, M., Thorleifur, A., Jagerb, T., and Burrige, L.E. 2019. [Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp \(*Pandalus borealis*\) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide](#). Ecotox. Environ. Saf. **180**: 473-482.
- Bloodworth, J.W., Baptie, M.C., Preedy, K.F., and Best, J. 2019. Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms. Sci. Total Environ. **669**: 91–102.
- Boutillier, J.A. 1993. The efficacy of hydrogen peroxide against the salmon louse, *Lepeophtheirus salmonis*, its toxicological effects on Atlantic and chinook salmon, its stability in seawater, and its toxic effects on some non-target marine species. Aquaculture Update No. 63. Bureau of Fisheries and Oceans. Pacific Biological Station, Nanaimo, British Columbia as cited by Schmidt et al., 2006.
- Bringmann, G., and Kuhn, R. 1982. Findings concerning the harmful effect of water pollutants on *Daphnia magna* in an advanced standardized test procedure. Z Wasser Abwasser Forsch, 15, 1-6. as cited by SEPA, 2019d.
- Bruno, D.W., and Raynard, R.S. 1994. Studies on the use of hydrogen peroxide as a method for the control of sea lice on Atlantic salmon. Aquac. Int. **2**: 10–18.
- Brock, T.C.M., Bas, D.A., Belgers, J.D.M., Bibbe, L., Boerwinkel, M.C., Crum, S.J.H., Diepens, N.J., Kraak, M.H.S., Vonk, J.A., and Roessink, I. 2016. Effects of sediment-spiked lufenuron on benthic macroinvertebrates in outdoor microcosms and single-species toxicity tests. Aquat. Toxicol. **177**: 464–475.
- Brock, T.C.M., Belgers, J.D.M., Boerwinkel, M.-C., Jollie, L., Kraak, M.H.S., Papo, M.J., Vonk, J.A., and Roessink, I. 2018. Toxicity of sediment-bound lufenuron to benthic arthropods in laboratory bioassays. Aquat. Toxicol. **198**: 118–128.
- Brooks, S.J., Ruus, A., Rundberget, J.T., Kringstad, A., and Lillicrap, A. 2019. Bioaccumulation of selected veterinary medicinal products (VMPs) in the blue mussel (*Mytilus edulis*). Sci. Total Environ. **655**: 1409–1419.
- Browne, R., and Deegan B. 2006. [Status of Irish Aquaculture 2005](#). Marine Institute, Bord lascaigh Mhara and Taighde Mara Teo. (Consulté en janvier 2020.)
- Burrige, L.E., and Haya, K. 1993. The lethality of ivermectin, a potential agent for treatment of salmonids against sea lice, to the shrimp *Crangon septemspinosa*. Aquaculture **117**(1): 9–14.
- Burrige, L.E., Haya, K., Zitko, V., and Waddy, S. 1999. The lethality of Salmosan (Azamethiphos) to American lobster (*Homarus americanus*) larvae, postlarvae, and adults. Ecotoxicol. Environ. Saf. **43**(2): 165–169.
-

-
- Burridge, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® (Azamethiphos) and Excis® (Cypermethrin) to stage IV and adult lobsters (*Homarus americanus*) during repeated short-term exposures. *Aquaculture* **182**(1–2): 27–35.
- Burridge, L.E., Hamilton, N., Waddy, S.L., Haya, K., Mercer, S.M., Greenhalgh, R., Tauber, R., Radecki, S. V., Crouch, L.S., Wislocki, P.G., and Endris, R.G. 2004. Acute toxicity of emamectin benzoate (SLICE™) in fish feed to American lobster, *Homarus americanus*. *Aquac. Res.* **35**(8): 713–722. doi:10.1111/j.1365-2109.2004.01093.x.
- Burridge, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2005. Seasonal lethality of the organophosphate pesticide, azamethiphos to female American lobster (*Homarus americanus*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **60**(3): 277–281. doi:10.1016/j.ecoenv.2004.06.004.
- Burridge, L.E., and Van Geest, J.L. 2014. A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2014/002. vi + 39 p.
- Burridge, L.E., Lyons, M.C., Wong, D.K.H., MacKeigan, K., and Van Geest, J.L. 2014. The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interlox® Paramove™ 50 to lobster and shrimp. *Aquaculture* **420**: 180–186.
- Cannavan, A., Coyne, R., Kennedy, D.G., and Smith, P. 2000. Concentration of 22, 23-dihydroavermectin B1a detected in the sediments at an Atlantic salmon farm using orally administered ivermectin to control sea-lice infestation. *Aquaculture* **182**(3–4): 229–240.
- Cantox, Inc. 1997. Evaluation of the potential effects of sea lice treatment with teflubenzuron on non-target marine organisms in the vicinity of salmon aquaculture sites. Canada. as cited by Skretting ARC, 2011.
- Chan, K.M., Ku, L.L., Chan, P.C.Y., and Cheuk, W.K. 2006. Metallothionein gene expression in zebrafish embryo-larvae and ZFL cell-line exposed to heavy metal ions. *Mar. Environ. Res.* **62**(SUPPL. 1): 83–87. doi:10.1016/j.marenvres.2006.04.012.
- Clayton, R.R., and Summerfelt, R.C. 1996. Toxicity of hydrogen peroxide to fingerling walleyes. *J. Appl. Aquac.* **6**(3): 39–49.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. *Dans* CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007. *Dans* Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- Cotran, R.S., Kumar, V., and Robbins, S.L. 1989. *Pathological Basis of Disease*. In 4th ed. Saunders, Toronto.
- Couillard, C.M., and Burridge, L.E. 2015. Sublethal exposure to azamethiphos causes neurotoxicity, altered energy allocation and high mortality during simulated live transport in American lobster. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **115**: 291–299.
- Crane, M., and Newman, M.C. 2000. What level of effect is a no observed effect? *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* **19**(2): 516–519.
-

-
- Davies, I.M., McHenery, J.G., and Rae, G.H. 1997. Environmental risk from dissolved ivermectin to marine organisms. *Aquaculture* **158**(3–4): 263–275.
- Davies, I.M., Gillibrand, P.A., McHenery, J.G., and Rae, G.H. 1998. Environmental risk of ivermectin to sediment dwelling organisms. *Aquaculture* **163**(1–2): 29–46. doi:10.1016/S0044-8486(98)00211-7.
- Davies, I.M., and Rodger, G.K. 2000. A review of the use of ivermectin as a treatment for sea lice [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer) and *Caligus elongatus* Nordmann] infestation in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquac. Res.* **31**(11): 869–883.
- Degussa, A.G. 1977. Vorversuche zum Fischtest - Ermittlung der kritischen Konzentration an H₂O₂ in Wasser. ISEGA Industrie - Studien- und Entwicklungs - Goselischaf mbH Aschaffenburg. As cited by ECHA, 2003.
- Degussa, A.G. 1991. Algenwachstumshemmtest mit Wasserstoffperoxid 35% G. Geschäftsbereich Industrie- und Feinchemikalien, Frankfurt am Main as cited by ECHA, 2003.
- Deneer, J.W., Arts, G.H., and Brock, T.C. 2013. Sediment toxicity data for benthic organisms and plant protection products. Alterra report 2485.
- Daoud, D., Battison, A., Lefort, N., and Van Geest, J.L. 2016. Repeated sublethal exposures to the sea lice pesticide Salmosan® (azamethiphos) on adult male lobsters (*Homarus americanus*) causes neuromuscular dysfunction, hypoxia, metabolic disturbances and mortality. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **134**: 106–115. Elsevier. doi:10.1016/j.ecoenv.2016.08.019.
- EAG. 2018. Emamectin Benzoate: A life cycle toxicity test with the marine amphipod (*Leptocheirus plumulosus*) using spiked sediment, project number: 706A-104 as cited by UKTAG CTT, 2019.
- Edwards, A., and Sharples, F. 1986. Scottish sea lochs: a catalogue. Scottish Marine Biological Association. Nat. Conserv. Coun. Oban.
- Egeler, P., Gilberg, D., Fink, G., and Duis, K. 2010. Chronic toxicity of ivermectin to the benthic invertebrates *Chironomus riparius* and *Lumbriculus variegatus*. *J. Soils Sediments* **10**(3): 368–376.
- Environnement Canada. 1990. Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur les espèces de daphnies. Rapport SPE 1/RM/11. Série de protection de l'environnement. Environnement Canada, Canada.
- Environment Canada. 2005. Use of Emamectin Benzoate in the Canadian finfish aquaculture industry – A review of environmental fate and effects. A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems - Volume 1. Environment Canada, Canada.
- EPP 2018a. Determination of acute toxicity of emamectin benzoate to mysid shrimp (*Americamysis bahia*) (96 h, Static), Test Facility Study No. EC 17081511, Report No. EPP00325, EPP Limited. as cited by UKTAG CTT, 2019.
- EPP 2018b. Determination of chronic toxicity of emamectin benzoate to mysid shrimp (*Americamysis bahia*) (28-day flow-through), Test Facility Study No. EC 17081512, Report No. EPP00326, EPP Limited as cited by UKTAG CTT, 2019.
-

-
- EPP 2018c. Determination of Acute Toxicity (LC₅₀) of Emamectin Benzoate to Lugworm (*Arenicola marina*) (10 day, static), Test Facility Study No. EC 17081513, Report No. EPP00327, EPP Limited as cited by UKTAG CTT, 2019.
- EPP. 2018d. Determination of Acute Toxicity (LC₅₀) of Emamectin Benzoate to Marine Amphipods (*Corophium volutator*) (10 Day, Static), Test Facility No. EC 17081514, Report No. EPP00328, EPP Limited as cited by UKTAG CTT, 2019.
- EPP, 2018e. Emamectin Benzoate: Marine Sediment Chronic Toxicity with Amphipod (*Leptocheirus plumulosus*), Test Facility Study No. EC17081515, report No. EPP 0329 as cited by UKTAG CTT, 2019.
- Ernst, W., Jackman, P., Doe, K., Page, F., Julien, G., Mackay, K., and Sutherland, T. 2001. Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures. *Mar. Pollut. Bull.* **42**(6): 432–443.
- Ernst, W., Doe, K., Cook, A., Burridge, L., Lalonde, B., Jackman, P., Aubé, J.G., and Page, F. 2014. Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* **424–425**: 104–112.
- European Commission (European Chemicals Agency; ECHA). 2003. European Union Risk Assessment Report: Hydrogen Peroxide. Volume 38. European Chemical Bureau, Finland. EUR 20844.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2005. Opinion of the Scientific Panel on Plant health, Plant protection products and their residues on a request from EFSA related to the assessment of the acute and chronic risk to aquatic organisms with regard to the possibility of lowering the uncertainty factor if additional species were tested. *EFSA J.* **301**(1): 1–45.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2008a. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance teflubenzuron. *EFSA Sci. Rep.* **184**(1): 1–106.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2008b. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance lufenuron. *EFSA Sci. Rep.* **189**(6): 1–130.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2009. Setting of new MRLs for emamectin benzoate in various crops. *EFSA Sci. Rep.* **290**: 1–30.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2012. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance emamectin. *EFSA J.* **10**(11): 2955.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA J.* **11**(7): 3290.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2015. Scientific Opinion on the effect assessment for pesticides on sediment organisms in edge-of-field surface water. *EFSA J.* **13**(7): 4176.
- EVS Environment Consultants. 1992. Toxicity testing with hydrogen peroxide contract no. FP92-5132. EVS Project No.:9/064-36. 41 pp as cited by Schmidt et al., 2006.
- Fang, J., Samuelsen, O.B., Strand, Ø., and Jansen, H. 2018. Acute toxic effects of hydrogen peroxide, used for salmon lice treatment, on the survival of polychaetes *Capitella* sp. and *Ophryotrocha* spp. (February 2020). doi:10.3354/aei00273.
- FAO. 2008. FAO specifications and evaluations for lufenuron. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

-
- FAO. 2016. Teflubenzuron Residue Monograph. 81st Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) meeting, 2015. Première ébauche préparée par Rath S., Friedlander L.G., and Reuss R. FAO/WHO 2016.
- Fedoseeva, E.V., and Stom, D.I. 2013. Effect of hydrogen peroxide on behavioural reactions and survival of various Lake Baikal amphipods and Holarctic *Gammarus lacustris* G. O. Sars, 1863. *Crustaceana* **86**(9): 1139–1154.
- Florence, T.M., and Stauber, J.L. 1986. Toxicity of copper complexes to the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Aquat. Toxicol.* **8**(1): 11–26.
- Gaikowski, M.P., Rach, J.J., and Ramsay, R.T. 1999. Acute toxicity of hydrogen peroxide treatments to selected lifestages of cold-, cool-, and warmwater fish. *Aquaculture* **178**(3–4): 191–207. doi:10.1016/S0044-8486(99)00123-4.
- García-Rodríguez, D., Carro, A.M., Lorenzo, R.A., Fernández, F., and Cela, R. 2008. Determination of trace levels of aquaculture chemotherapeutants in seawater samples by SPME-GC-MS/MS. *J. Sep. Sci.* **31**(15): 2882–2890.
- Garric, J., Vollat, B., Duis, K., Péry, A., Junker, T., Ramil, M., Fink, G., and Ternes, T.A. 2007. Effects of the parasiticide ivermectin on the cladoceran *Daphnia magna* and the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Chemosphere* **69**(6): 903–910.
- Gazette du Canada. 2014. [Règlement sur les activités d'aquaculture](#) – résumé de l'étude d'impact de la réglementation vol. 148, n° 34. (Consulté en janvier 2020.)
- Gebauer, P., Paschke, K., Vera, C., Toro, J.E., Pardo, M., and Urbina, M. 2017. Lethal and sub-lethal effects of commonly used anti-sea lice formulations on non-target crab *Metacarcinus edwardsii* larvae. *Chemosphere* **185**: 1019–1029.
- Glass, M. 1997. Chronic sediment bioassay procedure for determining the toxicity of teflubenzuron to *Chorophium volutator*. Report to Nutreco ARC as cited by SEPA, 1999.
- Grant, A., and Briggs, A.D. 1998. Toxicity of ivermectin to estuarine and marine invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* **36**(7): 540–541.
- Gregor, J., Jančula, D., and Maršálek, B. 2008. Growth assays with mixed cultures of cyanobacteria and algae assessed by in vivo fluorescence: One step closer to real ecosystems? *Chemosphere* **70**(10): 1873–1878. doi:10.1016/j.chemosphere. 2007.07.073.
- Halley, B.A., Jacob, T.A., and Lu, A.Y.H. 1989a. The environmental impact of the use of ivermectin: environmental effects and fate. *Chemosphere* **18**(7–8): 1543–1563.
- Halley, B.A., Nessel, R.J., and Lu, A.Y.H. 1989b. Environmental aspects of ivermectin usage in livestock: General considerations. In *Ivermectin and Abamectin*. (Edited by Campbell, W.C) Springer Verlag, New York. pp. 162-172.
- Hamoutene, D., Salvo, F., Egli, S.N., Modir-Rousta, A., Knight, R., Perry, G., Bottaro, C.S., and Dufour, S.C. 2018. Measurement of aquaculture chemotherapeutants in flocculent matter collected at a hard-bottom dominated finfish site on the south coast of Newfoundland (Canada) after 2 years of fallow. *Front. Mar. Sci.* **5**(JUL): 1–11.
- Hansen, B.H., Hallmann, A., Altin, D., Jenssen, B.M., and Ciesielski, T.M. 2017. Acute hydrogen peroxide (H₂O₂) exposure does not cause oxidative stress in late-copepodite stage of *Calanus finmarchicus*. *J. Toxicol. Environ. Heal. Part A* **80**(16–18): 820–829. Taylor & Francis. doi:10.1080/15287394.2017.1352182.
-

-
- Haya, K., Burrige, L.E., Davies, I.M., and Ervik, A. 2005. A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon. *Environ. Eff. Mar. Finfish Aquac.* **5**(July): 305–340.
- Helgesen, K.O., and Horsberg, T.E. 2013. Single-dose field bioassay for sensitivity testing in sea lice, *Lepeophtheirus salmonis*: development of a rapid diagnostic tool. *J. Fish Dis.* **36**(3): 261–272. doi:10.1111/jfd.12053.
- Helgesen, K.O., Romstad, H., Aaen, S.M., and Horsbert, T.E. 2015. First report of reduced sensitivity towards hydrogen peroxide found in the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* in Norway. *Aquac. Reports*: 37–42. Elsevier B.V.
- Henderson, A.R., and Davies, I.M. 2000. Review of aquaculture, its regulation and monitoring in Scotland. *J. Appl. Ichthyol.* **16**(4-5): 200–208.
- Hernando, M.D., De Vettori, S., Martínez Bueno, M.J., and Fernández-Alba, A.R. 2007. Toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* test of organic chemicals used in aquaculture. *Chemosphere* **68**(4): 724–730.
- Hooper, H.L., Sibly, R.M., Hutchinson, T.H., and Maund, S.J. 2005. Joint effects of density and a growth inhibitor on the life history and population growth rate of the midge *Chironomus riparius*. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**(5): 1140–1145.
- Ikonomou, M.G., and Surrige, B.D. 2013. Ultra-trace determination of aquaculture chemotherapeutants and degradation products in environmental matrices by LC-MS/MS. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **93**(2): 183–198.
- Ingersoll, C.G., Haverland, P.S., Brunson, E.L., Canfield, T.J., Dwyer, F.J., Henke, C.E., Kemble, N.E., Mount, D.R., and Fox, R.G. 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. *J. Great Lakes Res.* **22**(3): 602–623.
- Iwasaki, Y., Kotani, K., Kashiwada, S., and Masunaga, S. 2015. Does the choice of NOEC or EC10 affect the hazardous concentration for 5% of the species? *Environ. Sci. Technol.* **49**(15): 9326–9330.
- Jager, T., Heugens, E.H.W., and Kooijman, S.A.L.M. 2006. Making sense of ecotoxicological test results: towards application of process-based models. *Ecotoxicology* **15**(3): 305–314.
- Johnson, S.C., Constible, J.M., and Richard, J. 1993. Laboratory investigations on the efficacy of hydrogen peroxide against the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* and its toxicological and histopathological effects on Atlantic salmon *Salmo salar* and chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Dis. Aquat. Organisms* **17**: 197–204.
- Jollie, L. 2016. Sediment ecotoxicity of the insecticide lufenuron to benthic macroinvertebrates. University of Wageningen.
- Kanda, T., Murata, H., and Kuroki, A. 1981. Toxicity of removal special agents of red tide plankton (II) and iron chloride to the fishes - with peroxide, (III) reference to the toxicity of hydrogen iron sulfate. *Suisanzoshoku* **6**(2): 221–224.
- Kavanagh, N. A. (1992). Hydrogen eroxide as a growth inhibitor for Blue-Green Algae. *Solvay Interlox*.
- Kay, S.H., Quimby, P.C., and Ouzts, J.D. 1982. H₂O₂: A potential algicide for aquaculture. *In* Proceedings of the 35th annual meeting of the southern weed science. pp. 275–289.
-

-
- Khan, H.A.A., Akram, W., Shehzad, K., and Shaalan, E.A. 2011. First report of field evolved resistance to agrochemicals in dengue mosquito, *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae), from Pakistan. *Parasites and Vectors* **4**(1): 146.
- Kiemer, M.C.B., and Black, K.D. 1997. The effects of hydrogen peroxide on the gill tissues of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture* **153**(3–4): 181–189.
- Kilmartin, J., Cazabon, D., and Smith, P. 1997. Investigations of the toxicity of ivermectin for salmonids. *Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol.* **17**(2): 58.
- Klok, C., de Vries, P., Jongbloed, R., and Tamis, J. 2012. Literature review on the sensitivity and exposure of marine and estuarine organisms to pesticides in comparison to corresponding fresh water species. EFSA Support. Publ. 2012:EN-357. 152 p.
- Knight, B., Boyle, J. and McHenry J. 1995. Hydrogen Peroxide as Paramove, Marine Alga, Growth Inhibition test (72 h, EC₅₀). Inveresk Research International Report no. 10913 (IRI Project No 384369) as cited by ECHA, 2003.
- Koyangi, T., Morita, M., and Fujii, Y. 1998. Synthesis and insecticidal activity of alkylated N-benzoyl-N'-phenylureas and their toxicity to aquatic invertebrate. *J. Pestic. Sci.* **23**(3): 250–254.
- Krogh, K.A., Søbørg, T., Brodin, B., and Halling-Sørensen, B. 2008. Sorption and mobility of ivermectin in different soils. *J. Environ. Qual.* **37**(6): 2202–2211.
- Kuo, J.N., Buday, C., Van Aggelen, G., Ikonomou, M.G., and Pasternak, J. 2010. Acute toxicity of emamectin benzoate and its desmethyl metabolite to *Eohaustorius estuarius*. *Environ. Toxicol. Chem.* **29**(8): 1816–1820.
- Lahr, J., Badji, A., Marquenie, S., Schuiling, E., Ndour, K.B., Diallo, A.O., and Everts, J.W. 2001. Acute toxicity of locust insecticides to two indigenous invertebrates from Sahelian temporary ponds. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **48**(1): 66–75.
- Langford, K.H., Øxnevad, S., Schøyen, M., and Thomas, K.V. 2014. Do antiparasitic medicines used in aquaculture pose a risk to the Norwegian aquatic environment? *Environ. Sci. Technol.* **48**(14): 7774–7780.
- Lepper, P. 2005. Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany.
- Leung, K.M.Y., Bjørgesæter, A., Gray, J.S., Li, W.K., Lui, G.C.S., Wang, Y., and Lam, P.K.S. 2005. Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions. *Environ. Sci. Technol.* **39**(14): 5148–5156.
- Liebig, M., Fernandez, Á.A., Blübaum-Gronau, E., Boxall, A., Brinke, M., Carbonell, G., Egeler, P., Fenner, K., Fernandez, C., and Fink, G. 2010. Environmental risk assessment of ivermectin: A case study. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **6**(S1): 567–587.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). 1999. [Règlement sur la persistance et la bioaccumulation - DORS/2000-107- Enregistrement 2000-03-23](#). (Consulté en janvier 2020.)
- López-Mancisidor, P., Van den Brink, P.J., Crum, S.J.H., Maund, S.J., Carbonell, G., and Brock, T.C.M. 2008. Responses of zooplankton in lufenuron-stressed experimental ditches in the presence or absence of uncontaminated refuges. *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* **27**(6): 1317–1331.
-

-
- Lyons, M.C., Wong, D.K.H., and Page, F.H. 2014. Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interlox® Paramove™50. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3080: v + 19p.
- Macken, A., Lillicrap, A., and Langford, K. 2015. Benzoylurea pesticides used as veterinary medicines in aquaculture: Risks and developmental effects on nontarget crustaceans. Environ. Toxicol. Chem. **34**(7): 1533–1542.
- Marchiori, N. da C., Silva, F.M., Martins, M.L., Amaral Junior, H., and Silva, B.C. da. 2017. Hydrogen peroxide and chlorine dioxide against parasite *Ichthyophthirius multifiliis* (Protozoa, Ciliophora) in jundiá fingerlings. Ciência Rural **47**(12): 1–7. doi:10.1590/0103-8478cr20170257.
- Martin, I.D., Mackie, G.L., and Baker, M.A. 1993. Acute Toxicity Tests and Pulsed-Dose Delayed Mortality at 12 and 22 ° C in the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. **24**: 389–398.
- Matha, V., and Weiser, J. 1988. Molluscicidal effect of ivermectin on *Biomphalaria glabrata*. J. Invertebr. Pathol. **52**(2): 354–355.
- Matthews, R.S. 1995. *Artemia salina* as a test organism for measuring superoxide-mediated toxicity. Free Radic. Biol. Med. **18**(5): 919–922.
- Matthiessen, P., Babut, M., Batley, G., Douglas, M., Fawell, J., Hommen, U., Hutchinson, T.H., Janssen, M., Maycock, D., and Reiley, M. 2010. Water and sediment EQS derivation and application. In Derivation and use of environmental quality and human health standards for chemical substances in water and soil. Edited by M. Crane, P. Matthiessen, D. Maycock, G. Merrington, and P. Whitehouse. CRC Press, Taylor & Francis Group, New York, USA. pp. 47–103.
- Maynard, S.J. 2003. Emamectin benzoate: Toxicity to the *Cyprinus carpio*. Syngenta Crop Protection AG, Basel, Switzerland as cited by WRc, 2017.
- Mayor, D.J., Solan, M., Martinez, I., Murray, L., McMillan, H., Paton, G.I., and Killham, K. 2008. Acute toxicity of some treatments commonly used by the salmonid aquaculture industry to *Corophium volutator* and *Hediste diversicolor*: Whole sediment bioassay tests. Aquaculture **285**(1–4): 102–108.
- McHenery, J.G., Francis, C., and Davies, I.M. 1991. Toxicity of CGA 18809 to larvae of the common lobster (*Homarus gammarus* L.). Fisheries Research Services Reported as cited in SEPA, 1997.
- McHenery, J.G. 2016. Lufenuron for salmonids - environmental assessment in support of an import tolerance request. Elanco Animal Health – Lufenuron - US Import Tolerance EA. 25 p.
- Medeiros, L.S., Souza, J.P., Winkaler, E.U., Carraschi, S.P., Cruz, C., Souza-Júnior, S.C., and Machado-Neto, J.G. 2013. Acute toxicity and environmental risk of teflubenzuron to *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* and *Lemna minor* in the absence and presence of sediment. J. Environ. Sci. Heal. - Part B Pestic. Food Contam. Agric. Wastes **48**(7): 600–606.
- Meinertz, J.R., Greseth, S.L., Gaikowski, M.P., and Schmidt, L.J. 2008. Chronic toxicity of hydrogen peroxide to *Daphnia magna* in a continuous exposure, flow-through test system. Sci. Total Environ. **392**(2–3): 225–232.
- Méndez, N. 2006. Effects of teflubenzuron on sediment processing by members of the *Capitella* species-complex. Environ. Pollut. **139**(1): 118–124.
-

-
- Miljødirektoratet. 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. M241-2014. Draft. Trondheim, Norway.
- MPO. 2013. Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson (partie II). MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique 2013/049.
- Nasser, N., Babikian, J., Monzer, S., and Saoud, I.P. 2017. Toxicity of four chemotherapeutic agents to Rabbitfish *Siganus rivulatus*. J. World Aquac. Soc. **48**(6): 877–886. doi:10.1111/jwas.12422.
- Oudin, L.C., and Maupas, D. 1999. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (version1). Agences de l'eau Orleans. 59 pp.
- Office of Pesticides Program (OPP). 2000. Pesticide Ecotoxicity Database (Formerly: Environmental Effects Database (EEDB)). Data retrieved from USEPA Ecotox database. As cited by Environment Canada, 2005.
- Page, F.H., and BurrIDGE, L. 2014. Estimates of the effects of sea lice chemical therapeutants on non-target organisms associated with releases of therapeutants from tarped net-pens and well-boat bath treatments: A discussion paper. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/103. v + 36 p.
- Page, F., Chang, B.D., Beattie, M., Losier, R., McCurdy, P., Bakker, J., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Bartlett, G., and Ernst, B. 2014. Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats operated in Southwest New Brunswick: a mid-project perspective and perspective for discussion. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/102. v + 63 p.
- Page, F.H., Losier, R., Haigh, S., Bakker, J., Chang, B.D., McCurdy, P., Beattie, M., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Greenberg, D., Ernst, W., Wong, D., and Bartlett, G. 2015. Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/064. xviii +148 p.
- Page, F.H., Haigh, S.P., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Wong, D.K.H., Chang, B.D., Hamoutene, D.H. 2023. [Considérations sur la conception de plans d'échantillonnage pour un programme de surveillance post-dépôt des pesticides et des médicaments rejetés par les exploitations salmiconales avec cages en filet](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/071. vi + 80 p.
- Pahl, B.C., and Opitz, H.M. 1999. The effects of cypermethrin (Excis) and azamethiphos (Salmosan) on lobster *Homarus americanus* H. Milne Edwards larvae in a laboratory study. Aquac. Res. **30**(9): 655–665.
- Park, A. 2013. The biological effects of emamectin benzoate on spot prawn (*Pandalus platyceros*). M.Sc. thesis, School of Environmental Studies, University of Victoria, Victoria, B.C.
- Peterson, H.G., Hrudehy, S.E., Cantin, I.A., Perley, T.R., and Kenefick, S.L. 1995. Physiological toxicity, cell membrane damage and the release of dissolved organic carbon and geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* after exposure to water treatment chemicals. Water Res. **29**(6): 1515–1523. doi:10.1016/0043-1354(94)00300-V.

-
- Poley, J.D., Braden, L.M., Messmer, A.M., Igboeli, O.O., Whyte, S.K., Macdonald, A., Rodriguez, J., Gameiro, M., Rufener, L., Bouvier, J., Wadowska, D.W., Koop, B.F., Hosking, B.C., and Fast, M.D. 2018. High level efficacy of lufenuron against sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) linked to rapid impact on moulting processes. *Int. J. Parasitol. Drugs Drug Resist.* **8**(2): 174–188.
- Pub Chem 2018. [Open chemistry database](#). (Consulté en January, 2020.)
- Quimby Jr., P.C. 1981. Preliminary evaluation of hydrogen peroxide as a potential herbicide for aquatic weeds. *J. Aquat. Plant Manag.* **19**: 53–55.
- Rach, J.J., Schreier, T.M., Howe, G.E., and Redman, S.D. 1997. Effect of species, life stage, and water temperature on the toxicity of hydrogen peroxide to fish. *Progress. Fish-Culturist* **59**(1): 41–46.
- Rath, S., Erdely, H., and Reuss, R. 2017. Residue Monograph prepared by the meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). 85th Meeting 2017. 51 pp.
- Refseth, G.H., Sæther, K., Drivdal, M., Nøst, O.A., Augustine, S., Camus, L., Tassara, L., Agnalt, A.-L., Samuelsen, O.B., 2016. [Miljørisiko ved bruk Av Hydrogenperoksid. Økotoksikologisk vurdering Og Grenseverdi for Effekt.](#)
- Reichwaldt, E.S., Zheng, L., Barrington, D.J., and Ghadouani, A. 2012. Acute toxicological response of *Daphnia* and *Moina* to hydrogen peroxide. *J. Environ. Eng.* **138**(5): 607–611.
- Römbke, J., Duis, K., Egeler, P., Gilberg, D., Schuh, C., Herrchen, M., Hennecke, D., Hölzle, L.E., Heilmann-Thudium, B., and Wohde, M. 2018. [Comparison of the environmental properties of parasiticides and harmonisation of the basis for environmental assessment at the EU level.](#) Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety, Germany.
- Schmidt, L.J., Gaikowski, M.P., and Gingerich, W.H. 2006. Environmental assessment for the use of hydrogen peroxide in aquaculture for treating external fungal and bacterial diseases of cultured fish and fish eggs. USGS Report. U.S. Food and Drug Administration, Silver Spring, MD.
- Schweitzer, N., Fink, G., Ternes, T.A., and Duis, K. 2010. Effects of ivermectin-spiked cattle dung on a water-sediment system with the aquatic invertebrates *Daphnia magna* and *Chironomus riparius*. *Aquat. Toxicol.* **97**(4): 304–313.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 1997. Risk Assessment of Azamethiphos: A review of ecotoxicity and current policy. Fish Farming Advisory Group. BEC/1/2/97
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 1998. Sea lice treatment chemicals for cage fish farms: Provisional environmental quality standards for azamethiphos. Scottish Environment Protection Agency (Policy NO 17). Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 1998b. Proposed environmental quality standards for the avermectins (abamectin, ivermectin, and doramectin) in water: Final Report to the Department of the Environment, Transport and the Regions. Report No. 4197/1
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 1998c. Review of SEPA's Environmental Assessment for Teflubenzuron: Draft Report. Report No. CO 4650.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 1999. Emamectin benzoate use in marine fish farms: An environmental risk assessment. SEPA Board Paper 65/99. Fish Farm Advisory Group, Scottish Environment Protection Agency.
-

-
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2000. Review of SEPA's Environmental Assessment for Emamectin Benzoate: Final Report. WRc Ref: CO 4871/1
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2005. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland Annex H. Methods for Modelling In-feed Anti-parasitic and Benthic effects. Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2008. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland Annex G. Models for assessing the use of medicines in bath treatments v2.2. Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2013. Supporting Guidance (WAT-SG-11). Modelling Coastal and Transitional Discharges v3.0. Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2014. Supporting guidance (WAT-SG-53). Environmental quality standards and standards for discharges to surface waters v5.1. Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2017. Review of environmental quality standard for emamectin benzoate. Report Reference: UC12191.03. Scottish Environment Protection Agency.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2018. [Scottish salmon farm medicine significantly impacting local marine environments as SEPA unveils firm, evidence-based proposals for a revised regulatory regime](#). (Consulté en janvier 2020.)
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2019a. [Aquaculture information page](#). (Consulté en janvier 2020.)
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2019b. [SEPA position statement to support the implementation of the water environment \(controlled activities\) \(Scotland\) regulations 2011](#). (Consulté en janvier 2020.)
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2019c. [Supporting Guidance \(WAT-SG-53\) Environmental Quality Standards and Standards for Discharges to Surface Waters \(v7\)](#). (Consulté en juin 2020.)
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2019d. Hydrogen Peroxide Ecotoxicity. Unpublished data file received through pers. comm. with SEPA.
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2020. [Environmental standards](#). (Consulté en janvier 2020.)
- Scottish Salmon Growers Association (SSGA). 1996. Confidential data with access granted by SSGA as cited by SEPA, 1998b.
- Scymaris Ltd. 2018. Emamectin Benzoate: Determination of effects in a water/sediment system on growth and reproduction of Corophium volutator using spiked natural sediment. Study No. 1038.00101 as cited by UKTAG CTT, 2019.
- Shurtleff, L.E. 1989a. Interlox America Sodium Percarbonate and Hydrogen Peroxide - Acute toxicity to the Feshwater Invertebrate Daphnia pulex. Burlington Research, INC., Burlington, North Carolina, USA as cited by ECHA, 2003.
- Shurtleff, L.E. 1989b. Interlox America Sodium Percarbonate and Hydrogen Peroxide - Acute toxicity to the Feshwater Fish Pimephales Promelas. Burlington Research, INC., Burlington, North Carolina, USA as cited by ECHA, 2003.

-
- Sijm, D., De Bruijn, J., Crommentuijn, T., and Van Leeuwen, K. 2001. Environmental quality standards: Endpoints or triggers for a tiered ecological effect assessment approach? *Environ. Toxicol. Chem.* **20**(11): 2644–2648.
- Skretting Aquaculture Research Centre. 2011. Environmental assessment for import tolerance for tissue residues of teflubenzuron when used outside the United States for the control of sea lice in farmed Atlantic salmon. Skretting ARC, Stavanger, Norway.
- Smit, M.G.D., Ebbens, E., Jak, R.G., and Huijbregts, M.A.J. 2008. Time and concentration dependency in the potentially affected fraction of species: the case of hydrogen peroxide treatment of ballast water. *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* **27**(3): 746–753.
- Soares, P.R.L., de Andrade, A.L.C., Santos, T.P., da Silva, S.C.B.L., da Silva, J.F., dos Santos, A.R., da Silva Souza, E.H.L., da Cunha, F.M., Teixeira, V.W., and Cadena, M.R.S. 2016. Acute and chronic toxicity of the benzoylurea pesticide, lufenuron, in the fish, *Colossoma macropomum*. *Chemosphere* **161**: 412–421.
- Solvay Chemicals Inc. 2015. [Safety Data Sheet: Interlox Paramove 50](#). Houston, USA.
- Srisapoom, P., Areechon, N., and Tookwinas, S. 1999. Acute toxicity of Hydrogen Peroxide in *Penaeus monodon* (Fabricius) Larvae and Efficacy on Controlling *Vibrio* spp. And *Oscillatoria* sp. Proceedings of the 37th Kasetsart University Annual Conference. pp.107-117.
- [Technical Guidance Document \(TGD\) for Deriving Environmental Quality Standards in Support of Commission Directive 93/67/EEC Part II \(2003\)](#). European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the European Chemicals Bureau.
- Technical Guidance Document (TGD) For Deriving Environmental Quality Standards (2011). European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2011. DOI : 10.2779/43816.
- [Technical Guidance Document \(TGD\) For Deriving Environmental Quality Standards \(2018\)](#). Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018.
- Thain, J.E., Davies, I.M., Rae, G.H., and Allen, Y.T. 1997. Acute toxicity of ivermectin to the lugworm *Arenicola marina*. *Aquaculture* **159**(1–2): 47–52.
- Thomassen, J.M. and Poppe, T. 1992. Toxic effects of hydrogen peroxide on salmon. Department of Agricultural Engineering, Agricultural University of Norway. 12 pp. As cited by Schmidt et al., 2006.
- Tomlin, C.D.S. 1997. The Pesticide Manual – A World Compendium. British Crop Protection Council, Surrey, U.K.
- Trenel, J and Kuhn, R. 1982. Bewertung wassergefährdender stoffe im hinblick auf lagerung, umschlag und transport. Umweltforschungsplan des bundesministers des innern (OECDG Data File). PAN Pesticides Database - Chemical Toxicity Studies on Aquatic Organisms 2004. As cited by Schmidt et al., 2006.
- Tripi, C., and Bowser, P.R. 2001. Toxicity of hydrogen peroxide to pre-exposed young-of-the-year walleye: Effects of water hardness and age of fish. *J. World Aquac. Soc.* **32**(4): 416–421. doi:10.1111/j.1749-7345.2001.tb00468.x.
- Tway, P.C., Wood, J.S., Jr. and Downing, G.V. 1981. Determination of ivermectin in cattle and sheep tissues using high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. *J. Agric. Food Chem.* **29**: 1059-1063.

[UKTAG Standards Consultation May 2019](#). (Consulté en juillet 2020.)

- United Kingdom Technical Advisory Group - Chemistry Task Team (UKTAG CTT). 2019. [Background Report - Chemistry Task Team Recommendation for an EQS for Emamectin Benzoate](#). (Consulté en août 2020)
- US EPA 2008. Environmental fate and ecological risk assessment for the registration of emamectin benzoate use on tree nuts and pistachios (New Use). D345948. U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA 2009. Ecological risk assessment for emamectin benzoate use as a tree injection insecticide to control arthropod pests. PC Code 122806. U.S. Environmental Protection Agency.
- Van de Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., Van Gestel, C.A.M., and Slooff, W. 1990. Desire for levels. Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil." RIVM Report 670101 002. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Van Vlaardingen, P.L.A. and Verbruggen, E.M.J. 2007. Guidance for the derivation of Environmental Risk Limits within the framework of 'International and National Environmental Quality Standards for substances in the Netherlands' (INS). RIVM. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Veldhoen, N., Ikonomidou, M.G., Buday, C., Jordan, J., Rehaume, V., Cabecinha, M., Dubetz, C., Chamberlain, J., Pittroff, S., Vallée, K., van Aggelen, G., and Helbing, C.C. 2012. Biological effects of the anti-parasitic chemotherapeutant emamectin benzoate on a non-target crustacean, the spot prawn (*Pandalus platyceros* Brandt, 1851) under laboratory conditions. *Aquat. Toxicol.* **108**: 94–105.
- Veterinary Medicines Directorate (VMD). 2015. Publicly available assessment report for a veterinary medicinal product: Salmosan Vet, Azamethiphos 50% w/w Powder for Suspension for Fish Treatment. UK/V/0528/001/DC
- Wagner, C., and Løkke, H. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Res.* **25**(10): 1237–1242.
- Wang, Y., Zhang, L., Meng, F., Zhou, Y., Jin, X., Giesy, J.P., and Liu, F. 2015. Improvement on species sensitivity distribution methods for deriving site-specific water quality criteria. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**(7): 5271–5282.
- Watanabe, H., Takahashi, E., Nakamura, Y., Oda, S., Tatarazako, N., and Iguchi, T. 2007. Development of a *Daphnia magna* DNA microarray for evaluating the toxicity of environmental chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* **26**(4): 669–676. doi:10.1897/06-075R.1.
- Wheeler, J.R., Leung, K.M.Y., Morritt, D., Sorokin, N., Rogers, H., Toy, R., Holt, M., Whitehouse, P., and Crane, M. 2002. Freshwater to saltwater toxicity extrapolation using species sensitivity distributions. *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* **21**(11): 2459–2467.
- Willis, K.J., and Ling, N. 2003. The toxicity of emamectin benzoate, an aquaculture pesticide, to planktonic marine copepods. *Aquaculture* **221**(1–4): 289–297.
- Wong, D., Egli, S., Beattie, M., Page, F. and Hamoutene, D. 2021. Chemical extraction techniques for the determination of drugs, pesticides and antibiotics used by the aquaculture industry. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/069. iv + 41 p.
- Workel, K. 2011. Does *Aseullus aquaticus* avoid sediment contaminated by the insecticide lufenuron? Alterra - Environmental risk Assessment Report No. 010/2011.

Zabel, T.F., and Cole, S. 1999. The derivation of environmental quality standards for the protection of aquatic life in the UK. *Water Environ. J.* **13**(6): 436–440.

ANNEXE I – RÉSUMÉ DES DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ DISPONIBLES

PESTICIDES UTILISÉS POUR LE TRAITEMENT EN BAIN

1. Azaméthiphos

Tableau 1-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés à l'azaméthiphos

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Carassius carassius</i> (carassin)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinus carpio</i> (carpe commune)	CL ₅₀	7 100	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	11 000	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Lebistes reticulatus</i> (guppy)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Leuciscus idus melanotus</i> (ide dorée)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – salmonidés	<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	CL ₅₀	-	96	Statique	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Tableau 1-B. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes marins pélagiques exposés à l'azaméthiphos

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues	<i>Tetraselmis chuii</i>	CE ₅₀	> 1 000	72	Taux de croissance, numération cellulaire et biomasse	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Algues	<i>Tetraselmis chuii</i>	CSEO	-	15	-	VMD, 2015*	2 ^B
Algues	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	CE ₅₀	> 1 000	72	Taux de croissance, numération cellulaire et biomasse	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Algues	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	CSEO	-	72	-	VMD, 2015*	2 ^B
Algues	<i>Isochrysis galbana</i>	CL ₅₀	-	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Algues	<i>Isochrysis galbana</i>	CL ₅₀	2 099	48	-	VMD, 2015*	2 ^B
Algues	<i>Isochrysis galbana</i>	CL ₅₀	2 348	72	-	VMD, 2015*	2 ^B
Algues	<i>Isochrysis galbana</i>	CL ₅₀	3 066	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Bactéries	<i>Vibrio fischeri</i>	CE ₅₀	-	15 min	Immobilisation	Ernst et al., 2001	2 ^B
Rotifères	<i>Brachionus plicatilis</i>	CL ₅₀	-	24	-	Ernst et al., 2001	2 ^B
Annélides – polychètes	<i>Polydora comuta</i>	CL ₅₀	-	96	Juveniles	Ernst et al., 2001	2 ^B
Crustacés – anostracés	<i>Artemia salina</i>	CL ₅₀	-	24	-	Ernst et al., 2001	2 ^B
Crustacés – copépodes	<i>Temora longicornis</i>	CL ₅₀	-	24	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Crustacés – amphipodes	<i>Hyale nilssoni</i>	CL ₅₀	-	96	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Crustacés – amphipodes	<i>Hyale prevostii</i>	CE ₅₀	2,4	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Hyale prevostii</i>	CE ₅₀	-	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Eohaustorius estuarius</i>	CL ₅₀	> 20	48	Dans 100 mg/L de Rhodamine WT	Ernst et al., 2001	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Eohaustorius estuarius</i>	CE ₅₀	-	48	Dans 100 mg/L de Rhodamine WT	Ernst et al., 2001	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – mysidacés	Mysid sp.	CL ₅₀	-	24	-	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – mysidacés	Mysid sp.	CL ₅₀	> 85,5	1	Exposition de 1 h + surveillance de 95 h	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – mysidacés	Mysis sp.	CMEO	-	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Crustacés – mysidacés	Mysis sp.	CMEO	18,5	24	-	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Crustacés – mysidacés	<i>Mysis stenolepis</i>	CL ₅₀	-	24	Eau prélevée après traitement contre le pou de mer ou eau d'effluent	Ernst et al., 2014	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀	2,1	96	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀	-	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette de sable)	CL ₅₀	19,2	24	Eau prélevée après traitement contre le pou de mer ou eau d'effluent	Ernst et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette de sable)	CL ₅₀	> 85,5	1	1 + surveillance de 95 h	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette de sable)	CL ₅₀	191	24	-	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette de sable)	CMEO	-	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette de sable)	CMEO	71	24	-	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	CL ₅₀	-	30 min + récupération de 24 h	-	Gebauer et al., 2017	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	CE ₅₀	0,94	30 min + récupération de 24 h	-	Gebauer et al., 2017	3 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Lithodes santolla</i>	CL ₅₀	-	48	Larves	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CE ₅₀	-	24	Stade IV	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CE ₅₀	1,25	48	Stade IV	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CE ₅₀	0,52	96	Stade IV	VMD, 2015*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CL ₅₀	0,5	96	Stades IV et V	ARLA, 2016a*	Entièrement fiable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CL ₅₀	3,2	5 impulsions de 1 h avec 5 j de récupération entre les expositions	Larves	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus Gammarus</i> (homard européen)	CSEO	1	5 impulsions de 1 h avec 5 j de récupération entre les expositions	Larves	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	>86,5	1 + surveillance pendant 95 h	Stade I	Burridge et al., 2014	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	8,9	24	Stade I	Burrige et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CMEO	11,5	1	Stade I	Burrige et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	3,57	48	Stade I	Burrige et al., 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	1,03	48	Stade II	Burrige et al., 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	33,9	5 min + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 10 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	27,01	30 min + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 10 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	26,5	1 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 10 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	5,4	6 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 10 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	1,33	12 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	50,4	5 min + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	37,7	30 min + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	20,7	1 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	3,5	6 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	0,9	12 h + récupération de 12 h	Stade II; test statique, 12 °C	Pahl et Opitz, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	2,29	48	Stade III	Burridge et al., 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	2,12	48	Stade IV	Burridge et al., 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CSEO	11	30 min	Stade IV	Burridge et al., 2000	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	0,52	96	Stade IV	McHenery et al., 1991 cité dans SEPA, 1997*	3 ^B (données utilisées par la SEPA pour calculer les valeurs CAM en 1999; cependant, les spécialistes de la SEPA ont jugé plus tard que cette étude n'était pas fiable)
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CE ₅₀	0,38	96	Stade IV	McHenery et al., 1991 cité dans SEPA, 1997*	3 ^B (données utilisées par la SEPA pour calculer les valeurs CAM)

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
							en 1997; cependant, les spécialistes de la SEPA ont jugé plus tard que cette étude n'était pas fiable)
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CSEO	0,156	96	Stade IV	McHenery et al., 1991 cité dans SEPA, 1997*	3 ^B (données utilisées par la SEPA pour calculer les valeurs CAM en 1997; cependant, les spécialistes de la SEPA ont jugé plus tard que cette étude n'était pas fiable)
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	0,61	48	Postmue et intermue	Burrige et al., 2005	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	3,24	48	Postmue et intermue	Burrige et al., 2005	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CSEO	1,03	30 min	15 ou 30 minutes, trois fois par jour (3 jours) avec 165 ou 150 minutes entre les traitements	Burrige et al., 2000	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	24,8	1 + surveillance pendant 95 h	Adultes	Burrige et al., 2000	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	2,8	24	Adultes	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CME0	2,9	1	Adultes	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	1,39	48	Adultes	Burridge et al., 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	1,08	48	Adultes; 5 impulsions de 1 h sur 48 h	Burridge et al., 2000	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	0,45	48	Adultes	Dounia et al., 2016	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	-	10 jours	Adultes	Burridge et Van Geest, 2014	Acceptable ^A
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	> 10 000	24	-	ARLA, 2016a, VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	> 100 000	96	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	> 100	5 impulsions x 1 h	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	736	1	Conditions semi-statiques	VMD, 2015*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	> 100	96	-	SEPA, 1997*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CE ₅₀	29	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CSEO	-	96	Comportement	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	46	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CE ₅₀	91	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CSEO	10	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	> 10, < 100	1	-	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CE ₅₀	> 1 000	24	Développement des embryons	ARLA, 2016*	Acceptable ^A
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CSEO	-	24	Embryons	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – bivalves	Moule	CSEO	-	24	Aucune réponse aux stimuli	SEPA, 1997*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Patella vulgate</i> (patelle commune)	CL ₅₀	> 100	96	-	ARLA, 2016*	Acceptable ^A

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Mollusques – gastropodes	<i>Patella vulgate</i> (patelle commune)	CE ₅₀	6,9	24	Adultes	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Patella vulgate</i> (patelle commune)	CE ₅₀	-	96	Adultes; comportement	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CL ₅₀	> 100	96	-	ARLA, 2016*	Acceptable ^A
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CE ₅₀	1,6	24	Adultes	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CSEO	25	24	Adultes	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CE ₅₀	2,6	96	Adultes	VMD, 2015*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CSEO	-	96	Adultes	VMD, 2015*	2 ^B
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	CL ₅₀	> 100	96	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	CE ₅₀	-	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Échinodermes	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> (oursin vert)	CL ₅₀	-	96	Exposition de 96 h suivie de séjours de 96 h dans de l'eau de mer propre	Ernst et al., 2001	2 ^B
Échinodermes	<i>Lytechinus pictus</i> (oursin de mer peint)	CE ₅₀	6 840	20 min	Essai de fertilisation	Ernst et al., 2001	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Échinodermes	<i>Lytechinus pictus</i> (oursin de mer peint)	CE ₂₅	-	20 min	Essai de fertilisation	Ernst et al., 2001	2 ^B
Échinodermes	<i>Loxechinus albus</i> (oursin du Chili)	CL ₅₀	-	48	-	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinodon variegatus</i> (méné tête-de-mouton)	CL ₅₀	-	96	-	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (cténolabre)	CL ₅₀	4 180	1	Juvéniles	ARLA, 2016a*	Acceptable ^A
Poissons – non-salmonidés	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (cténolabre)	CL ₅₀	4 140	1	Juvéniles	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (cténolabre)	CL ₅₀	-	1	Juvéniles	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épine de mer à trois épines)	CL ₅₀	-	96	-	Ernst et al., 2001	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Odontesthes regia</i> (silverside chilien)	CL ₅₀	4 233	24	-	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Odontesthes regia</i> (silverside chilien)	CL ₅₀	1 700	48	-	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Odontesthes regia</i> (silverside chilien)	CL ₅₀	-	96	-	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Odontesthes regia</i> (silverside chilien)	CL ₅₀	213,9	72	-	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Clupea harengus</i> (hareng de l'Atlantique)	CL ₅₀	33,4	96	Larves en membrane vitelline	VMD, 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Clupea harengus</i> (hareng de l'Atlantique)	CL ₅₀	-	96	Larves post-membrane vitelline	SEPA, 1997*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Tableau 1-C. Données toxicologiques pour les organismes benthiques exposés à l'azaméthiphos

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg poids humide)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Références	Fiabilité
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	-	10	-	Mayor et al., 2008	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

2. Peroxyde d'hydrogène

Tableau 2-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés au peroxyde d'hydrogène

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues	<i>Chlorella vulgaris</i>	CSEO	100	72	Méthode : OCDE 201 modifiée	Degussa, 1991 cité dans ECHA, 2003*	3 ^B
Algues	<i>Chlorella vulgaris</i>	CE ₅₀	2 500	72	Méthode : OCDE 201 modifiée	Degussa, 1991 cité dans ECHA, 2003*	3 ^B
Algues	<i>Oscillatoria rubescens</i>	CMEO	350	29	-	Barroin et Feuillade, 1986	3 ^C (Les cultures d'algues n'ont pas été reproduites)
Algues	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	CE ₅₀	-	96	Fluorescence	Gregor et al., 2008	2 ^B
Algues	<i>Aphanothece clathrate</i>	CE ₅₀	-	96	Fluorescence	Gregor et al., 2008	2 ^B
Bactéries ghgr	<i>Anabaena spp.</i>	CE ₅₀	-	24	Chlorophylle réduite	Kay et al., 1982 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Bactéries	<i>Ankistrodesmus spp.</i>	CE ₅₀	-	24	Chlorophylle réduite	Kay et al., 1982 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Bactéries	<i>Raphidiopsis spp.</i>	CE ₅₀	-	24	Chlorophylle réduite	Kay et al., 1982 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Bactéries	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CE ₅₀	-	22	Inhibition de la fixation de l'azote	Peterson et al., 1995	2 ^B
Bactéries	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CE ₅₀	3 400	1,5	Inhibition de la fixation de l'azote	Peterson et al., 1995	2 ^B
Insectes	Larves de chironomidés	CL ₅₀	-	72	Larves	Alexander et al., 1997	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia carinata</i>	CSEO	-	48	Mortalité	Reichwaldt et al., 2012	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia carinata</i>	CL ₅₀	5 600	48	Mortalité	Reichwaldt et al., 2012	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia pulex</i>	CSEO	-	48	-	Shurtleff, 1989a cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia pulex</i>	CL ₅₀	2 400	48	-	Shurtleff, 1989a cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	2 320	24	Analyse par puce à ADN	Watanabe et al., 2006	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	-	48	-	Environnement Canada, 2010 (non publié) cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	5 370	24	-	Environnement Canada, 2010 (non publié) cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	5 370	48	-	Environnement Canada, 2010 (non publié) cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	3 000 – 9 600	24	-	Environnement Canada, 2010 (non publié) cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	7 700	24	Immobilisation	Bringmann et Kuhn, 1982 cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	2 000 – 2 600	24	-	Bringmann et Kuhn, 1982 cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	2 400	48	-	Shurtleff 1989a cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	2 300	24	-	Trenel et Kuhn, 1982 cité dans	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
						Schmidt et al., 2006*	
Crustacés – cladocères	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE ₅₀	– 11 200	48	-	Analytical Laboratory Services, 2003 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Crustacés – anomopodes	<i>Moina</i> sp.	CSEO	-	48	Mortalité	Reichwaldt et al., 2012	2 ^B
Crustacés – anomopodes	<i>Moina</i> sp.	CL ₅₀	2 000	48	Mortalité	Reichwaldt et al., 2012	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>EulimnoGammarus cyaneus</i>	CL ₅₀	-	24	-	Fedoseeva et Stom, 2013	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>EulimnoGammarus vittatus</i>	CL ₅₀	-	24	-	Fedoseeva et Stom, 2013	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus lacustris</i>	CL ₅₀	-	24	-	Fedoseeva et Stom, 2013	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus</i> sp.	CE ₅₀	-	96	Semi-statique, concentration nominale	Kay et al., 1982	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Gmelinoides fasciatus</i>	CL ₅₀	-	24	-	Fedoseeva et Stom, 2013	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Physa</i> sp.	CE ₅₀	-	96	Semi-statique, concentration nominale	Kay et al., 1982	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Poecilia reticulata</i> (guppy)	CSEO	-	5	-	Quimby, 1981	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Leuciscus idus</i> (véron)	CL ₅₀	-	72	Statique	Degussa, 1977 cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Rhamdia quelen</i> (poisson-chat sud-américain)	CL ₅₀	(26 760 µg/L principe actif)	96	Juvéniles	Marchiori et al., 2017	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	> 5 000 000	Même valeur pour 30 min, 1 h et 3 h	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	369 000	24	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	> 5 000 000	Même valeur pour 30 min, 1 h	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	1 520 000	3	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	76 600	24	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	> 5 000 000	30 min	17 °C et 22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	2 860 000	1	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	332 000	3	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	57 400	24	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	2 010 000	1	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	210 000	3	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	55 500	24	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CSEO	3 000 000	15	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CSEO	1 000 000	45 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	37 400	96	Semi-statique, nominale	Kay et al., 1982	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition; critère d'effet le plus élevé rapporté à différents stades et moments de vie	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	5 000 000	30 min	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	3 190 000	1	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	1 620 000	3	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	290 000	24	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	3 540 000	30 min	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	2 560 000	1	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	1 240 000	3	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	165 000	24	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	3 540 000	30 min	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	2 180 000	1	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	683 000	3	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	152 000	24	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	2 010 000	30 min	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	1 460 000	1	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	406 000	3	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	71 500	24	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CSEO	1 000 000	15 min et 45 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CSEO	-	3	Alevins et alevins d'un an; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	1 000 000	15 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	500 000	45 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	5 000	96	Comportement (nominal)	ECHA, 1989 cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	28 000	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CL ₅₀	16 400	96	Semi-statique	Shurtleff, 1989b cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	-	96	Semi-statique	Solvay Chemicals Inc., 2015*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	CSEO	100 000	15 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	CL ₅₀	145 100	1 heure exposition + 12 heures observation	-	Clayton et Summerfelt, 1996	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	CL ₅₀	142 800	1 heure + 96 heures	-	Clayton et Summerfelt, 1996	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	CL ₅₀	-	24	Eau de dureté moyenne; taille de 3,8 cm; différentes duretés d'eau et tailles de poissons)	Tripi et Bowser, 2001	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	CSEO	72 000	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Esox masquinongy</i> (maskinongé)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Esox lucius</i> (grand brochet)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Scaphirhynchus albus</i> (esturgeon blanc)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Catostomus commersonii</i> (meunier noir)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Micropterus salmoides</i> (achigan à grande bouche)	CSEO	-	3	Alevins d'un an; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Perca flavescens</i> (perchaude)	CSEO	-	3	Alevins; 192 h post-exposition	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Danio rerio</i> (poisson-zèbre)	CL ₅₀	-	24	8 h post-fertilisation	Chan et al., 2006	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	5 000 000	30 min	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	2 380 000	1	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	506 000	3	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	69 400	24	7 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	8 660 000	30 min	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	1 260 000	1	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	363 000	3	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	42 000	24	12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	520 000	30 min	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	311 000	1	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	119 000	3	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	34 000	24	17 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	393 000	30 min	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	218 000	1	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	102 000	3	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	31 300	24	22 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	1 000 000	15 min	Sac alevins; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	1 000 000	45 min	Sac alevins; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	3 000 000	15 min	Swim up; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	500 000	45 min	Swim up; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	500 000	15 min	Alevins d'un an, jeunes adultes, adultes de grande taille; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	250 000	45 min	Alevins d'un an, adultes de grande taille; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	--	45 min	Petits adultes; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	514 000	30 min	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	322 000	1	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	207 000	2	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	574 000	30 min	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	329 000	1	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	189 000	2	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	78 000	3	Alevins	Gaikowski et al., 1999	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	636 000	30 min	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	377 000	1	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	280 000	2	Alevins	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	514 000	30 min	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	506 000	1	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus clarkia</i> (truite fardée)	CL ₅₀	-	2	Alevins d'un an	Arndt et Wagner, 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	CSEO	1 000 000	15 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	CSEO	-	45 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salvelinus namaycush</i> (truite de lac)	CSEO	3 000 000	15 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salvelinus namaycush</i> (truite de lac)	CSEO	1 000 000	45 min	Mortalité; 12 °C	Rach et al., 1997	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salvelinus namaycush</i> (truite de lac)	CSEO	-	3	Alevins d'un an	Gaikowski et al., 1999	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – salmonidés	<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	CSEO	-	3	Alevins d'un an	Gaikowski et al., 1999	2 ^B

* Données provenant de CE (2003); la référence (Degussa, 1991) est confidentielle et n'est pas disponible pour vérification.

Tableau 2-B. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes marins pélagiques exposés au peroxyde d'hydrogène

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues	<i>Nitzschia closterium</i>	CE ₅₀	-	72	Taux de croissance	Florence et Stauber, 1986	2 ^B
Algues	<i>Nitzschia closterium</i>	CE ₅₀	850	S.O.	Durée non rapportée	ARLA, 2014*	Acceptable ^A
Algues	<i>Squeletteema costatum</i>	CSEO	-	72	-	Knight et al., 1995 cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Algues	<i>Squeletteema costatum</i>	CE ₅₀	1 380	72	-	Knight et al., 1995 cité dans ECHA, 2003*	2 ^B
Algues	<i>Chaetoceros gracilis</i>	CE ₅₀	3 200	72	-	ECHA, 2006 cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Algues	<i>Chaetoceros gracilis</i>	CSEO	-	72	-	ECHA, 2006 cité dans SEPA, 2019d*	2 ^B
Annélides – polychètes	<i>Capitella</i> sp.	CL ₅₀	1 227 000	1	-	Fang et al., 2018	2 ^B
Annélides – polychètes	<i>Capitella</i> sp.	CL ₅₀	-	72	-	Fang et al., 2018	2 ^B
Annélides – polychètes	<i>Ophryotrocha</i> sp.	CL ₅₀	296 000	1	-	Fang et al., 2018	2 ^B
Annélides – polychètes	<i>Ophryotrocha</i> sp.	CL ₅₀	-	72	-	Fang et al., 2018	2 ^B
Crustacés – anostracés	<i>Artemia salina</i>	CE ₅₀	-	96	-	Smit et al., 2008	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – anostracés	<i>Artemia salina</i>	CL ₅₀	918 000	24	-	Matthews, 1994	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CL ₁₀₀	1 250 000	20 min	-	Bruno et Raynard, 1994	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	216 000	30 min	Souche Ls A	Helgesen et al., 2015	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	-	24	Souche Ls A	Helgesen et al., 2015	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	1 767 000	30 min	Souche Ls V F1	Helgesen et al., 2015	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	138 000	24	Souche Ls V F1	Helgesen et al., 2015	2 ^B
Crustacés – euphausiacés	<i>Euphausia pacifica</i> (krill du Pacifique Nord)	CL ₅₀	-	96	Larves	EVS Environmental Consultants, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Rhepoxynius abronius</i> (barnard)	CL ₅₀	-	96	-	EVS Environmental Consultants, 1992*	2 ^B
Crustacés – copépodes	Copépodes	CL ₅₀	42 000 – 75 000	1 + récupération de 5 h	-	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Crustacés – copépodes	Copépodes	CE ₅₀	-	1 + récupération de 5 h	Comportement alimentaire	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Crustacés – Calanoïda	<i>Calanus finmarchicus</i>	CL ₅₀	5 992	24	Adultes ou stade V	Hansen et al., 2017	2 ^B
Crustacés – Calanoïda	<i>Calanus finmarchicus</i>	CL ₅₀	3 912	48	Adultes ou stade V	Hansen et al., 2017	2 ^B
Crustacés – Calanoïda	<i>Calanus finmarchicus</i>	CL ₅₀	3 824	72	Adultes ou stade V	Hansen et al., 2017	2 ^B
Crustacés – Calanoïda	<i>Calanus finmarchicus</i>	CL ₅₀	-	96	Adultes ou stade V	Hansen et al., 2017	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus</i> sp.	CL ₅₀	-	48	NP dépassé	ARLA, 2014*	Acceptable ^A
Crustacés – mysidacés	<i>Mysis</i> sp.	CME0	-	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Crustacés – mysidacés	<i>Mysis</i> sp.	CL ₅₀	973 000	1 + récupération de 95 h	-	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – mysidacés	Mysidacé	CL ₅₀	-	1	-	MPO, 2013	Acceptable ^A
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CE ₅₀	-	96	-	Smit et al., 2008	1 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Crangon</i>	CL ₅₀	-	1	-	MPO, 2013	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Crangon crangon</i>	CME0	680 000	5	Diminution du taux métabolique aérobie et du pH intracellulaire	Abele-Oeschger et al., 1997	3 ^C (faible nombre d'animaux à l'étude, absence d'une relation définie dose-réponse)
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette grise de sable)	CL ₅₀	3 182 000	1	-	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette grise de sable)	CME0	-	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Penaeus monodon</i> (crevette géante tigrée)	CL ₅₀	-	24	Post-larves	Srisapoom, 1999	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	CE ₅₀	1 269 610	40 min + récupération de 48 h	-	Gebauer et al., 2017	2 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	CE ₅₀	-	40 min + récupération de 72 h	-	Gebauer et al., 2017	2 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Carcinus maenas</i> (crabe enragé)	CE ₅₀	-	48	-	ARLA, 2014*	Acceptable ^A
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	> 3 750 000	1 + récupération de 95 h	Adultes	Burridge et al., 2014	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CME0	-	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	1 637 000	1 + récupération de 95 h	Stade I	Burridge et al., 2014	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain) Stade I	CME0	186 000	1	-	Burridge et Van Geest, 2014	2 ^C
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CSEO	940	48	Mortalité	EVS Environmental Consultants, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CSEO	-	48	Développement anormal de la coquille	EVS Environmental Consultants, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CE ₅₀	1 200	48	Développement anormal de la coquille	EVS Environmental Consultants, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Siganus fuscescens</i> (poisson-lapin à point nacré)	CL ₅₀	-	24	-	Kanda et al., 1989	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Siganus rivulatus</i> (sigan marbré)	CL ₅₀	-	1 + observation de 72 h	Juveniles	Nasser et al., 2017	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Tridentiger trionocephalus</i> (gobie à rayures)	CL ₅₀	-	24	-	Kanda et al., 1989	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Trachurus japonicus</i> (carangue symétrique)	CL ₅₀	-	24	-	Kanda et al., 1989	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	CL ₅₀	-	96	Juveniles	Boutillier, 1993 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	CL ₀	1 500 000	20 min	Juveniles; 14 °C	Johnson et al., 1993	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	CL ₁₀₀	1 500 000	40 min	Juveniles; 11 °C et 18 °C	Johnson et al., 1993	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – salmonidés	<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	CL ₅₀	2 580 000	20 min	16 °C	Kiemer et Black, 1997	2 ^C
Poissons – salmonidés	<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	CL ₅₀	-	1	-	Thomassen et Poppe, 1992 cité dans Schmidt et al., 2006*	2 ^B

Tableau 2-C. Données sur la toxicité chronique pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés au peroxyde d'hydrogène

Groupe taxonomique	Espèces	Paramètre	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues	<i>Anabaena flos-aquae</i>	CME0	-	32	-	Kavanagh, 1992	2 ^B
Algues	<i>Oscillatoria agardhii</i>	CME0	-	32	-	Kavanagh, 1992	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CME0	> 1 250	21	Reproduction	Meinertz et al., 2008	1 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	21	Reproduction	Meinertz et al., 2008	1 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Dreissena polymorpha</i> (moule zébrée)	CSEO	-	56	-	Klerks et Fraleigh, 1991 cité dans ECHA, 2003*	3 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Dreissena polymorpha</i> (moule zébrée)	CE ₅₀	6 000	20	-	Martin et al., 1993	2 ^B (la SEPA évalue cette étude comme étant fiable, mais la façon dont les paramètres ont été calculés n'est pas claire)

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

PESTICIDES DANS L'ALIMENTATION

3. Benzoate d'émamectine

Tableau 3-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés au benzoate d'émamectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Références	Fiabilité
Algues	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₅₀	-	96	Croissance	EFSA, 2012*	2 ^B
Algues	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₅₀	12,1	96	Inhibition de la croissance	Maynard, 2003 cité dans EFSA, 2009*	1 ^B
Bactéries	<i>Vibrio fischeri</i>	CE ₅₀	-	5, 15, 30 min	Bioluminescence	Hernando et al., 2007	2 ^B
Insectes	<i>Aedes albopictus</i>	CL ₅₀	90	24	Mortalité (statique)	Khan et al., 2011	3 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	-	48	Immobilisation (écoulement continu)	SEPA, 2000*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	11	48	-	EFSA, 2012*	1 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	3,5	48	-	EFSA, 2012*	1 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	> 728	48	-	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	180	96	Mortalité (écoulement continu)	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	1 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CSEO	-	96	Écoulement continu	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	1 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinus carpio</i> (carpe commune)	CL ₅₀	-	96	Mortalité (écoulement continu)	EFSA, 2012*	1 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Références	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinus carpio</i> (carpe commune)	CL ₅₀	200	96	-	EFSA, 2012*	3 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CL ₅₀	194	96	Mortalité (écoulement continu)	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	-	96	Écoulement continu	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	174	96	Mortalité (écoulement continu)	EFSA, 2012*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	-	96	-	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B

Tableau 3-B. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes marins pélagiques exposés au benzoate d'émamectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai	Notes	Références	Fiabilité
Crustacés – copépodes	<i>Acartia clausi</i>	CE ₅₀	-	48	Immobilisation; stades de vie les plus sensibles	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – copépodes	<i>Pseudocalanus elongatus</i>	CE ₅₀	-	48	Immobilisation; stades de vie les plus sensibles	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – copépodes	<i>Temora longicornis</i>	CE ₅₀	-	48	Immobilisation; stades de vie les plus sensibles	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – Cyclopidé	<i>Oithona similis</i>	CE ₅₀	-	48	Immobilisation; stades de vie les plus sensibles	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoida	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	51,4	-	Souche LS A	Helgesen et Horsberg, 2013	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai	Notes	Références	Fiabilité
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	-	-	Souche LS A	Helgesen et Horsberg, 2013	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	243	-	Souche LS B	Helgesen et Horsberg, 2013	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	167	-	Souche LS B	Helgesen et Horsberg, 2013	2 ^B
Crustacés – Siphonostomatoïda	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (pou du saumon)	CE ₅₀	302	-	Souche LS B	Helgesen et Horsberg, 2013	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Americamysis bahia</i>	CL ₅₀	-	96	Mortalité	SEPA, 2000*	4 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Americamysis bahia</i>	CL ₅₀	0,078	96	Mortalité	EPP, 2018a cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – mysidacés	<i>Americamysis bahia</i>	CSEO	0,0217	96	Mortalité	EPP, 2018a cité dans UKTAG CTT, 2019*	3 ^D
Crustacés – décapodes	<i>Crangon crangon</i>	CL ₅₀	-	192	Mortalité	SEPA, 2000*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Nephrops norvegicus</i> (langoustine commune)	CL ₅₀	-	192	Mortalité	SEPA, 2000*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea virginica</i> (huître)	CSEO	-	96	Dépôts dans la coquille	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea virginica</i> (huître)	CL ₅₀	670	96	-	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea virginica</i> (huître)	CE ₅₀	490	96	Immobilisation	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinodon variegatus</i> (méné tête-de-mouton)	CL ₅₀	1 430	96	Mortalité	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	1 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai	Notes	Références	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinodon variegatus</i> (méné tête-de-mouton)	CSEO	-	96	Mortalité	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	1 ^B

* Études primaires confidentielles et non disponibles pour vérification.

Tableau 3-C. Données sur la toxicité chronique pour les organismes pélagiques d'eau douce et d'eau de mer exposés au benzoate d'émamectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Références	Fiabilité
Algues (eau douce)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₅₀	> 3,9	5	Abondance de la population, inhibition de la croissance	US EPA, 2009*	1 ^B
Algues (eau douce)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CSEO	-	5	Inhibition de la croissance	US EPA, 2009*	1 ^B
Plantes (eau douce)	<i>Lemna gibba</i> (lenticule bossue)	CE ₅₀	> 94	14	-	US EPA, 2009*	2 ^B
Plantes (eau douce)	<i>Lemna gibba</i> (lenticule bossue)	CSEO	-	14	Abondance	US EPA, 2009*	2 ^B
Insectes (eau douce)	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	-	28	Émergence	EFSA, 2012*	2 ^B
Crustacés – copépodes (eau de mer)	<i>Acartia clausi</i>	CME0	0,158	7	Production d'œufs	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – copépodes (eau de mer)	<i>Acartia clausi</i>	CSEO	-	7	Production d'œufs	Willis et Ling, 2003	2 ^B
Crustacés – mysidacés (eau de mer)	<i>Americamysis bahia</i>	CSEO	0,0087	28	-	US EPA, 2009*	4 ^D

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Références	Fiabilité
Crustacés – mysidacés (eau de mer)	<i>Americamysis bahia</i>	CSEO	0,018	28	-	US EPA, 2009*	2 ^B
Crustacés – mysidacés (eau de mer)	<i>Americamysis bahia</i>	CE ₁₀	-	28	Reproduction	EPP, 2018b cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – cladocères (eau douce)	<i>Daphnia magna</i>	CME0	0,16	21	Reproduction	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Crustacés – cladocères (eau douce)	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	21	Reproduction	OPP, 2000 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Crustacés – décapodes (eau de mer)	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	644	7	Adultes	Burridge et al., 2004	2 ^B
Crustacés – décapodes (eau de mer)	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CL ₅₀	-	7	Juveniles	Burridge et al., 2004	2 ^B
Mollusques – bivalves (eau de mer)	<i>Crassostrea virginica</i> (huître)	CE ₅₀	-	Non déclarée	Dépôts dans la coquille ou embryons et larves	US EPA, 2009*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés (eau douce)	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	12	32	Croissance – premiers stades de vie	EFSA, 2012*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés (eau douce)	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	-	32	-	US EPA, 2009*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Tableau 3-D. Données toxicologiques pour les organismes benthiques d'eau de mer et d'eau douce exposés au benzoate d'émamectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg poids sec; poids humide entre parenthèses le cas échéant)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Références	Fiabilité
Insectes (eau douce)	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	-	28	Mortalité	EFSA, 2012*	2 ^B
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Hediste diversicolor</i> (gravette)	CL ₅₀	-	10	Mortalité	Mayor et al., 2008	2 ^C
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CL ₅₀	111 (p.h.)	10	Mortalité	SEPA, 1999 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CSEO	56 (p.h.)	10	Mortalité	SEPA, 1999 cité dans Environnement Canada, 2005*	2 ^B
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CL ₅₀	40,8	10	Mortalité	EPP, 2018c cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CSEO	-	10	Mortalité	EPP, 2018c cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	193	10	-	SEPA, 2000*	2 ^B
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	115	10	Mortalité	SEPA, 2000*	2 ^B
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	6,32	10	Étude réalisée en l'absence de sédiments (non utilisée pour déduire les NQE)	SEPA, 2000*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg poids sec; poids humide entre parenthèses le cas échéant)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Références	Fiabilité
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	-	10	Étude réalisée en l'absence de sédiments (non utilisée pour déduire les NQE)	SEPA, 2000*	2 ^B
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	141,5	10	Mortalité	EPP, 2018d cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	99,4	10	Mortalité	EPP, 2018d cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	61,28	28	Survie, croissance, reproduction	Scymaris Ltd, 2018 cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Eohaustorius estuarius</i>	CL ₅₀	-	10	Mortalité	Kuo et al., 2010	1 ^C
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	CE ₁₀	-	28	Taux de croissance	EPP, 2018e cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	CE ₁₀	43	28	Reproduction	EAG, 2018 cité dans UKTAG CTT, 2019*	2 ^D
Crustacés – décapodes (eau de mer)	<i>Pandalus platyceros</i> (crevette tachée)	CL ₅₀	735	30	Mortalité, critères d'effet sublétaux	Park, 2013	1 ^C
Crustacés – décapodes (eau de mer)	<i>Pandalus platyceros</i> (crevette tachée)	CME0	-	8	Mortalité, critères d'effet sublétaux	Park, 2013	1 ^C
Crustacés – décapodes (eau de mer)	<i>Pandalus platyceros</i> (crevette tachée)	CE ₂₀	(humides)	8	Mortalité, changements génétiques	Veldhoen et al., 2012	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

4. Ivermectine

Tableau 4-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés à l'ivermectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues – vertes	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CSEO	-	72	Taux de croissance et production	Garric et al., 2007	2 ^C
Algues – vertes	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₅₀	1 250	72	Taux de croissance et production	Garric et al., 2007	2 ^C
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	0,025	48	Mortalité	Halley et al., 1989a	4 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	0,0057	48	Mortalité	Garric et al., 2007	2 ^C
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	0,01	48	Mortalité	Halley et al., 1989a	4 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	0,0158	48	-	SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	0,0281	24	Conc. nominale; nouveau-nés	SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	48	Conc. nominale; nouveau-nés	SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀	0,015 – 0,03	48	-	Halley et al., 1989b*	4 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Biomphalaria glabrata</i> (escargot tropical)	CL ₅₀	-	12 à 24 h	Conc. nominale	Matha et Weiser, 1988	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Biomphalaria glabrata</i> (escargot tropical)	CL ₉₀	42	12 à 24 h	Conc. nominale	Matha et Weiser, 1988	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Biomphalaria glabrata</i> (escargot tropical)	CL ₁₀₀	55	12 à 24 h	Conc. nominale	Matha et Weiser, 1988	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	4,8	96	La valeur extrapolée sous forme de CL ₅₀ était inférieure à la concentration la plus faible (5,1 ppb)	Halley et al., 1989a	4 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	-	72 et 96 h	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	7,5	48	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	13,3	24	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	0,9	96	-	Halley et al., 1989a	4 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	3	96	-	Halley et al., 1989a	4 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	3,3	96	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	9,4	24	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	4,7	48	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	4,2	72	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO		96	Conc. nominale	SEPA, 1998b*	2 ^B

Tableau 4-B. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes marins pélagiques exposés à l'ivermectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Nématodes	<i>Nématodes</i>	CL ₅₀	> 10 000	96	Échantillon d'essai consistant en nématodes libres provenant d'un site mi-estuarien	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Nématodes	<i>Nématodes</i>	CL ₁₀	> 10 000	96	Échantillon d'essai consistant en nématodes libres provenant d'un site mi-estuarien	Grant et Briggs, 1998	4 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Annélides – polychètes	<i>Nereis diversicolor</i>	CL ₅₀	7,75	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Annélides – polychètes	<i>Nereis diversicolor</i>	CL ₁₀	5,4	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – anostracés	<i>Artemia salina</i>	CL ₅₀	> 300	24	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – anostracés	<i>Artemia salina</i>	CL ₁₀	3	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus</i> spp.	CL ₅₀	0,033	96	Mélange de <i>G. duebeni</i> et <i>G. zaddachi</i> dans un rapport d'environ 1:4	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus</i> spp.	LC ₁₀	0,0033	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – mysidacés	<i>Neomysis integer</i>	CL ₅₀	0,07	96	-	Davies et al., 1997	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Neomysis integer</i>	CL ₅₀	0,026	48	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – mysidacés	<i>Neomysis integer</i>	LC ₁₀	0,0036	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – mysidacés	<i>Neomysis integer</i>	CL ₅₀	-	96	Valeur mesurée	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – isopodes	<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (auparavant <i>Sphaeroma rugicauda</i>)	CL ₅₀	348	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (auparavant <i>Sphaeroma rugicauda</i>)	LC ₁₀	139	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Carcinus maenas</i> (crabe enragé)	CL ₅₀	957	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Carcinus maenas</i> (crabe enragé)	LC ₁₀	88	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Crangon septemspinosa</i> (crevette grise de sable)	CSEO	21,5	96	-	Burridge et Haya, 1993	4 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – décapodes	<i>Palaemon varians</i> (Atlantic ditch shrimp)	CL ₅₀	54	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Crustacés – décapodes	<i>Palaemon varians</i> (Atlantic ditch shrimp)	LC ₁₀	9,4	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Mollusques – gastropodes	<i>Hydrobia ulvae</i> (hydrophie des antipodes)	CL ₅₀	> 10 000	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Mollusques – gastropodes	<i>Hydrobia ulvae</i> (hydrophie des antipodes)	LC ₁₀	> 10 000	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Mollusques – gastropodes	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (hydrobie des antipodes Zélande)	CL ₅₀	< 9 000	96	-	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Mollusques – gastropodes	<i>Monodonta lineata</i> (coquille supérieure doublée)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Nucella lapillus</i> (pourpre)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Littorina littorea</i> (bigorneau)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – gastropodes	<i>Patella vulgate</i> (patelle commune)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – général	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (antipodes de Nouvelle-Zélande)	CL ₁₀	1 800	96	Déterminée par l'inspection des données, plutôt que par calcul	Grant et Briggs, 1998	4 ^C
Mollusques – pectinidés	<i>Pecten maximus</i> (coquille St-Jacques)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CL ₅₀	-	96	Larves	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Mollusques – bivalves	<i>Crassostrea gigas</i> (huître creuse du Pacifique)	CL ₅₀	460	96	Naissain	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)	CL ₅₀	-	96	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Tapes semidecassata</i> (palourde commune)	CL ₅₀	-	96	Larves	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Mollusques – bivalves	<i>Tapes semidecassata</i> (palourde commune)	CL ₅₀	600	96	Naissain	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Poissons – salmonidés	<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	CL ₅₀	17	96	-	Kilmartin et al., 1997	3 ^C (Aucune reproduction en cuve dans l'étude par immersion)

Tableau 4-C. Données sur la toxicité chronique pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés à l'ivermectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues – vertes	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Effets sublétaux	9 100	14	Croissance mesurée en poids sec moyen	Halley et al., 1989a	4 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	21	Paramètres de vie (croissance, reproduction, rapport des sexes); valeur basée sur la concentration nominale	Garric et al., 2007	2 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Tableau 4-D. Données toxicologiques pour les organismes benthiques d'eau douce exposés à l'ivermectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (mg/kg – poids sec)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Insectes	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	-	10	Survie, croissance	Egeler et al., 2010	2 ^C
Insectes	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	0,053	51	Survie, croissance et émergence; étude réalisée avec du fumier sec plutôt que des sédiments	Schweitzer et al., 2010	2 ^C
Nématodes – Rhabditida	<i>Caenorhabditis elegans</i>	CSEO	-	96 h	Reproduction	Liebig et al., 2010	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO	-	28	Survie	Egeler et al., 2010	2 ^C
Annélides – Haplotaxida	<i>Eisenia foetida</i> (ver du fumier; ver terrestre)	CL ₅₀	315 (On ne sait pas clairement s'il s'agit du poids sec ou humide)	28	Éclairage continu – on n'a pas indiqué s'il s'agit de poids sec ou humide	Halley et al., 1989b	4 ^B
Annélides – Haplotaxida	<i>Eisenia foetida</i> (ver du fumier; ver terrestre)	CSEO	12 (On ne sait pas clairement s'il s'agit du poids sec ou humide)	28	Éclairage continu – on n'a pas indiqué s'il s'agit de poids sec ou humide	Halley et al., 1989b	4 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	51	Abondance et biomasse; étude réalisée à l'aide de fumier sec au lieu de sédiments	Schweitzer et al., 2010	3 ^C (Grande variabilité entre les réplicats, exposition potentielle à l'ammoniac pendant l'exposition au fumier qui aurait pu avoir un effet sur les daphnies, certaines)

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (mg/kg – poids sec)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
							mesures inférieures à la LQ)

Tableau 4-E. Données toxicologiques pour les organismes marins benthiques exposés à l'ivermectine

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (mg/kg – poids sec de sédiments)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CSEO	-	10	Mortalité	Thain et al., 1997	2 ^C
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CL ₅₀	0,023	10	Mortalité	Thain et al., 1997	2 ^C
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CME0	0,024	10	Mortalité	Thain et al., 1997	2 ^C
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CE (effets sur le comportement)	0,006	10	Réduction du taux de production de cylindres	Thain et al., 1997	4 ^C
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CE (effets sur le comportement)	≥ 0,01	10	Réduction du taux auquel <i>A. marina</i> pouvait s'enfouir dans des sédiments propres	Thain et al., 1997	4 ^C
Annélides – polychètes	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CL ₅₀	0,018 (sédiments humides)	10	Conc. nominale	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	0,18	10	-	Davies et al., 1998	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	0,05	10	-	Davies et al., 1998; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (mg/kg – poids sec de sédiments)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CME0	0,1	10	-	Davies et al., 1998	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	0,18 (sédiments secs)	10	Conc. nominale	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CL ₅₀	0,1 (sédiments humides)	10	Conc. nominale	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Crustacés – amphipodes	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	-	10	Conc. nominale	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	CL ₅₀	23,6	10	-	Davies et al., 1998; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	CSEO	-	10	-	Davies et al., 1998; SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	CME0	10	10	-	SSGA, 1996 cité dans SEPA, 1998b*	2 ^B
Échinodermes	<i>Asterias rubens</i> (étoile de mer commune)	Concentration avec effet subléta1	20	10	Incapacité de se retourner	Davies et al., 1998	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

5. Téflubenzuron

Tableau 5-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés au téflubenzuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Plantes	<i>Lemna minor</i> (lenticule bossue)	CE ₅₀	1 176 160	7 jours	Absent des sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C
Plantes	<i>Lemna minor</i> (lenticule bossue)	CE ₅₀	-	7 jours	Présent dans les sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C
Insectes – hémiptères	<i>Anisops sardeus</i>	CL ₅₀	249	24	-	Lahr et al., 2001	3 ^C (L'essai doit être davantage normalisé)
Brachiopodes	<i>Streptocephalus sudanicus</i>	CE ₅₀	23,6	24	Immobilité	Lahr et al., 2001	3 ^C (L'essai doit être davantage normalisé)
Brachiopodes	<i>Streptocephalus sudanicus</i>	CE ₅₀	0,59	48	Immobilité	Lahr et al., 2001	3 ^C (L'essai doit être davantage normalisé)
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	-	48	Absent des sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	1,19	48	Présent dans les sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	1,2	48	Immobilisation	Koyangi et al., 1998	4 ^C
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	0,33	48	Immobilisation	EFSA, 2008a*	2 ^E
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	> 1 000 000	24	Immobilisation	SEPA, 1998c*	2 ^B
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	0,47	48	Immobilisation	SEPA, 1998c*	2 ^B
Poissons – non-salmonidés	<i>Poecilia reticulata</i> (guppy)	CL ₅₀	-	96	Absent des sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C
Poissons – non-salmonidés	<i>Poecilia reticulata</i> (guppy)	CL ₅₀	3 486 130	96	Présent dans les sédiments	Medeiros et al., 2013	2 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Tableau 5-B. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes marins pélagiques exposés au téflubenzuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – copépodes	<i>Tisbe battagliai</i>	CL ₅₀	230	24 h	Larves nauplies	Macken et al., 2015	1 ^C
Crustacés – copépodes	<i>Tisbe battagliai</i>	CL ₅₀	40	48 h	Larves nauplies	Macken et al., 2015	1 ^C
Crustacés – copépodes	<i>Tisbe battagliai</i>	CME0	0,01	7 jours	-	Macken et al., 2015	1 ^C
Crustacés – copépodes	<i>Tisbe battagliai</i>	CSEO	-	7 jours	-	Macken et al., 2015	1 ^C
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀	0,057	7 jours	Juvéniles	Baird et al., 1996 cité dans Skretting ARC, 2011*	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CSEO	-	S.O.	Survie, croissance et reproduction	Baird et al., 1996 cité dans Skretting ARC, 2011*	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀	0,17	96	Étude du cycle de vie sur 27 jours	WRc, 1998c*	2 ^B
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i>	CL ₅₀	0,13	7 jours	Étude du cycle de vie sur 27 jours	WRc, 1998c*	2 ^B
Crustacés – décapodes	<i>Homarus americanus</i> (homard américain)	CME0	-	S.O.	-	Cantox, Inc., 1997 cité dans Skretting ARC, 2011*	2 ^B

Tableau 5-C. Données sur la toxicité chronique pour les organismes pélagiques d'eau de mer et d'eau douce exposés au téflubenzuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – mysidacés	<i>Mysidopsis bahia</i> (SW)	CSEO	-	27 jours	Mortalité, reproduction, croissance	Drottar et Swigert, 1996 cité dans EFSA, 2008a*	2 ^E

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i> (FW)	CSEO	-	21 jours	Longueur des daphnies parents	EFSA, 2008a*	2 ^E

Tableau 5-D. Données toxicologiques pour les organismes benthiques d'eau de mer et d'eau douce exposés au téflubenzuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg, dry)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Insectes – diptères (eau douce)	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	-	28	Ratio d'émergence	EFSA, 2008a*	2 ^E
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Arenicola marina</i> (ver de terre)	CL ₅₀	-	10	Conc. nominale	WRc, 1998c*	2 ^B
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Capitella</i> sp. I et B	Concentration avec effet sublétal	-	10	Anomalies des chaetas	Mendez, 2006	2 ^C
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Capitella</i> sp. B	Autres effets	-	10	Mortalité de 40 %	Mendez, 2006	2 ^C
Annélides – polychètes (eau de mer)	<i>Capitella</i> sp. I	Concentration avec effet sublétal	-	10	Réduction de l'activité d'alimentation (la réduction est plus prononcée lorsque la concentration augmente de 8,4 à 41,8 µg/g (sec))	Mendez, 2006	2 ^C
Crustacés – amphipodes (eau de mer)	<i>Corophium volutator</i>	CSEO	-	28	Cycle de vie	Glass, 1997 et Aufderheide et al., 1999 cité dans SEPA, 1999*	2 ^B

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

6. Lufénuron

Tableau 6-A. Données sur la toxicité aiguë pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés à la lufénuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Algues	<i>Scenedesmus subspicatus</i> (algues vertes)	CE ₅₀	-	72	Inhibition de la croissance	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0018) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>	CE ₅₀	-	72	Croissance	EFSA, 2008b*	2 ^E
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	1,3	48	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0013) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	-	48	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0015) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀	4	48	Essai statique avec des sédiments	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0014) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Poissons – non-salmonidés	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	CL ₅₀	-	96	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0010) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Poissons – non-salmonidés	<i>Cyprinus carpio</i> (carpe)	CL ₅₀	-	96	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0012) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Poissons – non-salmonidés	<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	CL ₅₀	-	96	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0009) cité dans FAO, 2008*	2 ^F

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (heures)	Notes	Référence	Fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	CL ₅₀	610	24	Juvéniles	Soares et al., 2016	2 ^C
Poissons – non-salmonidés	<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	CL ₉₀	820	24	Juvéniles	Soares et al., 2016	2 ^C
Poissons – non-salmonidés	<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	CL ₅₀	-	96	Juvéniles	Soares et al., 2016	2 ^C
Poissons – non-salmonidés	<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	CL ₉₀	780	96	Juvéniles	Soares et al., 2016	2 ^C
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀	-	96	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0011) cité dans FAO, 2008*	2 ^F

Tableau 6-B. Données sur la toxicité chronique pour les organismes pélagiques d'eau douce exposés à la lufénuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Score de Klimisch / fiabilité
Insectes	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	-	28	Émergence	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0566) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Insectes	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	4	28	Développement	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0566) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Crustacés – cladocères	<i>Daphnia magna</i>	CSEO	-	21	-	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0017) cité dans FAO, 2008*	2 ^F

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Score de Klimisch / fiabilité
Poissons – non-salmonidés	<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	5 % de mortalité	-	120	Juvéniles	Soares et al., 2016	2 ^C
Poissons – non-salmonidés	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO	-	2 générations	Éclosion des œufs et survie chez la génération F1	Syngenta, 1989 (184699/0757) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Poissons – salmonidés	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO	-	21	-	Syngenta, 1989 (184699/0198) cité dans FAO, 2008*	2 ^F

Tableau 6-C. Données toxicologiques pour les organismes benthiques d'eau douce exposés à la lufénuron

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CSEO	1,64"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CL ₁₀	-	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CL ₂₀	0,26"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CL ₅₀	7,6"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CE ₅₀	54"	10	Larves	Jollie, 2016	2 ^C
Insectes – trichoptères	<i>Sericostoma personatum</i>	CE ₅₀	7,9"	28	Larves	Jollie, 2016	2 ^C
Insectes – mégaloptères	<i>Sialis lutaria</i>	CSEO, CL ₁₀ , CL ₂₀ , CL ₅₀	"-	Même valeur pour l'exposition sur 10 et 28 jours pour	-	Brock et al., 2018	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
				tous les critères d'effet			
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CSEO	-	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₁₀	1,42"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₂₀	1,85"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₅₀	2,89"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CSEO	4,92"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₁₀	1,12"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₂₀	2,03"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Caenis horaria</i>	CL ₅₀	5,7"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Ephemera danica</i>	CSEO	-	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Ephemera danica</i>	CL ₁₀	1,94"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Ephemera danica</i>	CL ₂₀	2,68"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – éphéméroptères	<i>Ephemera danica</i>	CL ₅₀	4,72"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	3,32"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₁₀	2,99"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₂₀	3,43"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₅₀	4,37"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	30	10	Croissance des larves	Hooper et al., 2005	2 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	60	10	Survie des juvéniles	Hooper et al., 2005	2 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO		28	Survie des larves	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₁₀	0,49"	28	Survie des larves	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₂₀	0,88"	28	Survie des larves	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₅₀	2,7"	28	Survie des larves	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	3,32"	28	Émergence des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₁₀	0,51"	28	Émergence des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₂₀	0,81"	28	Émergence des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₅₀	3,18"	28	Émergence des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	2,35"	28	Sédiments – OCDE	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₁₀	4,18"	28	Sédiments – OCDE	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₂₀	4,44"	28	Sédiments – OCDE	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₅₀	4,86"	28	Sédiments – OCDE	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	40	28	Émergence des moucheron	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0566) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Insectes – diptères	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO	80	28	Développement des moucheron	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0566) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Insectes – diptères	<i>Chironomus dilutus</i>	CSEO	4,92"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Insectes – diptères	<i>Chironomus dilutus</i>	CL ₁₀	-	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus dilutus</i>	CL ₂₀	5,91"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus dilutus</i>	CL ₅₀	8,7"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus dilutus</i>	CE ₅₀	6,5"	10	Larves	Jollie, 2018	2 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus gr. thummi</i>	CSEO	-	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus gr. thummi</i>	CL ₁₀	3,61"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus gr. thummi</i>	CL ₂₀	4,77"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Chironomus gr. thummi</i>	CL ₅₀	7,34"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Insectes – diptères	<i>Eisenia foetida</i> (ver de terre)	CL ₅₀	-	14	Mortalité et comportement	Syngenta, 1989 (CGA 184699/0021) cité dans FAO, 2008*	2 ^F
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO	790"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₁₀	211"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₂₀	371"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₅₀	1 099"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO	130"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₁₀	-	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₂₀	130"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Annélides – Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CE ₅₀	213"	28	-	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CSEO	3,32"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₁₀	3,51"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₂₀	6,57"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀	19,11"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CSEO	-	28	Survie des adultes; poids des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₁₀	2,83"	28	Survie des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₂₀	3,18"	28	Survie des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₅₀	3,99"	28	Survie des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₁₀	2,82"	28	Poids des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₂₀	3,18"	28	Poids des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₅₀	3,99"	28	Poids des adultes	Brock et al., 2016	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CSEO	3,32"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO

Groupe taxonomique	Espèces	Critère d'effet	Valeur (µg/kg sédiments secs; " indique que les unités sont en µg/g CO)	Durée de l'essai (jours)	Notes	Référence	Fiabilité
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₁₀	4,84"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₂₀	5,26"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₅₀	6,05"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CSEO	-	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₁₀	3,79"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₂₀	4,4"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – amphipodes	<i>Gammarus pulex</i>	CL ₅₀	5,5"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CSEO	≥ 31,7"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₁₀	29,72"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₂₀	> 31,7"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₅₀	> 31,7"	10	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CSEO	1,95"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₁₀		28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₂₀	0,56"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₅₀	10,92"	28	-	Brock et al., 2018	1 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₅₀	164,8	21	-	Deneer et al., 2013	2 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CL ₅₀	6,59"	21	-	Jollie, 2016	2 ^C
Crustacés – isopodes	<i>Asellus aquaticus</i>	CE ₅₀	8,1"	28	-	Workel, 2011	2 ^C

*	Étude primaire non disponible pour consultation	A	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'ARLA
	Valeur fiable la plus faible disponible pour l'espèce	B	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la SEPA
1	Fiable sans restriction	C	Fiabilité évaluée par D. Hamoutene; l'évaluation est provisoire et devrait être refaite par plus d'un expert
2	Fiable avec restrictions	D	Fiabilité évaluée par l'United Kingdom Technical Advisory Group Chemical Task Team
3	Non fiable	E	Fiabilité évaluée par les spécialistes de l'EFSA
4	Non assignée	F	Fiabilité évaluée par les spécialistes de la FAO