



**Recommandations canadiennes
pour les résidus dans les tissus :
protection des espèces fauniques
consommant le biote aquatique**

PROTOCOLE

**Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus
dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques
consommant le biote aquatique au Canada**

**Conseil canadien des ministres de l'environnement
(Winnipeg, janvier 1998)
Contient l'errata de mars 1998.**

Table des matières

Résumé	1	Données additionnelles	9
Abstract	2	Justifications relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques.....	9
Remerciements	2	Disponibilité de l'ensemble minimal des données toxicologiques.....	10
Préface	2	Procédure d'élaboration des recommandations.....	10
Glossaire.....	3	Calcul de la dose journalière admissible	10
Introduction	4	Choix du facteur d'incertitude	11
Historique.....	4	Calcul des concentrations de référence pour les espèces fauniques	12
Protocole.....	5	Recommandations préconisées et applications.....	12
Principes directeurs.....	6	Références.....	16
Aperçu.....	6	Annexe A. L'approche du New York State Department of Environmental Conservation	18
Recherche documentaire	7	Annexe B. Examen des voies d'exposition dans le calcul des objectifs spécifiques au milieu pour les résidus dans les tissus	19
Évaluation des données toxicologiques	7	Annexe C. Détermination du poids corporel, de l'ingestion de nourriture, de l'ingestion de l'eau et de l'inhalation pour les espèces mammifères et aviaires.....	21
Exigences pour les ensembles de données.....	7		
Élaboration des recommandations.....	7		
Évaluation des données toxicologiques.....	7		
Données toxicologiques acceptables.....	7		
Données toxicologiques inacceptables	8		
Exigences relatives aux données pour l'élaboration des recommandations	8		
Exigences relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques : recommandations définitives	8		
Exigences relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques : recommandations provisoires	9		

Résumé

Les espèces fauniques que l'on trouve dans les écosystèmes aquatiques dépendent du biote tel que le poisson, les mollusques et les crustacés, les invertébrés et les plantes comme source principale de nourriture. Celle-ci constitue la voie d'exposition principale de ces espèces aux substances qui persistent et s'accumulent dans les chaînes trophiques. Sous les auspices du Conseil canadien des ministres de l'environnement sont présentement élaborées les recommandations pour les résidus dans les tissus d'espèces fauniques dans le but d'évaluer et de gérer les substances toxiques tant persistantes que biocumulatives. Ce rapport fournit le protocole qui permettra de mettre au point des recommandations nationales uniformes et scientifiquement justifiables pour les résidus dans les tissus en vue de protéger, de rétablir et de maintenir les espèces fauniques qui consomment le biote des écosystèmes d'eau douce et des

écosystèmes estuariens et marins. Les recommandations pour les résidus dans les tissus élaborées suivant ce protocole fourniront les moyens d'évaluer l'importance des substances dans le biote aquatique et aideront à gérer les utilisations concurrentielles de l'environnement aquatique.

Abstract

Wildlife in aquatic ecosystems are dependent on aquatic biota such as fish, shellfish, invertebrates, and plants as their primary source of food. These aquatic food sources provide the main exposure route for aquatic-based wildlife species to persistent substances that accumulate in food webs. In order to assess and manage persistent, bioaccumulative, toxic substances, tissue residue guidelines for wildlife are being developed under the auspices of the Canadian Council of Ministers of the Environment. This document provides the protocol for deriving nationally consistent, scientifically defensible tissue residue guidelines to protect, restore, and sustain wildlife that consume aquatic biota in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. Tissue residue guidelines developed using this protocol will provide measures to assess the significance of substances in aquatic biota and help manage the competing uses of the aquatic environment.

Remerciements

Les membres du groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux aimeraient remercier S.L. Walker (Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Environnement Canada) pour la préparation du présent document qui est fondé sur une ébauche préliminaire préparée par D.D. MacDonald (MacDonald Environmental Sciences Ltd.), R.A. Kent et C. Jefferson (Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Environnement Canada). Nous aimerions aussi remercier R. Aucoin, L. Ridgway et R.A. Kent (Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Environnement Canada) pour les corrections et la révision définitive du rapport.

Les membres du groupe de travail remercient les anciens membres du groupe qui, de par leurs commentaires, ont enrichi ce document, en particulier D. Brown (Manitoba), M. Swyripa (Territoires du Nord-Ouest), A. Cameron (Nouvelle-Écosse), J.C. Kingston (Terre-Neuve), D. Persaud (Ontario), J.B. Kemper et P. Shewchuk (Alberta), J. Azar (Colombie-Britannique) et K. Lauten (Saskatchewan). Nous tenons également à remercier tous les examinateurs provinciaux, particulièrement R. Casey (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse), T. Fletcher (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario), N. Nagpal et H. Singleton (ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique).

De plus, la révision interne de ce document a été faite par D. Andersen, K. Lloyd, L. Brownlee, A. Brady, M. Bonnell, K. Keenleyside, H. Vandermuelen, U. Schneider, G. Fan, P. Cureton, G. Fox, D. Forsyth, M. Arts, A. Chevrier, P.-Y. Caux, Y. de LaFontaine, R. Van Coillie, L. Porebski et J. Osborne (Environnement Canada); et par A. Niimi, U. Borgmann, J.M. Bewers et V. Zitko (Pêches et Océans Canada); B. Huston (Santé Canada); L.S. McCarty (McCarty Scientific Consulting Ltd.); S. Bradbury (USEPA); G. Dixon (University of Waterloo); M.E. Starodub (CanTox Inc.); et F.A.P.C Gobas (Simon Fraser University).

Préface

En réaction aux préoccupations croissantes du public rapportant que les substances chimiques qui se retrouvent dans l'environnement (intervention anthropique) sont un facteur important mettant en danger l'écosystème et la santé humaine, le Conseil canadien des ministres de

l'environnement (CCME) a entrepris l'élaboration de recommandations nationales uniformes et scientifiquement justifiables pour la qualité de l'environnement au Canada (CCMRE, 1987). Ces lignes directrices pour la qualité de l'environnement visant l'eau, les sédiments, le sol et les

tissus biologiques sont recommandées pour le maintien, la protection et le rétablissement des écosystèmes aquatiques et terrestres du Canada et de leurs utilisations diverses (CCMRE, 1987; CCME, 1991a, 1991b, 1993, 1995b, 1996b; Environnement Canada, 1991). Ces recommandations fournissent des mesures de la qualité de l'environnement qui sont facilement comprises, transmises et exécutées dans les décisions gestionnaires.

La consommation d'espèces-proies aquatiques contaminées telles que le poisson est, pour les espèces fauniques des écosystèmes aquatiques, la voie principale d'exposition aux substances qui persistent et qui sont biocumulatives. Pour aborder cette voie d'exposition, des recommandations pour les résidus dans les tissus, qui sont en fait les concentrations acceptables de substances chimiques retrouvées dans le biote aquatique, sont présentement élaborées pour la protection, le rétablissement et le maintien de la faune qui consomme le biote des écosystèmes d'eau douce et des écosystèmes estuariens et marins. Ce rapport trace les grandes lignes de la procédure à suivre pour obtenir des recommandations nationales uniformes et scientifiquement justifiables pour les résidus dans les tissus en vue de la protection des espèces fauniques aquatiques. Il a été conçu à titre de document de travail de sorte que l'on puisse appliquer et tester la méthodologie. Éventuellement, des modifications et des changements pourraient s'avérer nécessaires. Des recommandations pour les résidus dans les tissus seront par la suite élaborées en suivant ce protocole et publiées dans des rapports subséquents.

L'utilisation et l'interprétation des mots *critères*, *recommandations*, *objectifs* et *normes* varient d'un organisme à l'autre et d'un pays à l'autre. Pour les besoins de ce présent document, ces termes sont définis comme suit :

Critères : Les données scientifiques qui sont évaluées pour élaborer les recommandations pour les résidus dans les tissus.

Recommandations : Les limites numériques ou énoncés circonstanciés recommandés pour protéger et maintenir des utilisations spécifiques de l'environnement aquatique.

Objectifs : Les limites numériques ou énoncés circonstanciés qui ont été établis pour protéger et maintenir des utilisations spécifiques de l'environnement aquatique dans un site particulier.

Normes : Des objectifs qui sont prévus dans des lois exécutoires sur la protection de l'environnement promulguées par un palier de gouvernement ou plus.

Ces définitions concordent avec celles utilisées dans les discussions sur les recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE, 1987).

Glossaire

aigu : Exposition de brève durée à un agent stressant ou les effets associés à une telle exposition. L'exposition peut être instantanée (c.-à-d., un gavage oral) ou d'une durée continue de quelques minutes à quelques jours (Suter et coll., 1994).

ASTM : American Society for Testing and Materials.

bioaccumulation : Terme employé pour décrire le processus par lequel les substances chimiques obtenues directement dans l'eau ou par la consommation de nourriture contenant la substance sont accumulées par les organismes (CCMRE, 1987).

bioamplification : Résultat des processus de bioconcentration et de bioaccumulation par lesquels la concentration des substances chimiques bioaccumulées dans les tissus des organismes augmente en passant par

deux ou plusieurs niveaux trophiques. Le terme implique un transfert efficace de la substance chimique, à partir de la nourriture jusqu'au consommateur, de sorte que la concentration des résidus augmente de façon systématique d'un niveau trophique au suivant (CCMRE, 1987).

bioconcentration : Processus par lequel une substance chimique retrouvée dans l'eau s'accumule d'une façon nette à l'intérieur des tissus d'organismes aquatiques, et qui est le résultat d'une absorption (p. ex., par les branchies ou le tissu épithélial) et d'une élimination simultanées (CCMRE, 1987).

chronique : Exposition prolongée à un agent stressant (habituellement d'une durée d'au moins un dixième du temps de vie d'une espèce), ou les effets résultant d'une telle exposition (Suter et coll., 1994).

espèces fauniques : Pour les besoins de l'élaboration des recommandations pour les résidus dans les tissus, ce terme peut inclure les espèces mammifères, aviaires, reptiliennes, ou amphibiennes qui consomment le biote aquatique.

K_{OE} : Coefficient de partage octanol-eau. Le rapport de la solubilité d'une substance chimique dans le *n*-octanol et sa solubilité dans l'eau à l'équilibre. Le logarithme de K_{oe} indique la tendance d'une substance à s'accumuler dans les organismes aquatiques (CCMRE, 1987).

objectifs pour les résidus dans les tissus (ORT) : Énoncé circonstancié ou concentration numérique maximale d'une substance dans les tissus du biote aquatique, qui est établi en vue de protéger et de maintenir des utilisations spécifiques de l'environnement aquatique dans un site particulier.

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques.

recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) : Énoncé circonstancié ou concentration numérique maximale d'une substance dans les tissus du biote aquatique, qui est recommandé en vue d'assurer la protection des espèces fauniques consommatrices de biote aquatique.

résidus dans les tissus : Substances chimiques retrouvées dans les tissus du biote aquatique tel que le poisson, les crustacés et les coquillages, les invertébrés, et les plantes aquatiques (organismes entiers mesurés en poids frais).

INTRODUCTION

Bon nombre d'espèces fauniques telles que le Pygargue à tête blanche, le Balbuzard, plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs vivant en colonie, les mammifères aquatiques et les tortues dépendent d'espèces aquatiques, telles que le poisson, comme source principale de nourriture. Ces espèces-proies aquatiques dont dépendent les espèces fauniques peuvent accumuler certains métaux, composés organo-métalliques et substances organiques hydrophobes qui proviennent de l'eau, de solides en suspension, de sédiments et de la nourriture qu'elles consomment (Connell 1990). Ces substances persistent dans le biote aquatique à cause de la lenteur à laquelle elles sont métabolisées et excrétées. Par conséquent, pour les espèces fauniques aquatiques, la consommation de nourriture contaminée est la voie principale d'exposition aux substances toxiques qui persistent et sont biocumulatives.

La présence de substances toxiques dans les régions contaminées du Canada entraîne des effets nocifs sur les espèces fauniques et menace même la viabilité de certaines populations de la faune. Par exemple, dans les Grands Lacs, des études sur le terrain ont rapporté une décroissance dans les populations d'espèces fauniques importantes telles que le Faucon pèlerin, le Cormoran à aigrettes, le Bihoreau à couronne noire, le Pygargue à tête blanche, le vison et la loutre (Gouvernement du Canada 1991). Les effets notés ont été associés à la présence d'organochlorés retrouvés dans les Grands Lacs et incluent des effets sur la reproduction, l'amincissement de la coquille de l'oeuf, des malformations congénitales (p. ex., anomalies évidentes à la naissance), des comportements anormaux, de la mortalité et des changements dans le recrutement (Gouvernement du Canada 1991). Pareillement, dans le fleuve Fraser, la population décroissante du Grand Héron, du cormoran, du Pygargue à tête blanche et du Balbuzard a été associée à la présence de métaux et de substances organiques telles que les pesticides, les BPC, les dioxines et les furanes (Environnement Canada 1995).

Le protocole présenté ici fournit les grandes lignes de la procédure à suivre pour obtenir les recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) concernant les espèces fauniques des écosystèmes aquatiques. Il a pour but de servir de guide de procédure souple et ne doit pas remplacer les meilleurs avis scientifiques durant l'élaboration de recommandations. Les RRT sont des concentrations acceptables retrouvées dans les tissus d'organismes aquatiques (p. ex., le poisson) et recommandées pour assurer la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique des écosystèmes d'eau douce et des écosystèmes estuariens et marins. Dans le but de protéger les espèces concernées, les recommandations doivent s'appliquer aux organismes du niveau trophique où se nourrit une espèce en particulier. Pour protéger toutes les espèces fauniques, et tout particulièrement en ce qui concerne les contaminants environnementaux qui ont un fort potentiel de bioamplification, les recommandations devraient s'appliquer au plus haut niveau trophique aquatique connu.

HISTORIQUE

Les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement sont élaborées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) suivant les protocoles officiels (CCME, 1991a, 1991b, 1993, 1995b, 1996b; Environnement Canada, 1991) établis en vue de

définir une approche cohérente et scientifiquement justifiable pour l'évaluation et la gestion des substances toxiques retrouvées dans l'environnement. Ces recommandations sont des concentrations numériques ou des énoncés circonstanciés affectant différents milieux (p. ex., l'eau, les sédiments et le sol) et sont préconisées pour la protection, l'amélioration et la restauration des usages déterminés de l'environnement.

La protection de la faune des écosystèmes aquatiques (p. ex., les mammifères et les oiseaux) n'est actuellement pas abordée dans les protocoles visant l'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux et des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique (CCME, 1991a, 1995b). Les répercussions sur les espèces fauniques ont été examinées tout particulièrement au sein du CCMRE (1987) pendant l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux concernant les espèces aquatiques, pour des substances telles que les BPC et le DDT. Depuis la parution de cette publication, des préoccupations ont été soulevées selon lesquelles il faut tenir compte, de façon explicite, durant la mise au point des recommandations, des répercussions sur les espèces fauniques grâce à un protocole cohérent, notamment pour les substances biocumulatives et persistantes.

Deux raisons principales ont motivé le choix des tissus des organismes vivants comme véhicule approprié pour la mise au point de recommandations visant la protection des espèces fauniques dans les écosystèmes aquatiques. En premier lieu, la consommation de nourriture, pour les espèces fauniques, est la voie d'exposition la plus importante aux substances toxiques qui sont biocumulatives et persistantes. En second lieu, les recommandations pour la qualité des eaux ne conviennent pas à ces substances puisqu'il est très difficile de les mesurer dans l'eau avec les techniques d'analyse présentement disponibles. Ces substances sont plus facilement mesurables dans les tissus des organismes aquatiques ou dans les sédiments que dans l'eau (Gaskin et coll., 1973; Mehrle et coll., 1988; USEPA, 1989; Barron, 1990; Fordham et Reagan, 1991; Moore et Walker, 1991).

Les RRT alimentaires sont élaborées principalement pour les substances toxiques persistantes et biocumulatives. Ces substances sont la cible d'une élimination quasi complète de l'environnement en vertu de différents programmes d'action d'organismes et ministères (p. ex., Gouvernement du Canada/Environnement Canada, 1995; MEEQ, 1993; Commission mixte internationale, 1987). Les RRT et autres recommandations pour la qualité de l'environnement

fournissent les points de repère qui facilitent l'interprétation des données de surveillance biologique; elles servent aussi de fondement scientifique pour déterminer les objectifs de gestion provisoires et les indicateurs de performance qui mesurent le progrès de ces stratégies d'élimination quasi complète.

PROTOCOLE

Les approches utilisées par différentes autorités pour évaluer la portée qu'ont les substances nocives retrouvées dans le biote aquatique sur les consommateurs de ce dernier ont été évaluées de façon critique pendant la préparation de ce protocole (Huston, 1988; USEPA, 1989; Keenan et coll., 1990; Pollock et coll., 1990; Newell et coll., 1987; USEPA, 1995; Thomann et Parkerton, 1991). L'approche développée par Newell et coll. (1987) (annexe A) a été utilisée pour élaborer la méthode employée pour la mise au point des recommandations.

Dans le cas des substances non cancérigènes, il est généralement admis qu'aucun effet ne se produira en-dessous d'un niveau seuil d'exposition toxique. Par contre, dans le cas des substances cancérigènes, le modèle de réglementation actuel suppose que toute exposition, même minime, risque d'avoir certains effets sur un organisme. Bien que Newell et coll. (1987) proposent respectivement, pour les substances cancérigènes et non cancérigènes, une approche d'évaluation du risque et du danger visant l'établissement de critères relatifs à la chair de poisson, une approche unique a été retenue en ce qui concerne les RRT au Canada pour les organismes consommés par les espèces fauniques des écosystèmes aquatiques. Cette approche est jugée adéquate pour les raisons suivantes: a) les critères calculés à l'aide du niveau de risque négligeable pour les substances cancérigènes choisi par Newell et coll. (1987) de un risque additionnel de cancer pour 100 individus sont en général du même ordre d'importance que les critères obtenus à l'aide de l'approche de l'évaluation du danger pour les mêmes substances; b) quoique la cancérigénicité puisse affecter les individus d'une population, l'effet est habituellement un phénomène postreproductif sans effet probable sur le nombre des populations fauniques; et c) très peu de RRT pour la protection de la santé humaine (Santé et Bien-être social Canada, 1990b) sont présentement disponibles pour émettre un niveau du risque cancérigène visant la protection de la faune aquatique.

Un nombre d'exigences visant l'application de la recherche ont été identifiées pendant la préparation de ce protocole.

Ce sont notamment : a) la quantification de l'incertitude lors de l'extrapolation des animaux de laboratoire aux espèces fauniques; b) la quantification de la variabilité de la sensibilité des espèces fauniques à la présence de différentes substances; et c) l'influence de l'efficacité d'assimilation et l'extrapolation de cette variable parmi les espèces. À cause de ces lacunes dans les connaissances, les trois propositions suivantes ont été posées comme postulats pendant l'élaboration du protocole : 1) les taux de dosage des études de toxicité sur les espèces mammifères et aviaires peuvent être extrapolés aux espèces fauniques à l'aide des données biologiques se rapportant au poids corporel et à l'ingestion de nourriture; 2) les populations des espèces fauniques seront aussi protégées en considérant les indicateurs écologiquement significatifs résultant des tests de toxicité tels que la reproduction, la croissance, le développement et la survie des individus (jeunes et adultes) pendant l'élaboration des recommandations; et 3) la totalité de l'exposition à une substance, pour les espèces fauniques, résulte de l'ingestion de nourriture de source aquatique (des adaptations pour les autres voies d'exposition peuvent être prises en considération en fonction du milieu spécifique [annexe B]). Les recommandations sont spécifiques à la substance, sauf s'il y a de l'information de disponible sur la toxicité des mélanges (p. ex., les dioxines, les furanes et les BPC coplanaires), et ne protégeront possiblement pas les espèces fauniques de la présence de multiples produits chimiques.

Principes directeurs

Les principes directeurs suivants obtenus du CCME (1991a), pour l'élaboration de RRT alimentaires pour la protection de la faune, ont été modifiés.

- Dans l'élaboration des RRT alimentaires, toutes les espèces aviaires et mammifères qui consomment des espèces aquatiques peuvent être étudiées, si les données sont disponibles. Des recommandations provisoires sont élaborées quand les données disponibles sont limitées. Les recommandations qui résultent des données sur les espèces mammifères et aviaires sont considérées comme protectrices des mammifères et des oiseaux seulement.
- Les données sur les amphibiens et les reptiles ne sont pas requises pour l'élaboration des RRT, mais elles peuvent être prises en considération quand elles sont disponibles. Les recommandations qui résultent de données obtenues pour les espèces mammifères,

aviaires, amphibiennes et/ou reptiliennes sont considérées comme protectrices de toutes les classes des espèces qui ont été examinées.

- On suppose que les recommandations pour la qualité des eaux (CCME, 1991a) et les recommandations pour la qualité des sédiments (CCME, 1995b) assurent une protection aux poissons et autres espèces aquatiques, excluant les amphibiens et les reptiles.
- Les RRT alimentaires sont instaurées pour la protection du stade de vie le plus sensible, de l'espèce faunique la plus sensible exposée à une substance par la consommation d'organismes aquatiques. Un des buts premiers de l'établissement de recommandations est la protection de tous les stades de vie, de toutes les espèces, durant une exposition pendant toute une vie à une substance qui se retrouve dans la source alimentaire aquatique.
- Les RRT alimentaires sont des concentrations maximales uniques de substances retrouvées dans le biote aquatique qui ne devraient pas résulter en effets nocifs sur la faune.
- À moins d'avoir autrement été spécifiées, les recommandations se rapportent à la concentration totale d'une substance retrouvée dans l'organisme aquatique en poids frais puisque les espèces fauniques ont tendance à consommer des organismes entiers. Les concentrations lipidiques devraient être converties en concentrations corporelles totales.
- Les RRT peuvent s'appliquer aux résidus dans les tissus des espèces alimentaires incluant le poisson, les crustacés et coquillages, les invertébrés ou les plantes aquatiques qui sont consommés par les espèces fauniques (p. ex., les piscivores, les insectivores et les herbivores). Le type des sources de nourriture sélectionné pour l'application des RRT dépendra de facteurs spécifiques au site tels que le besoin de protéger certaines espèces fauniques, la préférence alimentaire de ces espèces et le niveau trophique de la source de nourriture.

Aperçu

Les paragraphes suivants offrent un bref aperçu du protocole d'élaboration des recommandations.

Sélection des substances

Pour l'élaboration des RRT, les substances prioritaires d'intérêt national sont identifiées en consultation avec les organismes fédéraux, territoriaux et provinciaux. Les recommandations visent en particulier les substances qui ont tendance à s'accumuler et à persister dans le biote aquatique et qui présentent un danger pour la faune consommant ces espèces. Les substances appropriées ont habituellement un facteur de bioconcentration (FBC) ou un facteur de bioaccumulation (FBA) de ≥ 5000 ; un $\log K_{OE}$ de ≥ 5 ; et doivent être persistantes (p. ex., demi-vies dans l'eau et les sédiments de ≥ 182 et ≥ 365 j, respectivement) (Environnement Canada, 1995). Les données de surveillance sur la concentration des substances dans les tissus des espèces aquatiques peuvent aussi être utilisées pour déterminer si l'élaboration de RRT s'avère nécessaire.

Recherche documentaire

Il est nécessaire d'obtenir des données exhaustives sur l'information toxicologique de chaque substance pour élaborer des RRT. Toute information complémentaire est aussi révisée pour compléter l'élaboration et l'utilisation de la RRT. La recherche documentaire devrait amasser l'information suivante :

- production et usages;
- propriétés physiques et chimiques;
- origine jusqu'à l'environnement aquatique;
- concentrations dans l'environnement;
- méthodes de quantification et limites de détection actuelles;
- devenir dans l'environnement et comportement;
- bioaccumulation;
- toxicocinétique;
- mode d'action;
- toxicité aiguë, subchronique et chronique pour les espèces mammifères, aviaires, reptiliennes et amphibiennes;
- génotoxicité, tératogénicité et mutagénicité;
- voies importantes d'exposition; et
- recommandations, objectifs et normes déjà en place.

Évaluation des données toxicologiques

L'information rapportée dans la littérature toxicologique n'est pas nécessairement appropriée pour le calcul des RRT en vue de la protection des espèces fauniques. Chaque

étude toxicologique obtenue doit être évaluée pour s'assurer que de bonnes méthodes de laboratoire et de travail sur le terrain ont été utilisées dans la conception et l'exécution de l'expérience. L'étude est ensuite jugée acceptable ou inacceptable. Seules les études acceptables peuvent être utilisées pour satisfaire aux exigences minimales de données et pour l'élaboration des recommandations.

Exigences pour les ensembles de données

Dans le but de procéder à l'élaboration de recommandations, on doit répondre à un nombre minimal d'exigences pour les ensembles de données toxicologiques.

Élaboration des recommandations

Les RRT doivent découler des résultats d'études de toxicité chronique appropriées qui ont tenu compte des stades de vie et des indicateurs les plus sensibles. La dose journalière admissible (DJA) est calculée en divisant la moyenne géométrique de la dose sans effet nocif observé (DSENO) et la dose minimale produisant un effet nocif observé (DMENO) par un coefficient d'incertitude approprié. On utilise la DJA conjointement avec le taux d'ingestion journalière de nourriture (IN) et le poids corporel (P) des espèces fauniques pour obtenir une RRT définitive.

Évaluation des données toxicologiques

Comme il y a beaucoup de variabilité dans la qualité des études toxicologiques publiées, chaque étude doit être évaluée et classifiée comme étant acceptable ou inacceptable en utilisant les critères suivants.

Données toxicologiques acceptables

Les études toxicologiques sont considérées comme acceptables si elles répondent aux critères qui suivent.

- Les études de toxicité doivent avoir utilisé les méthodes de laboratoire pour l'exposition et le contrôle de l'environnement, qui sont généralement acceptées du monde scientifique. Les tests qui ont été faits selon les protocoles publiés par des associations reconnues (p. ex., ASTM, OCDE) sont acceptables. Les nouvelles approches ou les protocoles expérimentaux peuvent être

utilisés si une évaluation des méthodes indique qu'elles sont adéquates. Les réponses et la survie du groupe contrôle doivent se situer dans des limites acceptables pour le stade de vie et l'espèce utilisée pour le test.

- Une relation dose-réponse précise doit être démontrée dans l'étude. Les études n'ayant que peu de niveaux de traitement pourraient être envisagées si d'autres études toxicologiques appuient les effets recherchés.
- Les débits de dose (en milligrammes par kilogramme par jour), la durée de l'exposition, la formulation et la méthode d'administration utilisée dans l'étude doivent être rapportés. Les débits de dose qui ont été estimés sont acceptables, mais les débits mesurés sont préférables.
- Pour le test, la substance devrait être administrée par voie orale (p. ex., dans la nourriture, dans l'eau ou par gavage). Les études de l'exposition dans le régime alimentaire sont préférables. Les tests qui utilisent d'autres méthodes d'administration (p. ex., cutanée, respiratoire, intraveineuse, intramusculaire, sous-cutanée ou intrapéritonéale) ne devraient pas être utilisés à moins que suffisamment d'information à l'appui sur la pharmacocinétique de la substance (absorption, distribution, métabolisme et excrétion) soit disponible et que la dose ait été mesurée.
- L'étude doit être conçue de façon à envisager des indicateurs sensibles tels que le développement embryonnaire, la survie précoce, la croissance, la reproduction, la survie chez l'adulte et toute autre réponse qui est écologiquement pertinente. Les indicateurs qui sont mal fondés du point de vue écologique ne peuvent pas être utilisés dans le processus d'élaboration de la recommandation.
- Pour les études contrôlées sur le terrain (p. ex., mésocosmes), une relation dose-réponse précise doit être établie expérimentalement, et les effets obtenus doivent être raisonnablement associés à la substance.
- La méthode statistique utilisée pour l'analyse des données doit être rapportée et être d'une rigueur scientifique acceptable.

Données toxicologiques inacceptables

Les données toxicologiques sont jugées inacceptables pour l'élaboration des RRT quand elles ne répondent pas aux critères ci-dessus mentionnés. Les données sont aussi

considérées comme inacceptables si l'information fournie est insuffisante pour juger le bien-fondé du plan expérimental, de la procédure ou des résultats. Les données qu'on ne peut accepter pourraient être reconsidérées si de l'information d'appoint d'études connexes ou obtenue directement de l'auteur est subséquentement fournie.

Exigences relatives aux données pour l'élaboration des recommandations

Comme les RRT pour les espèces fauniques ont pour but de protéger les espèces les plus sensibles (à différents stades de vie) qui consomment du biote aquatique au Canada, elles requièrent des données de toxicité pour les oiseaux et les mammifères. Les exigences minimales suivantes concernant les données ont été établies pour réduire l'incertitude dans les extrapolations des espèces testées en laboratoire aux espèces fauniques, pour réduire l'incertitude dans les extrapolations des expositions à court terme aux expositions à long terme et pour rendre compte de la variabilité dans la sensibilité qui existe entre les différentes espèces.

Exigences relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques : recommandations définitives

L'information suivante est requise pour l'élaboration d'une RRT définitive

Les mammifères

- On requiert au moins trois études toxicologiques exécutées avec trois espèces mammifères. Les études qui utilisent des animaux de laboratoire traditionnels ou des espèces domestiques (p. ex., les rats ou les souris) peuvent être utilisées; par contre, il est préférable d'utiliser des espèces fauniques qui se nourrissent d'organismes aquatiques.
- Au moins deux de ces études doivent être des tests subchroniques ou chroniques qui considèrent des indicateurs sensibles (p. ex., la reproduction, le développement, la croissance ou la survie des jeunes).

Les oiseaux

- On requiert au moins deux études toxicologiques faites sur deux espèces aviaires. Les études qui utilisent des oiseaux de laboratoire traditionnels ou des espèces domestiques (p. ex., les poules) peuvent être utilisées;

par contre, il est préférable d'utiliser des espèces fauniques aviaires qui se nourrissent d'organismes aquatiques.

- Au moins une de ces études doit être un test subchronique ou chronique qui considère des indicateurs sensibles (p. ex., la reproduction, le développement, la croissance ou la survie des jeunes).

Exigences relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques : recommandations provisoires

Dans le cas où l'on ne répond pas aux exigences relatives aux données minimales, il est possible d'élaborer des recommandations provisoires s'il y a réponse aux exigences relatives aux données minimales réduites suivantes.

Au moins une des études mammifères et aviaires ci-dessous doit être un test de toxicité subchronique ou chronique. Les tests de toxicité aiguë peuvent aussi être utilisés pour appuyer des données de toxicité chronique; par contre, on doit éviter l'utilisation unique de données de toxicité aiguë pour l'élaboration des recommandations.

Les mammifères

- On requiert au moins trois études de toxicité aiguë, subchronique et/ou chronique avec trois espèces mammifères. Les études qui utilisent des animaux de laboratoire traditionnels ou des espèces domestiques (p. ex., les rats ou les souris) peuvent être utilisées; par contre, il est préférable d'utiliser des espèces fauniques mammifères qui se nourrissent d'organismes aquatiques.

Les oiseaux

- On requiert au moins une étude de toxicité aiguë, subchronique ou chronique avec une espèce aviaire. Les études qui utilisent des oiseaux de laboratoire traditionnels ou des espèces domestiques (p. ex., les poules) peuvent être utilisées; par contre, il est préférable d'utiliser des espèces fauniques aviaires qui se nourrissent d'organismes aquatiques.

Données additionnelles

Les données toxicologiques sur les amphibiens et les reptiles peuvent être prises en considération si elles sont disponibles, mais elles ne sont pas essentielles à l'élaboration des RRT. Ces données peuvent être utilisées

pour calculer une DJA et une concentration de référence (CR) pour les espèces amphibiennes et reptiliennes. Ces données ne peuvent être utilisées pour remplacer les exigences minimales requises pour les mammifères et les oiseaux. Par contre, si les amphibiens et les reptiles sont les espèces les plus sensibles, la CR la plus faible peut être adoptée comme RRT.

Justifications relatives à l'ensemble minimal des données toxicologiques

Les espèces fauniques mammifères et aviaires présentent une gamme étendue de sensibilité aux contaminants de l'environnement. La variabilité dans les ensembles de données toxicologiques peut être occasionnée par différents facteurs tels que la voie d'exposition employée, la variabilité génétique retrouvée parmi une espèce donnée (p. ex., entre les lignées ou les populations, entre les genres, ou les stades de vie testés) et les différences dans la sensibilité entre les espèces. Par exemple, Olson et McGarrigle (1992) ont trouvé que l'efficacité toxique aiguë de la tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD) présente des différences dans la sensibilité de l'ordre de 5000 en comparant trois espèces mammifères. Gaines et Linder (1986) ont trouvé qu'il y avait des différences de l'ordre de 5 dans les sensibilités intraspécifiques à 57 pesticides pour les rats Sherman. Pour la plupart des substances, la base de données toxicologiques est inondée par de l'information sur les rongeurs qui sont exposés aux contaminants. Cette information a été générée pour épauler l'évaluation de l'effet des substances sur la santé humaine. Ces études peuvent fournir un aperçu de la variabilité intraspécifique des réponses toxicologiques telles que les différences génétiques, les stades de vie testés, les indicateurs mesurés et la durée du test. Les données sur les espèces aviaires sont aussi nécessaires pour l'élaboration des RRT, puisque ces espèces sont reconnues comme étant particulièrement sensibles à plusieurs substances (Hill et Camardese, 1986).

Le nombre et le type d'études prescrites pour l'élaboration des RRT ont été choisis en examinant plusieurs bases de données typiques relatant les effets des pesticides sur les espèces mammifères et aviaires. Cette analyse préliminaire suggère que les valeurs estimées de la DMENO, en utilisant des ensembles de données choisis au hasard, se retrouvent habituellement à un ordre de grandeur de la DMENO actuelle, à condition que trois études de toxicité sur les mammifères et deux études sur les oiseaux aient été incluses dans l'ensemble de données (CCME, 1993). Il n'y a aucune preuve indiquant que la variabilité dans les données

de toxicité serait différente parmi les substances organiques industrielles et les métaux.

Disponibilité de l'ensemble minimal des données toxicologiques

Il a été déterminé, à l'aide d'une recherche documentaire préliminaire, que le nombre d'études toxicologiques acceptables requis était disponible pour la majorité des substances organiques (Eisler, 1986b; CCME, 1995a) et inorganiques (CCME, 1996a; Eisler, 1985a, 1985b, 1986a, 1989a, 1989b, 1989c) typiques visées pour l'élaboration de RRT. Les études toxicologiques sur les espèces mammifères étaient plus courantes que les études sur les espèces aviaires. Il a donc été nécessaire d'inclure des restrictions moins rigoureuses dans le choix des ensembles minimaux de données pour les RRT définitives et les RRT provisoires pour les espèces aviaires que pour les espèces mammifères. Les données de toxicité pour les amphibiens et les reptiles retrouvées dans la documentation n'étaient généralement pas représentatives et ne pouvaient, pour l'instant, être exigées dans l'ensemble minimal de données.

Procédure d'élaboration des recommandations

Calcul de la dose journalière admissible

La première étape de la procédure d'élaboration des recommandations est le calcul de la dose journalière admissible (DJA) en milligrammes par kilogramme de poids corporel (P) par jour ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{P}\cdot\text{j}^{-1}$) pour les espèces mammifères et aviaires, à partir des indicateurs les plus sensibles testés, et retrouvés dans la documentation toxicologique. On doit faire le calcul des deux DJA (c.-à-d., pour les mammifères et les oiseaux) et les utiliser dans le calcul de la CR à cause de l'incertitude associée à l'extrapolation entre les classes. La DJA est, dans un but opérationnel, définie comme étant l'estimation de la concentration d'une substance (en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{P}\cdot\text{j}^{-1}$) qui n'occasionnera aucun effet néfaste sur la santé d'une population d'espèces fauniques, y compris les sous-groupes sensibles, suivant une exposition chronique à cette substance. Les effets néfastes sont considérés comme étant des anomalies fonctionnelles ou des lésions pathologiques pouvant affecter la performance d'un organisme ou réduire sa capacité à répondre à des agents stressants additionnels (SBSC, 1990a).

La DJA, pour les mammifères et les oiseaux, est calculée à partir des résultats de tests de toxicité chronique où la substance a été administrée par voie orale et des indicateurs sensibles ont été mesurés. La DJA est calculée en prenant la moyenne géométrique de la DMENO et de la DSENO obtenues d'une étude toxicologique acceptable et en la divisant par un facteur d'incertitude (FI) approprié :

$$\text{DJA} = (\text{DMENO} \cdot \text{DSENO})^{0.5} \div \text{FI}$$

où

DJA = dose journalière admissible
DMENO = dose minimale produisant un effet nocif observé
DSENO = dose sans effet nocif observé
FI = facteur d'incertitude

Si la DSENO n'est pas déterminée dans l'étude toxicologique, on peut utiliser une approximation. La DSENO est de préférence estimée à partir de la courbe dose-réponse en prenant en considération l'ampleur de la réponse et le taux de variation de la pente de la courbe dose-réponse de l'effet mesuré (Abt Associates Inc., 1995). S'il est impossible d'estimer la DSENO à partir de la courbe, elle peut l'être en suivant la méthode spécifiée au CCME (1993) :

$$\text{DSENO} = \text{DMENO} \div 5,6$$

La dose (en unités de milligrammes par kilogramme de nourriture) de la DMENO et de la DSENO peut être corrigée en taux d'ingestion journalière (en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{P}\cdot\text{j}^{-1}$) en prenant en considération le poids corporel (pc) (kg) et la quantité journalière de nourriture ingérée (qui peut être en unités de $\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$ ou $\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$) de l'espèce testée. Par exemple :

$$[(\text{mg de produit chimique} \div \text{kg de nourriture}) \cdot (\text{g nourriture} \div \text{j}) \cdot (1 \text{ kg} \div 1000 \text{ g})] \div \text{kg pc} = \text{mg de produit chimique} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ pc} \cdot \text{j}^{-1}$$

Le poids corporel et la quantité journalière de nourriture ingérée (en poids frais) doivent être ceux qui ont été utilisés dans les études de toxicité desquelles on a dérivé la DMENO et la DSENO. Si les données ne se retrouvent pas dans ces études, elles pourront être obtenues dans la documentation (p. ex., Banfield, 1974; Dunning, 1993; NIOSH, 1993) ou estimées en utilisant une équation allométrique (annexe C).

Choix du facteur d'incertitude

Un facteur d'incertitude est utilisé pour rendre compte des différentes sources d'incertitude dans l'estimation des doses de la substance qui devraient n'avoir aucun effet néfaste. Les sources d'incertitude comprennent des différences observées dans la toxicité de la substance et associées aux facteurs suivants : genre, stade de vie, espèce testée, durée de l'exposition (c.-à-d., pour l'extrapolation à l'exposition pendant toute une vie), caractère et gravité de l'effet mesuré, voie d'exposition, conditions de réalisation des tests de laboratoire comparativement à celles du terrain et autres facteurs. Le facteur d'incertitude global affecté au calcul de la DJA ne peut pas être moins de 10, de façon à pouvoir l'extrapoler à une concentration sans danger pour une exposition à long terme. Le facteur d'incertitude choisi pourrait être plus grand que 10 selon la substance, le type, la quantité et la qualité des données disponibles.

La plupart des études de facteurs d'incertitude se rapportent à la santé humaine. La seule étude qui examine l'utilisation de facteurs dans l'établissement de critères pour les espèces fauniques a été entreprise par Abt Associates Inc. pour la USEPA Great Lakes Water Quality Initiative (GLWQI) (USEPA, 1995). À la suite de cette étude, les facteurs d'incertitude peuvent être ajustés de la façon suivante selon le type et la qualité des données de toxicité.

Facteur d'incertitude subchronique à chronique

Un facteur d'incertitude de 10 peut être utilisé dans le calcul de la DJA si on ne retrouve que des études subchroniques dans la documentation toxicologique. Abt Associates Inc. (1995) ont analysé les rapports entre les tests subchroniques et chroniques, et leurs résultats appuient le concept d'une échelle variable de 1 à 10, visant l'établissement de critères pour les espèces fauniques pour le compte de la USEPA GLWQI (USEPA, 1995). La sélection du facteur d'incertitude du rapport subchronique à chronique devrait considérer la durée de temps requise pour que le produit chimique atteigne l'équilibre dans les tissus. Les produits chimiques qui requièrent une plus longue période de temps pour atteindre l'état d'équilibre nécessiteront un facteur d'incertitude plus grand que ceux qui atteignent l'équilibre plus rapidement. Au nombre des autres facteurs qui devraient être considérés sont les propriétés toxicocinétiques de la substance, le mécanisme de l'action toxique, la durée de vie de l'organisme, les indices d'effets latents possibles et à savoir si des stades de vie critiques de l'organisme ont été exposés (Abt Associates Inc., 1995).

Facteur d'incertitude interspécifique

Un facteur d'incertitude de 10 ou 100 peut être choisi pour rendre compte des différences entre les sensibilités interspécifiques, dépendant de la quantité et de la qualité des études disponibles. Par exemple, un facteur d'incertitude plus faible (c.-à-d., 10) pourrait être choisi si les espèces fauniques sont représentées dans la documentation toxicologique. Pendant l'établissement de critères pour les espèces fauniques pour la GLWQI, la USEPA recommande un facteur d'incertitude qui varie de 1 à 100 pour rendre compte des différences interspécifiques (USEPA, 1995). La sélection du facteur d'incertitude dépend de la disponibilité des données de toxicité et de celle des données relatives aux propriétés physico-chimiques, toxicocinétiques et toxicodynamiques de la substance en question ainsi que de la qualité et de la quantité des données disponibles. Ce facteur est par la suite appliqué à chacun des cinq représentants des espèces fauniques utilisées dans la méthodologie. Il sert à l'extrapolation à l'intérieur d'une même classe taxonomique et non pas pour une extrapolation entre les classes. Un facteur d'incertitude plus élevé est suggéré pour les RRT pour les espèces fauniques au Canada puisque le but des recommandations canadiennes est la protection de chaque stade de vie de toutes les espèces fauniques, tandis que celui de la GLWQI est la protection des cinq espèces représentatives. Abt Associates Inc. (1995) ont analysé 246 rapports distincts de DSENO interspécifiques pour la faune et ont trouvé que 91% des rapports étaient inférieurs ou égaux à un facteur de 100.

Facteur d'incertitude intraspécifique

On ne recommande pour l'instant aucun facteur d'incertitude pour rendre compte de la variabilité intraspécifique relative à la sensibilité. On a mis en doute la possibilité d'application d'un facteur d'incertitude intraspécifique pour les espèces fauniques aviaires et mammifères pendant l'établissement de critères s'appliquant à la faune par la USEPA, puisque ce facteur d'incertitude était largement fondé sur des extrapolations impliquant les humains. La protection des individus est une inquiétude pour les humains, tandis que pour les espèces fauniques, l'objectif est la protection des populations. Une analyse de la variabilité intraspécifique relative à la sensibilité des espèces fauniques a indiqué que des études ultérieures sont nécessaires pour quantifier cette source d'incertitude (Abt Associates Inc., 1995).

Calcul des concentrations de référence pour les espèces fauniques

Comme il appert que la plus faible DJA n'entraîne pas nécessairement la concentration la plus faible acceptable dans l'alimentation à cause des différences dans le rapport entre l'ingestion de la nourriture et le poids corporel et à cause de l'utilisation de facteurs d'incertitude, une série de tests ou de concentrations de référence sont déterminés. La plus faible concentration calculée détermine la RRT.

L'analyse raisonnée qui dicte l'utilisation d'une échelle interspécifique pour l'extrapolation des espèces mammifères aux humains est revue par Davidson et coll. (1986). Ces chercheurs indiquent que bien souvent le poids corporel est l'unité de base quantitative utilisée pour les corrélations intraspécifiques et interspécifiques. L'aire de surface a aussi été utilisée dans l'extrapolation entre les espèces mammifères puisqu'une proportionnalité linéaire directe entre le taux métabolique et l'aire de surface a été démontrée. Mordenti et Chappell (1989) ne recommandent cependant pas l'utilisation de l'aire de surface corporelle avec l'échelle interspécifique pour passer des mammifères aux humains puisque l'aire de surface est trop difficile à calculer. Au lieu de cela, les chercheurs recommandent l'utilisation d'une constante allométrique (c.-à-d., $P^{0.7}$ où P représente le poids corporel) comme substitut pour la normalisation de l'aire de surface. Newell et coll. (1987) ont indiqué qu'un grand nombre d'espèces fauniques se retrouve dans une gamme étroite du rapport de la dose par poids à la dose par aire de surface exposée, et les comparaisons interspécifiques de leur étude concernaient des animaux ayant des aires de surface similaires. Un facteur de conversion de l'aire de surface au poids n'était donc pas inclus dans leur méthode. Le poids corporel, sans facteur d'ajustement pour l'aire de surface, a aussi servi de base à l'extrapolation interspécifique, dans la méthode d'établissement de critères pour les espèces fauniques mise au point par la USEPA (1995). Pareillement, pour l'élaboration des RRT, le poids corporel a été choisi comme unité de base quantitative pour l'échelle interspécifique utilisée avec les espèces mammifères et aviaires.

Les concentrations de référence sont calculées pour des espèces fauniques indicatrices clés (p. ex., les piscivores) en utilisant l'information sur le poids corporel (pc) et l'ingestion journalière de nourriture (IN) de ces espèces, de même que la dose journalière admissible (DJA) dérivée des études de toxicité. Seules les DJA pour les mammifères sont utilisées pour l'extrapolation aux espèces fauniques mammifères. Pareillement, seules les DJA pour les oiseaux sont utilisées pour l'extrapolation aux espèces fauniques aviaires. Les poids corporels et les taux d'ingestion

journalière de nourriture respectifs pour certaines espèces clés aviaires et mammifères choisies se retrouvent dans les tableaux 1 et 2 qui suivent. Les concentrations de référence pour des espèces reptiliennes et mammifères peuvent aussi être calculées en utilisant les poids corporels et les taux d'ingestion journalière du tableau 3 quand des données sur la toxicité sont disponibles. La méthode de calcul pour déterminer les concentrations de référence se retrouve plus loin (modifiée de Huston, 1988; Newell et coll., 1987; USEPA, 1993) :

$$CR_n = DJA \div (IN \div pc)$$

où

- CR_n = concentration de référence (mg·kg⁻¹) où n représente une des diverses espèces fauniques pour laquelle une CR peut être calculée
- DJA = dose journalière admissible (mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour)
- pc = poids corporel (kg de poids frais)
- IN = ingestion journalière de nourriture (kg·j⁻¹ de poids frais)

Les espèces possédant le rapport IN:pc le plus élevé auront nécessairement la CR la moins élevée. En se basant sur les données déjà existantes (tableaux 1 et 2), on retrouve des espèces mammifères et aviaires présentant des rapports respectifs aussi élevés que 0,94 et 0,24 (malgré que dans certains cas, les valeurs obtenues ne proviennent pas de données obtenues sur le terrain mais plutôt d'équations allométriques). L'utilisation de ces rapports lors du développement des CR résultera en des RRT conservatrices qui protégeront toutes les espèces fauniques. Sur une base spécifique au site, les CR peuvent être calculées pour les espèces indicatrices clés si l'on possède de l'information exacte sur IN, pc et d'autres données spécifiques au site et à l'espèce (p. ex., les préférences alimentaires). Les résultats peuvent être comparés à la RRT générique élaborée pour la protection de toutes les espèces fauniques.

Recommandations préconisées et applications

La concentration de référence la plus faible est utilisée pour élaborer une RRT pour les espèces fauniques. Quand il s'agit de substances ayant un potentiel élevé de bioamplification dans la chaîne alimentaire (p. ex., le DDT), il est important que la RRT soit appliquée au niveau trophique aquatique le plus élevé (p. ex., le niveau 4 pour le poisson) dans le but de protéger les prédateurs (p. ex., les rapaces) qui se nourrissent à ce niveau. L'application de la

RRT à ce niveau protégera aussi les espèces fauniques qui se nourrissent à des niveaux trophiques moins élevés. S'il n'existe que des données sur les résidus présents dans les tissus d'organismes appartenant à un niveau trophique moins élevé (p. ex., le niveau 2), il est possible d'utiliser des coefficients multiplicateurs génériques de la chaîne

alimentaire ou d'autres modèles de cette chaîne, appliqués aux niveaux trophiques plus élevés, pour estimer une concentration du niveau trophique moins élevé qui devrait permettre de protéger les espèces fauniques qui se nourrissent à un niveau trophique plus élevé.

Tableau 1. Poids corporels et taux d'ingestion journalière de nourriture des espèces aviaires consommant le biote aquatique.

Espèces	Poids corporel, adulte (kg)	Ingestion journalière de nourriture (kg·j⁻¹ poids frais)	Rapport IN:pc
<u>Anseriformes</u>			
Petit Garrot (<i>Bucephala albeola</i>)			
Mâle	0,473*	0,17†	0,36
Femelle	0,334*	0,14†	0,42
Garrot à oeil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)			
Mâle	1,0*	0,29†	0,29
Femelle	0,8*	0,25†	0,31
Canard colvert (<i>Anas platyrhynchos</i>)	1,082*	0,25‡	0,23
Canard kakawi (<i>Clangula hyemalis</i>)			
Mâle	0,932*	0,27†	0,29
Femelle	0,814*	0,25†	0,31
Canard branchu (<i>Aix sponsa</i>)			
Mâle	0,681*	0,23†	0,34
Femelle	0,635*	0,22†	0,35
Canard siffleur d'Amérique (<i>Anas americana</i>)			
Mâle	0,792*	0,25†	0,32
Femelle	0,719*	0,23†	0,32
Petit Morillon (<i>Aythya affinis</i>)			
Mâle	0,850*	0,26†	0,31
Femelle	0,790*	0,25†	0,32
Grand Bec-scie (<i>Mergus merganser</i>)			
Mâle	1,709*	0,41†	0,27
Femelle	1,232*	0,33†	0,27
Bec-scie à poitrine rousse (<i>Mergus serrator</i>)			
Mâle	1,135*	0,235‡	0,21
Femelle	0,908*	----	----
<u>Falconiformes</u>			
Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)			
	4,5§	0,5§	0,11
Balbuzard (<i>Pandion haliaetus</i>)			
	1,5‡	0,3§	0,20
<u>Coraciiformes</u>			
Martin-pêcheur d'Amérique (<i>Ceryle alcyon</i>)			
	0,15§	0,075§	0,50
<u>Gaviiformes</u>			
Huart à collier (<i>Gavia immer</i>)			
	4,134*	0,73†	0,18
<u>Charadriiformes</u>			
Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)			
	0,120*	0,073†	0,61

Suite à la page suivante

Espèces	Poids corporel, adulte (kg)	Ingestion journalière de nourriture (kg·j ⁻¹ poids frais)	Rapport IN:pc
<u>Charadriiformes</u>			
Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	0,120*	0,073 [†]	0,61
Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)			
Mâle	1,226*	0,34 [†]	0,28
Femelle	1,044*	0,3 [†]	0,29
Goéland à bec cerclé (<i>Larus delawarensis</i>)			
Mâle	0,566*	0,095 [‡]	0,17
Femelle	0,471*	-----	-----
Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>)			
Mâle	0,421*	0,158	0,38
Femelle	0,393*	-----	-----
Petit Pingouin (<i>Alca torda</i>)	0,719*	0,23 [†]	0,32
Marmette de Troil (<i>Uria aalge</i>)			
Mâle	1,006*	0,29 [†]	0,29
Femelle	0,979*	0,29 [†]	0,30
Marmette de Brünnich (<i>Uria lomvia</i>)	0,964*	0,29 [†]	0,30
Guillemot à miroir (<i>Cephus grylle</i>)	0,405*	0,16 [†]	0,40
Marceux moine (<i>Fratercula arctica</i>)	0,381*	0,15 [†]	0,39
Marceux huppé (<i>Fratercula cirrhata</i>)	0,779*	0,25 [†]	0,32
<u>Ciconiiformes</u>			
Grand Héron (<i>Ardea herodias</i>)			
Mâle	2,576*	0,54 [†]	0,21
Femelle	2,204*	0,49 [†]	0,22
Héron vert (<i>Butorides striatus</i>)	0,212*	0,05 [‡]	0,24
<u>Procellariiformes</u>			
Pétrel océanite (<i>Oceanites oceanicus</i>)	0,032*	0,03 [†]	0,94
Pétrel à queue fourchue (<i>Oceanodroma furcata</i>)	0,055*	0,04 [†]	0,73
Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>)			
Mâle	0,609*	0,21 [†]	0,34
Femelle	0,479*	0,18 [†]	0,38

*Dunning, 1993.

[†] Calculé à partir d'une équation allométrique dérivée par Nagy (1987) : IN (kg·j⁻¹ poids frais) = (0,0582·P^{0,651})-5, en supposant un contenu en eau de 80 % pour l'espèce-proie, où IN = ingestion de nourriture, P = poids.

[‡]Newell et coll., 1987.

[§]USEPA, 1993.

^{||}Gabrielsen et coll., 1987.

Tableau 2. Poids corporels et taux d'ingestion journalière de nourriture des espèces mammifères consommant le biote aquatique.

Espèces	Poids corporel, adulte (kg)	Ingestion journalière de nourriture (kg·j ⁻¹ poids frais)	Rapport IN:pc
<u>Mustelidae</u>			
Loutre de mer (<i>Enhydra lutris</i>)			
Mâle	34,4*	6,3 [†]	0,18
Femelle	19,7*	3,9 [†]	0,20
Vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i>)			
Femelle	0,6 [‡]	0,143 [‡]	0,24
Loutre de rivière (<i>Lutra canadensis</i>)	8,0 [§]	0,8 (0,7-0,9)	0,10
Vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i>)			
Femelle	0,6 [‡]	0,143 [‡]	0,24
<u>Pinnipedia</u>			
Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)			
Mâle	72,5*	11,6 [†]	0,16
Femelle	58*	9,7 [†]	0,17
Otarie à fourrure de l'Alaska (<i>Callorhinus ursinus</i>)			
Mâle	192*	25,9 [†]	0,13
Femelle	42,5*	7,5 [†]	0,18
Éléphant de mer du Nord (<i>Mirounga angustirostris</i>)			
Mâle	3629*	289,8 [†]	0,08
Femelle	907*	92,7 [†]	0,10
Lion de mer du Nord (<i>Eumetopias jubata</i>)			
Mâle	1000*	100,4 [†]	0,10
Femelle	320 (275-365)*	39,4 [†]	0,12
Morse (<i>Odobenus rosmarus</i>), race de l'Arctique de l'Est			
Mâle	760*	80,2 [†]	0,11
Femelle	570*	63,3 [†]	0,11
Morse (<i>Odobenus rosmarus</i>), race de l'océan Pacifique			
Mâle	1268*	122,1 [†]	0,10
Femelle	850*	87,9 [†]	0,10
<u>Ursidae</u>			
Ours polaire (<i>Ursus maritimus</i>)			
Mâle	460 (420-500)*	53,1 [†]	0,12

*Banfield, 1974.

[†]Calculé à partir d'une équation allométrique dérivée par Nagy (1987) : IN (kg·j⁻¹ poids frais) = (0,0687·P^{0,822})·5, en supposant un contenu en eau de 80 % pour l'espèce-proie, où IN = ingestion de nourriture, P = poids.

[‡]SCF, 1996.

[§]Newell et coll., 1987.

^{||}USEPA, 1993.

Tableau 3. Poids corporels et taux d'ingestion journalière de nourriture des espèces reptiliennes et amphibiennes consommant le biote aquatique.

Espèces	Poids corporel, adulte (g)	Ingestion journalière de nourriture (g·g ⁻¹ poids frais)	Rapport IN:pc
Tortue hargneuse (<i>Chelydra serpentina</i>)			
Mâle	10 500*	---	----
Femelle	5240*	0,01-0,016 [†]	0,013
Serpent d'eau (<i>Nerodia sipedon</i>)	207 [‡]	0,061 [§]	0,063
Ouaouaron (<i>Rana catespeiana</i>)	249	0,0169 [#]	0,016

*Galbraith et coll., 1988.

[†] Kiviat, 1980.

[‡] Fitch, 1982.

[§] Brown, 1958.

^{||} McKamie et Heidt, 1974.

[#] Estimation obtenue à partir du taux métabolique d'organismes en liberté et de la composition alimentaire (USEPA, 1993).

Références

ABT Associates Inc. 1995. Review and analysis of toxicity data to support the development of uncertainty factors for use in estimating risks of contaminant stressors to wildlife. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Banfield, A.W.F. 1974. The mammals of Canada. National Museums of Canada, Toronto, University of Toronto Press.

Barron, M.G. 1990. Bioconcentration. Environ. Sci. Technol. 24(11):1612-1618.

Brown, E.E. 1958. Feeding habits of the northern water snake (*Natrix sipedon* Linnaeus). Zoologica N.Y. 43:55-71. Cité dans U.S. EPA 1993.

Calder, W.A., III. 1981. Scaling of physiological processes in homeothermic animals. Annu. Rev. Physiol. 43:301-322.

Calder, W.A., et E.J. Braun. 1983. Scaling of osmotic regulation in mammals and birds. Am. J. Physiol. 244:R601-R606.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991a. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique : Annexe IX. Dans Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, CCMRE 1987.

———. 1991b. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Rapport CCME EPC-CS34. Préparé par le sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés.

———. 1993. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles. Annexe XV. Dans Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, CCMRE 1987.

———. 1995a. Canadian environmental quality guidelines for polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Environnement Canada. Rapport provisoire.

———. 1995b. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. rapport CCME EPC-98F.

———. 1996a. Recommandations pour la qualité de l'environnement au Canada : mise à jour (mai 1996). Cadmium. Annexe XXI. Dans Recommandations pour la qualité des eaux, CCMRE, 1987.

———. 1996b. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, Winnipeg, Manitoba.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. CCMRE, Ottawa, Ontario.

Commission mixte internationale. 1987. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987. Gouvernements des États-Unis et du Canada.

Connell, D.W. 1990. Bioaccumulation of xenobiotic compounds. Boca Raton, Floride. CRC Press.

Davidson, I.W.F., J.C. Parker, et R.P. Beliles. 1986. Biological basis for extrapolation across mammalian species, Regul. Toxicol. Pharmacol. 6:211-237.

Dunning, J.B. 1993. CRC handbook of avian masses. Boca Raton, Floride. CRC Press.

Eisler, R. 1985a. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.2). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 2.

———. 1985b. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.5). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 5.

———. 1986a. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.6). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 6.

———. 1986b. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.7). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 7.

———. 1989a. Boron hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.20). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 20.

———. 1989b. Molybdenum hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.19). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 19.

———. R. 1989c. Tin hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.15). Contaminant Hazard Reviews Rep. No. 15.

Environnement Canada. 1991. Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Étude n° 197, Série scientifique, Ottawa. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux.

- . 1995. Measuring the health of a river: Fraser River Action Plan - Environmental Quality Program, Status Report, EN37-99/1-1995E, Vancouver.
- Fitch, H.S. 1982. Resources of a snake community in prairie woodland habitat of northeastern Kansas. In: Herpetological communities. N.J. Scott, Jr. (éd.). U.S. Fish Wildl. Serv. Wildl. Res. Rep. 13:83-98.
- Fordham, C.L., et D.P. Reagan. 1991. Pathways analysis method for estimating water and sediment criteria at hazardous waste sites. Environ. Toxicol. Chem. 10:949-960.
- Gabrielsen, G.W., F. Mehlum, et K.A. Nagy. 1987. Daily energy expenditure and energy utilization of free-ranging black-legged kittiwakes, Condor 89:126-132.
- Gaines, T.B., et R.E. Linder. 1986. Acute toxicity of pesticides to adult and weanling rats, Fundam. Appl. Toxicol. 7:299-308.
- Galbraith, D.A., C.A. Bishop, R.J. Brooks, et coll. 1988. Factors affecting the density of populations of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*), Can. J. Zool. 66:1233-1240. Cité dans U.S. EPA 1993.
- Gaskin, D.E., R. Frank, M. Holdrinet, K. Ishida, C.J. Walton, et M. Smith. 1973. Mercury, DDT, and PCB in harbour seals (*Phoca vitulina*) from the Bay of Fundy and Gulf of Maine, J. Fish. Res. Board Can. 30:471-475.
- Gobas, F.A.P.C. 1993. A model for predicting the bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in aquatic food webs: Application to Lake Ontario, Ecol. Model. 69:1-17.
- Gouvernement du Canada. 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes : vol. II — Les effets des contaminants. Environnement Canada, Ministère des Pêches et Océans, et Santé et Bien-être social Canada.
- Gouvernement du Canada/Environnement Canada. 1995. Politique de gestion des substances toxiques. Ottawa, Ministère des services et approvisionnements, EN 40-499/1-1995.
- Hill, E.F., et M.B. Camardese. 1986. Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to *Coturnix*. U.S. Fish Wildl. Serv. Tech. Rep. 2.
- Huston, B.L. 1988. Health hazard assessment of chemical contaminants in food. In: Proc. Canada-British Columbia workshop on water quality guidelines and objectives: Focus on the Fraser. D.D. MacDonald (éd.). Vancouver, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada.
- Keenan, R.E., A.H. Parsons, E.S. Ebert, P.D. Boardman, S.L. Huntley, et M.M. Sauer. 1990. Assessment of the human health risks related to the presence of dioxins in the Columbia River fish. ChemRisk: A McLaren Company, Portland, Maine.
- Kiviat, E. 1980. A Hudson River tide-marsh snapping turtle population. In: Trans. Northeast. Sec. Wildl. Soc., 37th Northeast. Fish and Wildl. Conf., 27-30 avril, 1980, Ellenville (N.Y.), p. 158-168. Cité dans U.S. EPA 1993.
- Lasiewski, R.C., et W.A. Calder. 1971. A preliminary allometric analysis of respiratory variables in resting birds, Respir. Physiol. 11:152-166.
- Mackay, D. 1991. Multimedia environmental models. Chelsea, Michigan. Lewis Publishers.
- McKamie, J.A., et G.A. Heidt. 1974. A comparison of spring food habits of the bullfrog, *Rana catesbeiana*, in three habitats of central Arkansas. Southwest. Nat. 19: 107-111. Cité dans U.S. EPA 1993.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. Candidate substances list for bans or phaseouts. Toronto, Multimedia revision.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E.E. Little, L.M. Smith, J.D. Petty, P.H. Peterman, D.L. Stalling, G.M. De Graeve, J.J. Coyle, et W.J. Adams. 1988. Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzodioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout, Environ. Toxicol. Chem. 7:47-62.
- Moore, D.R.J., et S.L. Walker. 1991. Canadian water quality guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters. Étude n° 186. Série scientifique, Ottawa, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada.
- Mordenti, J., et W. Chappell. 1989. The use of interspecies scaling in toxicokinetics. In: Toxicokinetics and new drug development, A. Yacobi, J.P. Skelly et V.K. Batra (éd.), p. 42-96, New York, Pergamon Press.
- Nagy, K.A. 1987. Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds, Ecol. Monogr. 57(2):111-128.
- Newell, A.J., D.W. Johnson, et L.K. Allen. 1987. Niagara River biota contamination project: Fish flesh criteria for piscivorous wildlife, Tech. Rep. 87-3, Albany, New York. New York State Department of Environmental Conservation.
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 1993. Registry of toxic effects of chemical substances, 6^e éd., Rockville, Maryland.
- Olson, J.R., et B.P. McGarrigle. 1992. Comparative developmental toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD), Chemosphere, 25:71-74.
- Pollock, G.A., L.J. Uhaa, R.R. Cook, A. Fan, L. Fries, et M. Bounarati. 1990. Evaluation of health risks related to consumption of commercial white croaker (*Genyonemus lineatus*) from the fishery on the Palos Verdes Shelf, California. Sacramento, Californie, California Department of Health Services.
- SBSC (Santé et Bien-être social Canada). 1990a. Facteurs de sécurité biologique et évaluation du risque toxicologique. Rapport 90-EHD-154, Ottawa, Direction de l'hygiène du milieu. Direction générale de la protection de la santé.
- . 1990b. Contaminants chimiques dans les aliments: Évaluation du risque pour la santé. Ottawa, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé.
- Skadhauge, R. 1975. Renal and cloacal transport of salt and water, Symp. Zool. Soc. Lond. 35:97-106.
- Stahl, W.R. 1967. Scaling of respiratory variables in mammals, J. Appl. Physiol. 22:453-460.
- Suter, G.W., L.W. Barnthouse, S.M. Bartell, T. Mill, D. Mackay, et S. Paterson. 1994. Ecological risk assessment. Boca Raton, Floride. Lewis Publishers.
- Thomann, R.V. 1981. Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chain models, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38:280-296.
- Thomann, R.V., et T.F. Parkerton. 1991. Preliminary development and testing of a methodology for developing water quality criteria intended to protect wildlife. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, contrat n° 68-CO-0093.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1989. Assessing human health risks from chemically contaminated fish and shellfish: A guidance manual. EPA-503/8-89-002, Washington (D.C.), Office of Water Regulations and Standards.
- . 1993. Wildlife exposure factors handbook. Vol. I and II, EPA/600/R-93/187a, Washington (D.C.), Office of Research and Development.
- . 1995. Great Lakes water quality initiative methodology for the development of wildlife criteria, Federal Register 60(56):15410-15412.

ANNEXE A

L'approche du New York State Department of Environmental Conservation

Le New York State Department of Environmental Conservation a développé une méthode d'estimation du niveau de contaminants « sans danger » dans la chair du poisson pour la protection des espèces fauniques piscivores de la rivière Niagara (Newell et coll., 1987). Cette approche ressemble aux approches utilisées pour déterminer les limites destinées à l'alimentation humaine puisqu'elle s'appuie sur de l'information de type dose-réponse d'études faites sur des animaux de laboratoire traditionnels. Les données sur les espèces fauniques sont aussi prises en considération quand elles sont disponibles. Cette approche utilise la méthode de l'échelle interspécifique avec les données biologiques relatives aux espèces fauniques qui sont présentement envisagées pour la protection.

Newell et coll. (1987) ont développé deux méthodes distinctes mais apparentées visant l'établissement de critères numériques relatifs à la chair de poisson. En ce qui concerne les substances non carcinogènes, les critères relatifs à la chair de poisson sont basés sur une estimation de la dose journalière sans danger de la substance toxique pour les espèces fauniques ou sur la dose sans effet nocif observé (DSENO). Celle-ci peut être calculée à partir du niveau aigu le plus sensible ou de la dose minimale produisant un effet nocif observé (DMENO) chronique ou à partir de la DSENO chronique rapportés pour les animaux de laboratoire, conjointement avec des facteurs d'application et d'incertitude appropriés. Ces facteurs sont choisis d'après la disponibilité de l'information durant l'évaluation toxicologique et sont définis dans la méthodologie. Seules les données sur les mammifères sont utilisées pour l'extrapolation aux espèces fauniques mammifères. Pareillement, seules les données sur les oiseaux sont utilisées pour l'extrapolation aux espèces fauniques aviaires. Lorsqu'ils sont disponibles, les résultats des études d'alimentation sur les espèces fauniques sont incorporés dans la base de données pour fournir de l'information sur la sensibilité relative de ces espèces.

La méthode de l'échelle interspécifique se sert des critères relatifs à la chair de poisson pour les substances non carcinogènes qui sont obtenus à partir des DSENO s'appliquant aux espèces fauniques, en prenant en considération le poids corporel et l'ingestion journalière de

nourriture des espèces cibles. En utilisant cette méthode, les critères relatifs à la chair de poisson sont obtenus de cette façon :

$$\text{Critère relatif à la chair de poisson} = (\text{DSENO} \div \text{FI}) \cdot (\text{P} \div \text{IN})$$

(mg·kg⁻¹ poids frais)

où

DSENO = dose sans effet nocif observé pour les espèces fauniques aviaires et mammifères (mg·kg⁻¹ par jour)

FI = facteur d'incertitude

P = poids corporel (kg)

IN = ingestion de nourriture (kg·j⁻¹)

Newell et coll. (1987) ont aussi développé une méthode d'établissement de critères relatifs à la chair de poisson pour les substances carcinogènes. Cette méthode s'appuie sur des évaluations quantitatives du risque de cancer qui ont été développées pour les espèces mammifères. En premier lieu, une dose qui accroît le risque de cancer de 1 à 100 (DRC_{10⁻²}) est calculée à partir de la dose qui a augmenté le risque de cancer de 1 à 1 million (DRC_{10⁻⁶}) chez les animaux d'expérimentation lorsque le New York State Department of Health a procédé au calcul du risque de cancer pour la durée de vie humaine. Cette dose, qui accroît le risque de cancer, est par la suite convertie en une recommandation alimentaire pour les espèces fauniques, en prenant en considération le poids corporel et l'ingestion journalière de nourriture de ces dernières, comme suit :

$$\text{Critère relatif à la chair de poisson} = \text{DRC}_{10^{-2}} \cdot \text{P} \div \text{IN}$$

(mg·kg⁻¹ poids frais)

où

DRC_{10⁻²} = dose qui accroît le risque de cancer de 1 à 100 (mg·kg⁻¹ par jour)

$$= \text{DRC}_{10^{-6}} \cdot 10\,000$$

P = poids corporel (kg)

IN = ingestion de nourriture (kg·j⁻¹)

Le critère relatif à la chair de poisson pour les espèces cibles peut être sélectionné à partir des résultats de l'une ou l'autre des méthodes de dérivation (c.-à-d., la DSENO pour les espèces fauniques ou la méthode de la dose qui augmente le risque de cancer). Un critère final est ainsi choisi à partir des critères calculés pour les différentes espèces cibles. La recommandation pour l'espèce la plus sensible est ensuite adoptée comme critère final relatif à la chair de poisson.

Newell et coll. (1987) ont reconnu les limites de la base de données toxicologiques et ont structuré leur méthode en accord avec les données qui sont généralement disponibles. Ainsi le critère relatif à la chair de poisson est obtenu principalement à partir des données dose-réponse d'études de laboratoire effectuées sur des espèces mammifères et aviaires qui ne sont pas retrouvées dans la faune (p. ex., les souris, les rats, les lapins ou la volaille). Ce fait peut être

considéré comme une limitation à cause de l'incertitude qui résulte de l'extrapolation des espèces de laboratoire aux espèces fauniques. Par contre, il est aussi une des raisons pratiques de la méthode puisqu'elle utilise les données disponibles dans la documentation. De plus, la méthode est suffisamment flexible pour permettre l'utilisation de données sur les espèces fauniques quand elles sont disponibles. Cette approche possède plusieurs autres limites liées au manque d'information sur a) la sensibilité relative et les habitudes alimentaires des espèces fauniques, b) l'applicabilité de données générées à partir d'animaux de laboratoire pour présumer des effets sur les espèces fauniques, c) la relation dose-réponse d'un bon nombre de substances, et d) la validité de l'approche dans des conditions naturelles (c.-à-d., la validation sur le terrain) (Newell et coll., 1987).

ANNEXE B

Examen des voies d'exposition dans le calcul des objectifs spécifiques au milieu pour les résidus dans les tissus

Au Canada, les recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) formulées pour la protection de la faune considèrent que 100 % de l'exposition aux substances biocumulatives provient de sources d'alimentation. S. Bradbury (1992, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota, comm. pers.) suggère que pour les substances qui possèdent un facteur de bioaccumulation (FBA) aquatique supérieur à 10 000, la consommation alimentaire fournit principalement toute l'exposition xénobiotique orale pour les espèces fauniques. Par exemple, Thomann (1981) indique qu'essentiellement la totalité de l'exposition aux BPC pour les organismes situés au sommet de la chaîne alimentaire se fait par la consommation de nourriture. Par contre, pour les substances avec un FBA aquatique inférieur à 10 000, d'autres voies d'exposition, telles que l'eau d'abreuvement ou l'inhalation, peuvent aussi entraîner une exposition significative à la substance nocive. Pour cette raison, l'adoption d'une RRT sans considérer d'autres voies d'exposition pourrait sous-estimer l'exposition de la faune à ces substances et compromettre la protection des espèces fauniques retrouvées sur un site.

Les espèces fauniques peuvent être exposées aux contaminants de l'environnement par l'entremise de sources autres que la nourriture contaminée (p. ex., l'eau d'abreuvement contaminée et l'inhalation). L'importance de l'exposition à partir de ces autres voies variera selon les propriétés physiques et chimiques du contaminant de même qu'avec les conditions environnantes et les espèces présentes sur le site à l'étude. Pour cette raison il est recommandé que, dans la limite du possible, l'exposition à une substance à partir de toutes les voies d'exposition probables soit évaluée en fonction du milieu spécifique pour les espèces les plus sensibles retrouvées sur le site. À la suite de cette évaluation, il est possible de calculer un facteur de répartition (FR) qui estime le pourcentage de l'exposition résultant de la source d'alimentation. Le FR devra ensuite être affecté à la RRT pendant l'établissement de l'objectif spécifique au milieu de sorte que l'exposition totale, englobant toutes les voies, est prise en considération. Le FR est calculé de la façon suivante :

$$FR = E_j \div E_T$$

où

$$C_{A,T} = \sum P_i \cdot C_{A,i}$$

E_j = l'exposition journalière à un contaminant à partir de toutes les sources d'alimentation ($\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$)

E_T = l'exposition journalière totale à partir de toutes les voies ($\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$)

où

$C_{A,T}$ = la concentration totale d'une substance dans l'alimentation

P_i = la fraction de l'alimentation de l'espèce faunique nommée l'élément i qui possède une concentration de $C_{A,i}$. Si, par exemple, un vison consomme 70 % de poisson, 10 % d'amphibiens et 20 % de crustacés, alors les P_i sont, respectivement, 0,7, 0,1 et 0,2 et la $C_{A,i}$ est, respectivement, la concentration en poisson (C_p), en amphibiens (C_a) et en crustacés (C_c).

L'estimation de l'exposition, par l'inhalation (E_I), l'ingestion d'eau (E_E) et l'ingestion de nourriture (E_N), de l'espèce faunique la plus sensible présente sur le site à l'étude, peut être mesurée directement sur le terrain ou dans des études de laboratoire. Autrement, l'exposition peut être calculée indirectement en utilisant des équations allométriques (annexe C) et les concentrations environnementales de la substance dans l'air, dans l'eau et dans la nourriture retrouvées dans le milieu concerné (L. Brownlee, 1993, Centre national de la recherche faunique, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, comm. pers.; K. Lloyd, 1993, Centre national de la recherche faunique, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, comm. pers.). Les concentrations environnementales peuvent aussi être estimées à l'aide d'un modèle tel que la fugacité (Mackay, 1991), si des mesures observées ne sont pas disponibles. Comme les espèces fauniques ont tendance à se nourrir de façon opportuniste, c'est-à-dire en se nourrissant de ce qui est disponible, le régime alimentaire et de ce fait l' E_N varient en fonction de l'emplacement et des saisons. Dans le but de calculer une estimation plus juste de l' E_N , le régime alimentaire des espèces les plus sensibles peut être déterminé en analysant le contenu de l'intestin ou de la matière fécale, et les proies appropriées peuvent être analysées pour le niveau des contaminants. De même, les concentrations retrouvées dans les proies peuvent être prédites grâce à un modèle de réseau alimentaire (Gobas, 1993). La concentration totale retrouvée dans l'alimentation à partir de toutes les voies se calcule de la façon suivante :

L'exemple suivant présente une évaluation simple de l'exposition pour un vison en utilisant des données de concentrations environnementales imaginaires pour une substance X. Un facteur de répartition est ensuite calculé à l'aide de ces données. Le facteur de répartition est donc

$$FR = 6,87 \div 8,41 = 0,82$$

Ce facteur de répartition est ensuite affecté à la RRT pour calculer l'objectif spécifique au site en utilisant l'équation suivante :

$$ORT = RRT \cdot FR$$

où

ORT = l'objectif pour les résidus dans les tissus ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

RRT = la recommandation pour les résidus dans les tissus ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Tableau B-1. Exemple d'une évaluation de l'exposition à une substance X pour un vison.

Milieu	Concentration environnementale	Poids corporel moyen (kg)	Équation allométrique*	Estimation de l'exposition journalière† ($\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$)
Air	$1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$	1	$0,5458 \cdot P^{0,8}$	$E_I = 0,5458 \cdot 1^{0,8} \cdot 1 = 0,55$
Eau	$10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1	$0,099 \cdot P^{0,9}$	$E_E = 0,099 \cdot 1^{0,9} \cdot 10 = 0,99$
Nourriture	$100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	$0,0687 \cdot P^{0,822}$	$E_N = 0,0687 \cdot 1^{0,822} \cdot 100 = 6,87$ $E_T = 8,41$

Note : E_I = exposition journalière à un contaminant à partir de l'inhalation; E_E = exposition journalière à un contaminant à partir de l'eau d'abreuvement; E_N = exposition journalière à un contaminant à partir de la nourriture; E_T = exposition journalière totale à partir de toutes les voies.

*Obtenu de l'annexe C.

†L'exposition par contact avec les sédiments (contact cutané ou ingestion) est considérée comme négligeable.

ANNEXE C

Détermination du poids corporel, de l'ingestion de nourriture, de l'ingestion d'eau et de l'inhalation pour les espèces mammifères et aviaires

Dans le but de mener une évaluation de l'exposition (annexe B), il est nécessaire de calculer les taux d'ingestion de nourriture, d'ingestion d'eau et d'inhalation des espèces présentes sur le site à l'étude. S'il est impossible d'obtenir les données actuelles mesurées en laboratoire ou sur le terrain, les équations allométriques indiquées ci-dessous peuvent être utilisées pour estimer ces taux.

De même, pour certaines études utilisées dans l'élaboration des RRT, le taux de dosage n'est pas toujours rapporté en milligrammes par kilogramme de poids corporel par jour, et il sera donc nécessaire de calculer le taux à partir des données fournies. Dans le but d'exécuter ce calcul, le poids corporel et le taux d'ingestion de nourriture des espèces testées sont indispensables. Ces valeurs devraient être obtenues à partir des tests de toxicité, sinon on peut utiliser celles retrouvées dans les publications suivantes : Banfield, 1974; Dunning, 1993; ou National Institute for Occupational Safety and Health (1993 ou dernière édition). On peut aussi utiliser les équations allométriques qui suivent pour déterminer le taux d'ingestion de nourriture.

Équations allométriques

Ingestion de nourriture

Espèces aviaires : $IN = (0,0582 \cdot P^{0,651}) \cdot 5^*$
(adapté de Nagy, 1987; USEPA, 1993, vol. I)

où

IN = le taux d'ingestion de nourriture (kg·poids frais·j⁻¹)

* Multiplier les équations par cinq convertit les unités de poids sec en poids frais

où

poids sec = 0,2 · poids frais (A.J. Niimi, comm. pers.)

Donc,
poids frais = poids sec ÷ 0,2
= poids sec · 5

P = le poids moyen (kg)

Espèces mammifères : $IN = (0,0687 \cdot P^{0,822}) \cdot 5^*$
(adapté de Nagy, 1987; USEPA, 1993, vol. I)

où

IN = le taux d'ingestion de nourriture (kg poids frais · j⁻¹)
P = le poids moyen du prédateur (kg)

Ingestion d'eau

Espèces aviaires : $IE = 0,059 \cdot P^{0,67}$ (adapté de Calder, 1981; Skadhauge, 1975; Calder et Braun, 1983)

Espèces mammifères : $IE = 0,099 \cdot P^{0,9}$ (adapté de Calder, 1981; Skadhauge, 1975; Calder et Braun, 1983)

où

IE = ingestion d'eau (L · j⁻¹)

Inhalation

Espèces aviaires, sauf les passereaux : $I = 0,4089 \cdot P^{0,77}$
(adapté de Lasiewski et Calder, 1971)

Espèces mammifères : $I = 0,5458 \cdot P^{0,8}$ (adapté de Stahl, 1967)

où

I = le taux d'inhalation (m³ · j⁻¹)

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. [Repris dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 8, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.