

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC

**MÉTHODOLOGIE DE CALCUL DE CRITÈRES
DE QUALITÉ DE L'EAU
POUR LES SUBSTANCES TOXIQUES**

**Québec, novembre 1990
EMA89-**

(révisé octobre 1992)

Ministère de l'Environnement du Québec, 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 147 p.

Dépôt légal – 2^e trimestre 1993
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-27709-0

Envirodoq EN930145
QEN/QE-86/1

PRÉAMBULE

Le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) donnait en 1987 les lignes directrices devant guider les actions du Ministère dans la poursuite de ses objectifs de protection de l'environnement. On y spécifiait, entre autres, que le MENVIQ devait avoir une vision intégrée, à long terme, visant la protection des usages et privilégiant la dépollution préventive (comme le contrôle à la source, le recyclage, etc.).

Les objectifs spécifiques prioritaires du Ministère sont toujours :

1) la préservation de la diversité, de la productivité et de la pérennité des écosystèmes;

et

2) la diminution de l'exposition des personnes et des espèces aux substances toxiques.

Ils ont été traduits dans plusieurs champs d'action touchant toutes les facettes du travail du MENVIQ.

Pour répondre à ses objectifs, le Ministère doit, entre autres, procéder à des évaluations des milieux aquatiques. Une part importante de ces évaluations touche les sources ponctuelles rejetant leurs effluents dans les cours d'eau et pour lesquelles le MENVIQ doit formuler des objectifs environnementaux de rejet à des fins de contrôle.

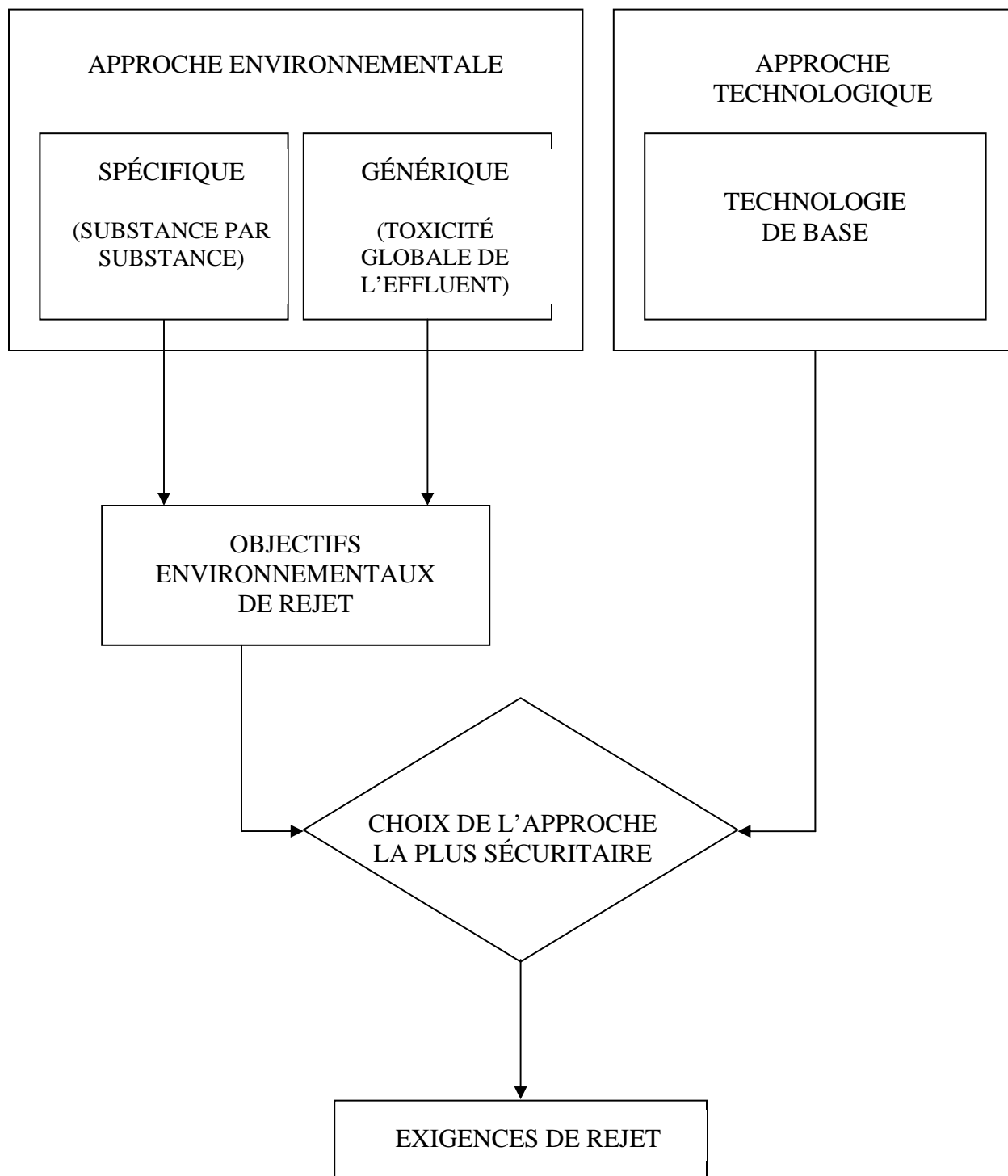
Dans ce contexte, le Ministère doit définir des critères de qualité de l'eau pour les contaminants, préalablement identifiés, susceptibles de se retrouver dans les effluents municipaux et industriels en fonction des usages potentiels du milieu. Pour les contaminants ayant déjà des critères de qualité publiés, le MENVIQ utilise son document *Critères de qualité de l'eau* (MENVIQ, 1990a), où sont répertoriés pour plus de trois cents contaminants, des critères narratifs et numériques ainsi que des limites de toxicité globale. Pour les substances toxiques n'ayant pas de critère publié, mais pour lesquelles des données de toxicité existent, le MENVIQ procède à l'élaboration d'un critère de qualité de l'eau selon les procédures exposées dans le document *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques* (MENVIQ, 1990b).

Plusieurs considérations environnementales s'ajoutent lors de l'utilisation des critères de qualité de l'eau pour l'élaboration des objectifs environnementaux de rejet pour les sources ponctuelles.

On doit par exemple tenir compte de la contamination présente dans le milieu, des conditions contraignantes de débits (basses eaux d'étiage), etc. pour éviter que des conditions inacceptables puissent survenir.

Ces objectifs environnementaux de rejet peuvent être traduits en exigences de rejet, tel qu'illustré à la page suivante. On remarque que deux approches simultanées, environnementale et technologique, sont entreprises et que les exigences les plus contraignantes guideront l'élaboration de l'exigence finale de rejet. Cette double approche possède des avantages majeurs puisque dans l'éventualité où le milieu récepteur n'est pas contraignant, des exigences technologiques de base sont tout de même requises. Pour sa part, l'approche environnementale permet de s'assurer que les préoccupations fondamentales du MENVIQ sont prises en compte.

Dans la suite logique du processus, le MENVIQ procède au suivi de la qualité des plans d'eau sous l'aspect de la vérification de l'évolution de la récupération des usages. À cette étape-ci, les critères de qualité servent de niveau de référence de l'état de santé du milieu et de l'atteinte des objectifs prioritaires du Ministère.



DÉFINITION DES EXIGENCES DE REJET

ÉQUIPE DE TRAVAIL

COORDINATION :

Isabelle Guay

RÉDACTION :

Isabelle Guay

Marc Sinotte

SECRETARIAT :

Sylvie Émard

Régine D'Astous

Équipe de révision interne

- Direction de la qualité des cours d'eau
- Direction des eaux souterraines et de consommation
- Direction des substances dangereuses
- Direction des évaluations environnementales

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
PRÉAMBULE	i
ÉQUIPE DE TRAVAIL	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	ix
GLOSSAIRE	xi
INTRODUCTION	1
PROCÉDURES DE CALCUL DE CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU	5
A. Critères de vie aquatique	6
A.1 Critères de toxicité aquatique chronique	8
A.2 Critères de toxicité aquatique aiguë	10
B. Critères de santé humaine	20
B.1 Critères de toxicité humaine pour les substances non cancérogènes	22
B.2 Critères basés sur le risque de cancer	29
C. Critère de faune terrestre	36
D. Critère organoleptique	41
E. Facteur de bioconcentration	44
F. Autres considérations	49
G. Exemples de calcul	51

RÉFÉRENCES.....	64
ANNEXES.....	67
1. Sélection des données de toxicité pour le calcul des critères de vie aquatique	68
2. Justification du regroupement des données de toxicité aquatique par genre	73
3. Justification des facteurs de sensibilité spécifiques	74
4. Justification du ratio de toxicité aiguë/chronique aquatique	81
5. Poids moyens corporels	84
6. Quantité de poisson consommée quotidiennement	85
7. Quantité d'eau consommée quotidiennement	86
8. Application des facteurs d'incertitude pour le calcul d'une QMT à partir d'un NOAEL humain ou animal	87
9. Justification du facteur de conversion aiguë/chronique pour une DL50 de rat	88
10. Proportions de la QMT (ou DJA) attribuables à la consommation d'eau et de poissons contaminés	90
11. Niveau de risque jugé « acceptable »	91
12. Pourcentage de lipides dans les poissons	92

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1 : Données utilisées pour le calcul des facteurs de sensibilité spécifiques (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 2 : Régressions par la méthode des moindres carrés du logarithme des VAF en fonction du logarithme des TAME (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 3 : Équations des droites de régression des facteurs de sensibilité spécifiques (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 4 : Paramètres utilisés dans les équations de l'intervalle de confiance (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 5 : Équations de l'intervalle de confiance à 80 % des facteurs de sensibilité spécifiques (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 6 : Estimation des VAF et des ratios TAME/VAF pour des TAME spécifiques de truite arc-en-ciel/daphnie (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 7 : Estimation des VAF et des ratios TAME/VAF pour des TAME spécifiques de mené tête-de-boule/daphnie (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 8 : Estimation des VAF et des ratios TAME/VAF pour des TAME spécifiques de crapet arlequin/daphnie (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 9 : Données utilisées pour calculer un facteur de conversion aigu/chronique pour la vie aquatique (adapté du MDNR, 1984)
- Tableau 10 : Rang centile des pourcentages de lipides d'espèces de poissons d'eau douce (adapté de l'Ohio EPA, 1986)

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 : Cheminement opérationnel des procédures de calcul des critères de qualité
- Figure 2 : Exemple d'une sortie informatique du modèle d'extrapolation « multistade » (MDNR, 1984)
- Figure 3 : Relation entre les données de toxicité aquatique chronique (CMAT) et les données de toxicité aquatique aiguë (CL50) (adapté du MDNR, 1984)
- Figure 4 : Rangs centiles des ratios NOAEL 2 ans/DL50 orale pour le rat (adapté du MDNR, 1984)

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CE :	Concentration effective
CFT :	Critère de faune terrestre
CL :	Concentration létale
CMAT :	Concentration maximale admissible d'un toxique (MATC: Maximum Acceptable Toxic Concentration)
CMEO :	Concentration minimale produisant un effet observable (LOEL/LOEC: Lowest Observe Effect Level/Concentration)
CMT :	Concentration maximale d'un toxique (MCL: Maximum Contaminant Level)
CO :	Critère organoleptique
COA :	Critère de contamination d'organismes aquatiques
CRC :	Critère basé sur le risque de cancer
CSEO :	Concentration sans effet observable (NOEL/NOEC: No Observe Effect Level/Concentration)
CSH :	Critère de santé humaine
CTAA :	Critère de toxicité aquatique aiguë
CTAC :	Critère de toxicité aquatique chronique
CTH :	Critère de toxicité humaine
DJA :	Dose journalière acceptable (ADI: Acceptable Daily Intake)
DL :	Dose létale
DQCE :	Direction de la qualité des cours d'eau
FBC :	Facteur de bioconcentration (BCF: Bioconcentration Factor)
FBC _c :	Facteur de bioconcentration calculé
FBC _f :	Facteur de bioconcentration final
FBC _m :	Facteur de bioconcentration mesuré
FDA :	Food and Drug Administration (U.S.)
FI :	Facteur d'incertitude
LOAEL :	Dose ayant le plus faible effet observable (Lowest Observe Adverse Effect Level)
MDNR :	Michigan Department of Natural Resources
MENVIQ :	Ministère de l'Environnement du Québec
MPCA :	Minnesota Pollution Control Agency
NAS :	National Academy of Science (U.S.)
NOAEL :	Dose sans effet délétère observable (No Observe Adverse Effect Level)
NYSDEC :	New York State Department of Environmental Conservation
OEPA :	Ohio Environmental Protection Agency

OMOE :	Ontario Ministry of the Environment
OMS :	Organisation mondiale de la santé
QMT :	Quantité maximale d'un toxique
RAC :	Ratio de toxicité aiguë/chronique (ACR: Acute Chronic Ratio)
SERT :	Service d'évaluation des rejets toxiques
SO :	Seuil organoleptique (OTRC: Organoleptic Threshold Response Concentration)
TAME :	Toxicité aiguë moyenne par espèce
TAMG :	Toxicité aiguë moyenne par genre
TCME :	Toxicité chronique moyenne par espèce
TCMG :	Toxicité chronique moyenne par genre
U.S.EPA :	United States Environmental Protection Agency
VAF :	Valeur aiguë finale
VAME :	Valeur aiguë moyenne par espèce
VAMG :	Valeur aiguë moyenne par genre

GLOSSAIRE

Le sens des termes usuels (critères, toxicité chronique, etc.) varie d'un auteur à l'autre. Pour les besoins du présent document, ils ont été définis comme suit. Par ailleurs, dans le langage toxicologique, plusieurs abréviations sont utilisées pour décrire des valeurs seuils (*e.g.* NOAEL, CL50). Quelques-unes d'entre elles nous sont maintenant familières en français (*e.g.* CL50) tandis que d'autres continuent à être employées avec les symboles en anglais (*e.g.* NOAEL). Le choix de traduire ou non une abréviation s'est fait selon ce qui a été observé jusqu'ici dans les documents du CCME (1987, 1989 et 1990).

- (1) « Bioconcentration » est le processus par lequel les substances chimiques sont concentrées dans les tissus des organismes aquatiques directement à partir de l'eau par voies branchiales et épithéliales. Il diffère du terme « bioaccumulation » qui inclut aussi le transfert de polluants par voie nutritive.
- (2) « Cancérigène » s'applique à une substance chimique causant une augmentation de l'incidence de néoplasmes bénins ou malins, ou causant une diminution significative dans la période de latence entre l'exposition et l'apparition de néoplasmes. L'exposition peut se produire par voie orale, cutanée ou respiratoire. L'effet devra avoir été observé chez au moins une espèce de mammifères, mesuré à partir d'une étude adéquate (Michigan DNR, 1985).
- (3) « Caractéristique de l'eau » représente une caractéristique des eaux naturelles, tels le pH ou la dureté, qui peut modifier la toxicité d'une substance vis-à-vis des organismes aquatiques.
- (4) « CE50 » est la concentration efficace médiane correspondant à la concentration de la substance testée causant, chez 50 % de la population exposée, un effet déterminé.

- (5) « CL50 » est la concentration médiane létale correspondant à la concentration de la substance testée causant la mort chez 50 % des organismes qui y sont exposés pour un temps déterminé.
- (6) « Coefficient de partage octanol/eau » (Poe) signifie le rapport de la solubilité d'une substance dans le n-octanol et dans l'eau à l'équilibre. Le logarithme du Poe indique dans quelle mesure une substance chimique a tendance à être bioconcentrée par les organismes aquatiques.
- (7) « Critères de santé humaine ou de faune terrestre » sont définis par la plus haute concentration aqueuse d'une substance chimique obtenue par l'extrapolation de données de toxicité aiguë et chronique provenant d'études sur les mammifères et/ou sur les humains, ne causant pas d'effets délétères significatifs aux organismes et à leur progéniture lorsque exposés chroniquement durant tout leur cycle de vie.
- (8) « CMAT » est la concentration maximale admissible d'une substance toxique; elle est obtenue en calculant la moyenne géométrique des limites supérieures et inférieures d'un test de toxicité chronique. La limite chronique supérieure est la plus basse concentration testée causant un effet déterminé et au-dessus de laquelle cet effet est observé à toutes les concentrations (CMEO). La limite chronique inférieure est la plus haute concentration testée ne causant pas d'effet néfaste déterminé et en dessous de laquelle cet effet n'est observé pour aucune concentration (CSEO).
- (9) « LOAEL » signifie la plus basse teneur d'une substance chimique toxique occasionnant un effet délétère observable sur les organismes qui y sont exposés (Lowest Observe Adverse Effect Level).
- (10) « NOAEL » signifie la plus haute teneur d'une substance chimique toxique n'occasionnant pas d'effets délétères observables sur les organismes qui y sont exposés (No Observe Adverse Effect Level).

- (11) « Organoleptique » signifie relatif aux sens ou pouvant être perçu par les sens. Pour les critères de qualité de l'eau, il fait référence spécifiquement au goût et à l'odeur.
- (12) « Toxicité aiguë » désigne un effet important à court terme. Dans les tests de toxicité aiguë, une réponse est normalement observée en 96 heures ou moins. Les effets aigus sont souvent mesurés en termes de létalité, mais une variété d'effets peuvent être mesurés.
- (13) « Toxicité chronique » désigne un effet à long terme pouvant être relié à un changement dans la croissance, le métabolisme, la reproduction et la résistance aux maladies ou conduisant à la mort. Les effets chroniques se manifestent souvent au cours d'une période au moins égale au dixième de la vie d'un organisme.
- (14) « Valeur aiguë finale » est la concentration maximale d'une substance qui théoriquement tuera ou nuira sévèrement à 50 % des individus d'une population exposée continuellement pour une courte période de temps (96 heures pour les poissons et les macroinvertébrés aquatiques, excepté pour les cladocères et les chironomides, 48 heures).

INTRODUCTION

Les critères de qualité ont été élaborés pour répondre aux besoins en information sur les effets du rejet de contaminants dans l'environnement. Jusqu'ici des critères de qualité de l'eau basés sur des effets toxiques, organoleptiques ou cancérigènes connus, ont été retenus pour plusieurs substances organiques et inorganiques à partir de la masse de critères publiés (MENVIQ, 1990a). Toute nouvelle parution pourra modifier les valeurs existantes et ajouter de nouveaux critères utilisables dans la démarche globale du MENVIQ telle que décrite dans le préambule. Malgré cela, on peut aisément concevoir qu'il persiste un grand nombre de substances pour lesquelles aucun seuil sécuritaire n'a été défini jusqu'ici et pour lesquelles il existe peu ou très peu de données toxicologiques.

Dans ce contexte, le présent document a été rédigé afin de fournir une méthodologie permettant de maximiser l'utilisation des données toxicologiques présentes dans la littérature ou nouvellement générées, dans le but de définir des seuils pour les polluants ne possédant pas de critères publiés. Le but ultime est de promouvoir des critères de qualité de l'eau pour la protection de l'environnement et de la santé humaine. En ce sens la méthode d'élaboration de critères doit permettre la formulation de recommandations quantitatives sécuritaires nécessaires à l'élaboration des objectifs environnementaux de rejet. La méthode est donc basée sur une extrapolation de données toxicologiques connues et sur des facteurs de sécurité d'autant plus élevés que les données sont déficientes.

Le présent document provient de la compilation et de l'analyse des diverses approches utilisées par l'Agence de protection de l'environnement fédérale américaine (U.S.EPA) ainsi que par certains États américains (Ohio, Michigan, Minnesota, Illinois et New York) et par le ministère de l'Environnement de l'Ontario. Dans son ensemble, l'approche adoptée par le MENVIQ s'apparente à l'approche du Département des ressources naturelles de l'État du Michigan (MDNR); cependant quelques améliorations proposées par d'autres agences y ont été ajoutées. La méthode comprend plusieurs procédures distinctes permettant le calcul de critères en fonction des multiples effets d'une substance.

La concentration maximale d'une substance dans un plan d'eau à la suite du mélange d'un rejet avec le volume d'eau récepteur spécifié, ne doit pas dépasser le plus contraignant des critères suivants :

- . le critère de toxicité aquatique chronique, tel que défini à la section A;
- . le critère de toxicité humaine, tel que défini à la section B.1;
- . le critère de risque de cancer, tel que défini à la section B.2;
- . le critère de faune terrestre tel que défini à la section C;
- . le critère organoleptique, tel que défini à la section D.

Les critères de toxicité aiguë spécifiques à chacune des substances toxiques (définis à la section A) sont utilisés à titre d'indicateurs du problème potentiel de toxicité globale d'effluents auquel le pollueur risque d'être confronté.

Le facteur de bioconcentration nécessaire au calcul des critères de santé humaine pour les substances non cancérigènes et cancérigènes est défini à la section E.

Le schéma de la page suivante montre le cheminement opérationnel des procédures mentionnées ci-dessus.

Toutes ces procédures, bien que valides et applicables immédiatement, vont nécessiter une révision périodique afin de les maintenir à la fine pointe des connaissances dans le domaine. Les critères qui en découlent sont sujets à modification au fur et à mesure de la parution de nouvelles informations. Ils reflètent tout de même la meilleure évaluation possible du potentiel toxique des substances et permettent d'évaluer l'impact des rejets pouvant affecter les usages de l'eau.

Ces procédures décrivent le mode et les limites d'application des équations utilisées pour le calcul des critères, cependant elles ne permettent pas de remplacer l'expertise professionnelle nécessaire pour le choix des données à utiliser dans les équations. Ce choix est probablement l'étape la plus déterminante du processus de détermination des critères (*cf.* annexe 1). Par ailleurs, il va de soi que l'utilisation de données toxicologiques en provenance de synthèses ou de banques de données est déconseillée si aucune vérification n'a été faite à partir de la référence originale.

Il faut donc éviter l'utilisation abusive de ces procédures et tout critère qui en découle devrait être étudié et revu par les professionnels concernés. En effet, l'application simpliste des équations avec des données toxicologiques incomplètes pourrait conduire à la définition de plusieurs critères différents pour un même paramètre. Ceci est à éviter pour garder uniformité et constance au sein du Ministère.

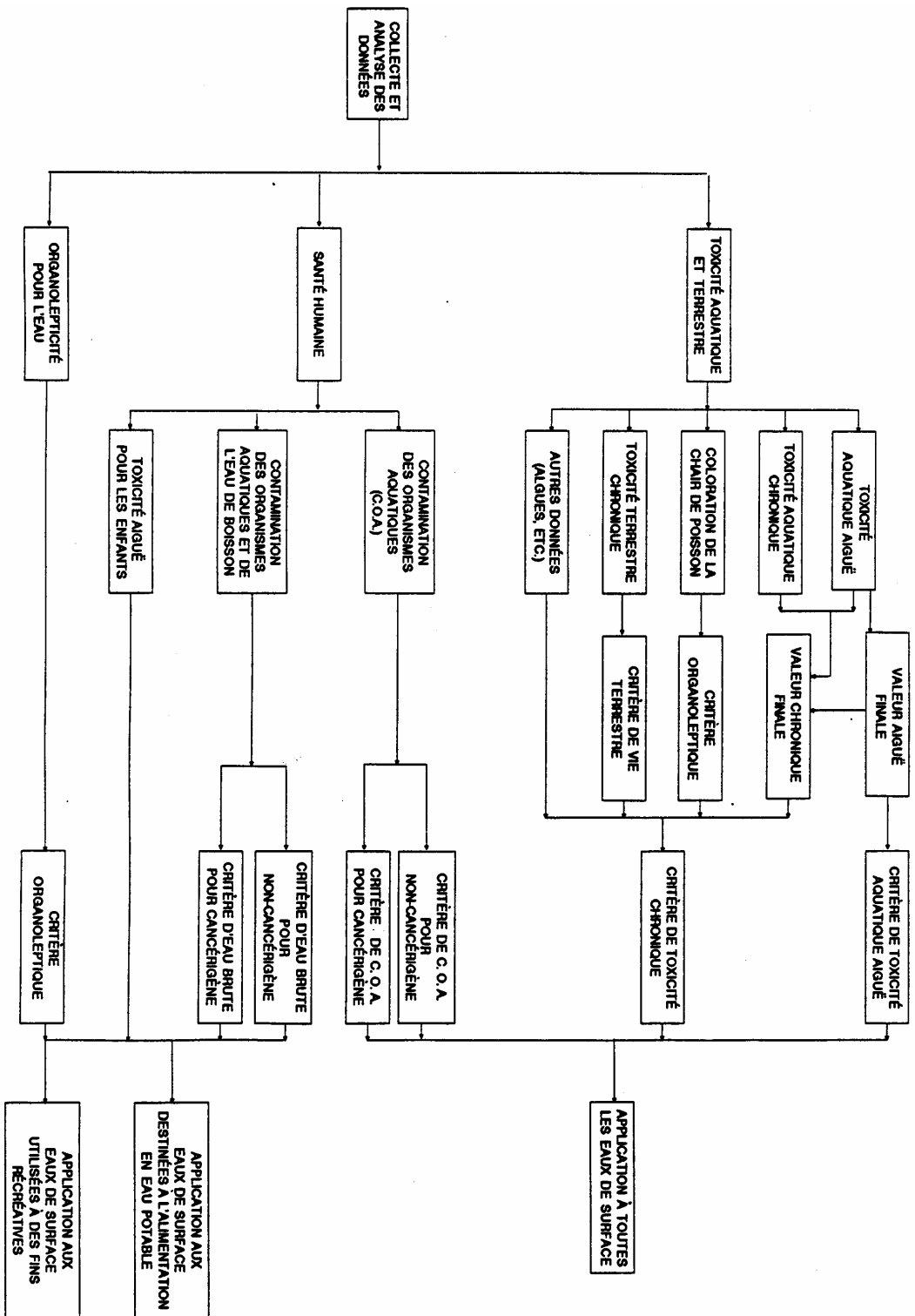


Figure 1 CHEMINEMENT OPERATIONNEL DES PROCEDURES DE CALCUL DES CRITERES DE QUALITE

**PROCÉDURES DE CALCUL DE
CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU**

-A-

CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE

A. CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE

Deux critères de vie aquatique sont déterminés pour assurer une protection à court et à long terme de tout le cycle de vie aquatique : le critère de toxicité aquatique aiguë et le critère de toxicité aquatique chronique. Le critère de toxicité aquatique chronique (CTAC) est la concentration la plus élevée d'une substance qui théoriquement ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) qui y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Le critère de toxicité aquatique aiguë (CTAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans qu'ils soient atteints sévèrement.

Les procédures décrites ici se basent sur l'hypothèse que les effets d'une substance, mesurés sur une espèce avec un test de laboratoire approprié, se produiront sur la même espèce dans des conditions naturelles similaires. Des études *in vivo* menées par l'U.S.EPA ont indiqué, sauf exception, qu'une forte corrélation peut être établie entre le niveau de protection fourni par les critères de qualité déterminés à partir de données de laboratoire et les résultats obtenus en milieu naturel (U.S.EPA, 1990). De plus, pour en accroître l'applicabilité, les procédures tiennent compte de l'effet de la variation des caractéristiques de l'eau réceptrice (dureté, pH, etc.) sur la toxicité des substances (MDNR, 1984). Parce que les eaux douce et salée ont des compositions chimiques différentes et parce que l'on retrouve rarement simultanément des espèces d'eau douce et d'eau salée (*i. e.* estuarienne et marine) dans les mêmes eaux, les procédures pourront être utilisées pour déterminer des critères distincts pour les deux types d'eau (Stephan *et al.* 1985).

Ces procédures utilisées pour calculer les critères de toxicité aquatique aiguë ou chronique dépendent du nombre de données aiguës ou chroniques existantes pour la substance. La procédure complète nécessitant un plus grand nombre de données de toxicité pour être utilisée, permettra de formuler des critères finaux. Une procédure simplifiée nécessitant un moins grand nombre de données permettra de déterminer des critères provisoires sécuritaires. Finalement, dans certains cas il pourra s'avérer nécessaire de calculer des critères préliminaires à partir de quelques données seulement, surtout dans le but de mettre en évidence le manque d'information flagrant sur certaines substances toxiques.

A.1 Critère de toxicité aquatique chronique

S'il existe des données de toxicité aquatique chronique, le critère est calculé directement en utilisant une procédure similaire à celle recommandée par l'U.S.EPA (Stephan *et al.* 1985). Un minimum de six données chroniques appropriées pour des poissons et des macroinvertébrés est requis. Ces données sont par la suite regroupées par espèce puis par genre (*cf.* annexe 2). On suppose qu'un CTAC calculé de cette façon correspond à la concentration qui théoriquement protégera 95 % des genres de poissons et de macroinvertébrés du milieu récepteur (MDNR, 1984).

Malheureusement pour la plupart des substances, il existe peu ou pas de données de toxicité chronique. Le CTAC peut alors être calculé à partir de données de toxicité aiguë et de facteurs de conversion appropriés. Une valeur aiguë finale (VAF) est calculée à partir de la méthode de l'U.S.EPA modifiée (Stephan *et al.* 1985), lorsqu'il existe au moins 6 données aiguës appropriées. La VAF correspond à la concentration d'une substance dans l'eau qui théoriquement tuera 50 % des individus, ou leur nuira sévèrement, lorsque exposés continuellement pour une courte période de temps (96 heures pour les poissons et les macroinvertébrés aquatiques, 48 heures pour les cladocères et les chironomides).

Lorsque le nombre minimal de données aiguës n'est pas respecté pour l'utilisation des procédures complètes, une VAF peut être calculée à partir d'une procédure simplifiée nécessitant un moins grand nombre de données. Ces procédures simplifiées n'ont été mises au point que pour les espèces d'eau douce. Le calcul de la VAF se fait en divisant la plus faible valeur moyenne de toxicité aiguë pour les espèces testées parmi les combinaisons truite arc-en-ciel/daphnie, méné tête-de-boule/daphnie ou crapet arlequin/daphnie par un facteur de sensibilité spécifique de 5 si la truite est représentée ou de 10 si la truite n'est pas représentée. La justification de ces facteurs de sensibilité spécifiques développée par le Michigan (MDNR, 1984) et complétée par l'Ohio (OEPA, 1986) est présentée à l'annexe 3. Ils ont été calculés pour tenir compte du nombre réduit d'espèces testées par rapport au biotope aquatique. Ces facteurs de sensibilité permettent de déterminer théoriquement des VAF assez sécuritaires pour au moins 95 % des espèces aquatiques et pour 80 % des substances chimiques. Pour les 20 % de substances qui restent, les VAF protégeront moins de 95 % des espèces aquatiques.

Le CTAC est finalement déterminé en divisant la VAF, calculé par une procédure complète ou la procédure simplifiée, par un ratio des toxicités aiguë/chronique (RAC) spécifique à la substance. Il doit exister au moins deux RAC dont un pour un poisson (Maschwitz, 1988) et au moins un déterminé à partir d'une espèce du type d'eau (douce ou salée) concerné par le critère (Stephan *et al.* 1985).

Toutefois, faute de données de toxicité aiguë ou chronique appropriées pour le calcul d'un RAC particulier à une substance, le CTAC est déterminé en divisant la VAF par un RAC général de 45. La justification d'un tel ratio développée par le Michigan DNR (1984), est présentée à l'annexe 4. Ce ratio est aussi utilisé par le Minnesota et l'Ohio. De cette façon, la majorité des CTAC calculés avec les facteurs de sensibilité spécifiques et le RAC général seront inférieurs aux données de toxicité chronique réelles, ce qui devrait permettre la protection des espèces non testées.

Lorsque les données toxicologiques d'une substance ne permettent pas l'utilisation d'une des méthodes mentionnées précédemment, il reste tout de même possible d'estimer l'ordre de grandeur du seuil de toxicité de cette substance en utilisant des facteurs d'incertitude d'autant plus sécuritaires que les données sont déficientes. Les critères ainsi dérivés seront appelés critères préliminaires. Ils répondent à la politique du MENVIQ qui est de formuler des objectifs de rejet sécuritaires à partir d'un critère préliminaire représentant la meilleure information disponible sur une substance.

Ces critères préliminaires seront déterminés sur la base du meilleur jugement professionnel, à partir de données de toxicité aiguë valables et de facteurs de sécurité semblables à ceux utilisés dans la procédure simplifiée. Les facteurs devront être choisis en fonction de la sensibilité des espèces testées. Ces facteurs ne nous apparaissent pas trop conservateurs, car ils ont été élaborés pour des espèces parmi les plus sensibles. La protection de tout le biotope aquatique à partir d'une espèce moins sensible nécessiterait un facteur de sécurité encore plus grand. Toutefois, il ne nous apparaît pas nécessaire pour le moment d'augmenter le facteur de sécurité utilisé puisque de toute façon cette procédure ne fait que nous donner l'ordre de grandeur du seuil sécuritaire et non pas un critère définitif.

Si seules des données de toxicité chronique valables sont disponibles, elles pourront être utilisées avec le facteur de sécurité de dix généralement employé pour une espèce sensible (OMOE, 1989; Wong et Kent, 1988). Les données de toxicité algale ne serviront que comme valeurs indicatrices de la toxicité de la substance.

A.2 Critères de toxicité aquatique aiguë

Le CTAA est déterminé en divisant par 2 la VAF calculée à partir des procédures complètes et simplifiées précédemment décrites. Les données de base sont alors essentiellement de données de toxicité aiguë. Il apparaît que le critère de toxicité aquatique aiguë n'est plus équivalent à la valeur aiguë finale comme ce fut le cas par le passé (U.S. EPA, 1980), mais bien à la moitié de cette valeur. Le CTAA devrait protéger 95 % des divers genres exposés; cependant une concentration qui affecte sévèrement 50 % du 5^e percentile ou 50 % d'une espèce sensible d'importance n'apparaît pas sécuritaire pour ce percentile ou cette espèce. La division de la VAF par 2 résulte en une concentration qui ne devrait pas affecter sévèrement un grand nombre d'organismes (Stephan *et al.* 1985).

PROCÉDURES

Les critères de toxicité aquatique doivent être calculés à partir d'une des méthodes suivantes, par ordre de préférence selon les données disponibles.

Méthode 1 : S'il existe au moins une valeur de CMAT pour au moins une espèce d'eau douce nord-américaine par famille et qu'au minimum les six familles suivantes sont représentées :

- famille des salmonidés (*e.g.* saumons et truites);
- famille des cyprinidés (*e.g.* ménés) ou des centrarchidés (*e.g.* crapets);
- famille de la classe des Osteichthes (poissons osseux) autre que les deux précédentes;
- famille des daphnidés (puces d'eau);
- famille des macroinvertébrés benthiques;
- famille des invertébrés non représentée ci-dessus;

la méthode 1 du Michigan DNR (1985) (modifiée de Stephan *et al.* 1985) décrite à la page 13 sert au calcul du CTAC d'eau douce.

S'il existe au moins une valeur de CMAT pour au moins une espèce d'eau salée nord-américaine par famille et qu'au minimum les six familles suivantes sont représentées :

- deux familles de l'embranchement des chordés;
- famille d'un embranchement autre que celui des arthropodes ou des chordés;
- famille des Mysidées ou des Penaeidés;
- deux autres familles non incluses dans l'embranchement des chordés (peut inclure la famille de Mysidées ou des Penaeidés qui n'aurait pas été sélectionnée plus haut);

la méthode 1 de Michigan DNR (1985) (modifiée de Stephan *et al.* 1985) décrite à la page 13 sert au calcul du CTAC d'eau salée.

Méthode 2 : S'il existe au moins une valeur de CE50 ou de CL50 pour au moins une espèce d'eau douce nord-américaine par famille et qu'au minimum les six familles d'eau douce précédentes sont représentées, la méthode 2 du Michigan DNR (1985) (modifiée de Stephan *et al.* 1985) décrite à la page 17 sert au calcul des CTAC et CTAA d'eau douce.

S'il existe au moins une valeur de CE50 ou de CL50 pour au moins une espèce d'eau salée nord-américaine par famille et qu'au minimum les six familles d'eau salée précédentes sont représentées, la méthode 2 du Michigan DNR (1985) (modifiée de Stephan *et al.* 1985) décrite à la page 17 sert au calcul des CTAC et CTAA d'eau salée.

Méthode 3 : S'il existe au moins une valeur de CE50 ou de CL50 pour une espèce de poisson parmi la truite arc-en-ciel, le crapet arlequin et le méné tête-de-boule et une valeur de CE50 ou de CL50 pour une espèce de daphnie, la méthode 3 modifiée du Michigan DNR (1985) décrite à la page 19 sert au calcul des CTAC et CTAA d'eau douce.

NOTE : La qualité des résultats de tests de toxicité rencontrés dans la littérature varie selon la procédure expérimentale utilisée et le souci du détail de l'auteur. De façon à uniformiser la méthode d'élaboration de critères, seules certaines données sont retenues pour les calculs. Toutes les autres données existantes servent de guide lors de l'évaluation du critère final. La sélection des données utiles au calcul de critères est donnée à l'annexe 1.

MÉTHODE 1

Le CTAC est calculé de la façon suivante (selon la procédure modifiée de Stephan *et al.* 1985), lorsque des valeurs de toxicité chronique exprimées sous la forme de CMAT (Concentration maximale admissible d'un toxique) sont disponibles pour au moins une espèce dans au moins six familles d'organismes aquatiques nord-américaines.

1. S'il n'est pas démontré que la toxicité chronique de la substance est reliée à une caractéristique de l'eau, le CTAC est calculé comme suit.
 - 1.1 Pour chaque espèce pour laquelle il existe au moins une CMAT, la toxicité chronique moyenne par espèce (TCME) est calculée :
 - préférentiellement par la moyenne géométrique des résultats provenant de tests de toxicité à écoulement continu où la concentration de polluant a été mesurée pendant le test;
 - si pour une espèce de tels résultats ne sont pas disponibles, la moyenne géométrique de tous les CMAT existants (*i. e.* les résultats de tests dynamiques pour lesquels la concentration du polluant n'a pas été suivie pendant le test et les résultats provenant de tests statiques avec ou sans renouvellement) est calculée.
 - 1.2 Pour chaque genre pour lequel il existe au moins une valeur moyenne par espèce (TCME), la toxicité chronique moyenne par genre (TCMG) est calculée à partir de la moyenne géométrique des TCME.
 - 1.3 Les TCMG sont ordonnées par ordre croissant.
 - 1.4 Un rang (R) est assigné de 1 à N à toutes les TCMG. On ordonne arbitrairement les TCMG ayant la même valeur.
 - 1.5 Les proportions (P) cumulées sont calculées pour chaque TCMG selon $R/(N + 1)$.
 - 1.6 Le nombre de TCMG utilisé (T) dans les calculs est de 3 lorsque 6 ou 7 TCMG sont disponibles et de 4 pour 8 TCMG ou plus. Ils sont choisis en fonction de leur proximité à la proportion cumulative de 0,05; s'il y a moins de 59 TCMG, ce sera toujours les 3 ou 4 plus faibles TCMG.

1.7 À partir des TCMG sélectionnées et de leurs P respectives, le CTAC est calculé selon :

$$S^2 = \frac{\sum((\ln TCMG)^2) - ((\sum(\ln TCMG))^2 / T)}{\sum(P) - ((\sum(\sqrt{P}))^2 / T)}$$

$$L = (\sum(\ln TCMG) - S(\sum(\sqrt{P}))) / T$$

$$A = S(\sqrt{0,05}) + L$$

$$CTAC = e^A$$

1.8 Si une valeur de TCME pour une espèce commerciale ou récréative d'importance est inférieure à la valeur chronique finale calculée en 1.7, alors cette TCME devra être utilisée comme CTAC.

2. Si les données disponibles pour une substance chimique démontrent que la toxicité de deux ou plusieurs espèces est similairement reliée à une caractéristique de l'eau, une équation de toxicité chronique doit être calculée par les étapes suivantes (Shulec et Heitzman, 1986, modifiée de Stephan *et al.* 1985).

2.1 Pour chaque espèce ayant des valeurs comparables de toxicité chronique en fonction de 3 valeurs ou plus d'une caractéristique de l'eau, effectuer une régression ajustée par les moindres carrés entre le logarithme népérien des valeurs de toxicité et le logarithme népérien des valeurs de la caractéristique de l'eau.

Remarque : Parce que la relation la plus documentée est celle entre la dureté et la toxicité des métaux dans l'eau douce et que la relation ln-ln est celle qui ajuste le mieux les données, les logarithmes sont utilisés dans la régression. Pour d'autres types de relations, par exemple avec le pH ou la température, les données pourront être mieux représentées sans subir de transformation ou une transformation autre que logarithmique. Dans ce cas, des modifications appropriées devront être apportées dans les étapes suivantes.

- 2.2 La signification de chaque pente est évaluée en tenant compte de la plage de variation et du nombre de valeurs de la caractéristique de l'eau. Si aucune pente ne se révèle significative pour au moins un poisson et un invertébré, ou si les pentes sont trop dissemblables, ou si trop peu de données sont disponibles pour définir une relation entre la toxicité du paramètre et la caractéristique de l'eau, retourner à 1.1.
- 2.3 Pour chaque espèce, la moyenne géométrique des valeurs de toxicité est calculée, puis chacune des valeurs individuelles est divisée par la moyenne de l'espèce. Cette procédure normalise les valeurs de toxicité de façon à ce que la moyenne géométrique des valeurs normalisées pour chaque espèce ou pour n'importe quelle combinaison d'espèces donne 1,0.
- 2.4 Les valeurs de la caractéristique de l'eau sont normalisées de la même façon pour chaque espèce individuellement.
- 2.5 Une régression par la méthode des moindres carrés est effectuée entre toutes les valeurs de toxicité normalisées (indépendamment de l'espèce) et la valeur normalisée de leur caractéristique de l'eau respective. La pente V est ainsi obtenue.
- 2.6 Pour chaque espèce, la moyenne géométrique des valeurs de toxicité (W) de même que la moyenne géométrique des valeurs de la caractéristique de l'eau (x) sont calculées (elles ont été calculées aux étapes 2.3 et 2.4).
- 2.7 Le logarithme de la valeur moyenne par espèce (Y) pour une valeur donnée de la caractéristique de l'eau (Z) est calculé avec l'équation suivante :

$$Y = \ln W - V (\ln X - \ln Z)$$

- 2.8 La valeur moyenne par espèce à Z est calculée par e^Y .
- 2.9 La concentration chronique (CC) est obtenue en utilisant les étapes 1.2 à 1.8.
- 2.10 L'ordonnée à l'origine b est calculée avec l'équation :

$$b = e (\ln CC - V(\ln Z))$$

2.11 L'équation chronique s'écrit comme suit :

$$\text{CTAC} = e^V (\mathbf{1n} \text{ caractéristique de l'eau}) + \mathbf{1n} \mathbf{b}$$

MÉTHODE 2

Si les données minimales de toxicité chronique nécessaires à l'application de la méthode 1 ne sont pas disponibles, le CTAC est calculé de la façon suivante :

1. La valeur aiguë finale (VAF) est calculée de la même façon que le CTAC selon la méthode 1 en remplaçant CTAC par VAF, TCMG par TAMG, TCME par TAME, chronique par aiguë, CMAT par CL50 ou CE50, et CC par CA.
2. La VAF est divisée par un ratio des toxicités aiguë/chronique (RAC) (ou par la moyenne géométrique des ratios s'il y en a plusieurs). Il doit exister au moins 1 RAC pour deux espèces nord-américaines dont une espèce de poisson. Pour le calcul d'un CTAC d'eau douce, il faut qu'au moins un des RAC provienne d'une espèce d'eau douce et pour le calcul d'un CTAC d'eau salée, il faut qu'au moins un des RAC provienne d'une espèce d'eau salée. Les données nécessaires au calcul d'un RAC sont définies à l'annexe 1.

ou

S'il n'est pas possible de définir un RAC spécifique, le CTAC est calculé en divisant la VAF par 45 (*cf.* annexe 4).

3. Le critère de toxicité aquatique aiguë (CTAA) est calculé en divisant la VAF par 2 (*cf.* section A).
4. Si une valeur de TAME pour une espèce sensible, commerciale ou récréative d'importance est plus faible que la VAF calculée, alors la TAME va remplacer la VAF dans le calcul du critère de façon à protéger cette espèce importante.

Révision finale pour les méthodes 1 et 2 (Stephan *et al.* 1985)

Les étapes du calcul de critères doivent être revues une à une en mettant l'emphase sur les points suivants :

1. Si des données non publiées sont utilisées, sont-elles bien documentées?
2. Est-ce que toutes les données requises sont disponibles?

3. Est-ce que la gamme de valeurs de toxicité aiguë pour une même espèce excède un facteur 10?
4. Est-ce que la gamme des valeurs moyennes aiguës par espèce pour un même genre excède un facteur 10?
5. Y a-t-il une différence de plus de 10 fois entre les 4 plus faibles valeurs moyennes aiguës?
6. Peut-on remettre en question une des 4 plus faibles VAMG?
7. La valeur aiguë finale calculée apparaît-elle cohérente par rapport aux VAME et aux VAMG?
8. Y a-t-il des valeurs chroniques douteuses?
9. Y a-t-il des valeurs chroniques disponibles pour des espèces très sensibles?
10. Est-ce que la gamme des ratios de toxicité aiguë/chronique excède un facteur de 10?
11. Est-ce que la valeur chronique finale est cohérente par rapport aux données aiguës et chroniques disponibles?
12. Y a-t-il d'autres données importantes?
13. Y a-t-il des extrêmes parmi les données?
14. Y a-t-il eu des déviations par rapport aux procédures de base? Sont-elles acceptables?
15. Sur la base de toute l'information disponible générée en laboratoire ou directement dans le milieu naturel, déterminer si le critère est consistant avec le meilleur jugement professionnel. Sinon, un autre critère plus ou moins élevé devra être calculé à partir des procédures auxquelles les modifications appropriées auront été apportées.

MÉTHODE 3

Si des CE50 ou des CL50 sont disponibles pour au moins une espèce de daphnie et pour l'une ou l'autre des espèces de poissons suivantes : le méné tête-de-boule, le crapet arlequin et la truite arc-en-ciel, la VAF est calculée comme suit :

1. La valeur moyenne par espèce la plus faible parmi celles-ci est divisée par 5 si la truite est représentée et par 10 si la truite n'est pas représentée dans les données disponibles (*cf.* annexe 3).
2. Si une valeur de CL50 est disponible pour une espèce résidente autre que Daphnia spp. et les trois espèces de poissons mentionnées précédemment; et si cette valeur est plus basse que la VAF calculée à l'étape 1, la plus basse CL50 devient la VAF (Maschwitz, 1988).
3. Le CTAC est obtenu en divisant la VAF par 45 (*cf.* annexe 4).
4. Le CTAA est obtenu en divisant la VAF par 2 (*cf.* section A).

- B -

CRITÈRES DE SANTÉ HUMAINE

B. CRITÈRES DE SANTÉ HUMAINE

Les méthodologies décrites dans ce chapitre ainsi que leur justification sont tirées principalement du document du Michigan (MDNR, 1984).

Les critères de santé humaine (CSH) sont établis dans le but d'estimer les concentrations qui ne présentent pas de risque pour la population si elles ne sont pas dépassées dans les eaux de surface. Plusieurs procédures ont été mises au point pour estimer ces concentrations. Elles dépendent principalement de l'effet produit par la substance; la procédure sera différente si elle produit un effet avec seuil ou un effet sans seuil. Un effet avec seuil sous-entend que l'organisme biologique possède une réserve physiologique devant être comblée avant l'apparition d'effets délétères. Pour les substances qui entraînent ce genre de réponse, il est possible de définir une dose en dessous de laquelle les organismes exposés ne subiront pas d'effets toxiques. L'effet sans seuil suppose que l'exposition d'un organisme à n'importe quelle concentration, si petite soit-elle, peut entraîner un effet délétère. Dans un but de prévention, les effets de cancérogénécité seront considérés comme des phénomènes sans seuil. Pour ces substances, une concentration associée à un niveau de risque acceptable est déterminée. Une procédure similaire devrait être employée pour les substances mutagènes et pour certaines substances tératogènes (Michigan DNR, 1984); cependant, une procédure standard n'étant pas encore au point, ces substances devront être analysées cas par cas. Tous les autres effets toxiques sont considérés à seuil. La concentration acceptable pour les substances avec seuil s'appelle le critère de toxicité humaine (CTH) et, pour les substances sans seuil, le critère de risque de cancer (CRC).

Indépendamment de la réponse induite par une substance (avec ou sans seuil), les critères de santé humaine tiennent compte de deux sources d'exposition, l'ingestion d'eau et d'organismes aquatiques. Pour les eaux de surface destinées à l'alimentation en eau potable, les CSH sont calculés de façon à protéger un individu qui consomme pendant toute sa vie une eau contaminée à cette concentration et qui consomme des poissons d'eau douce qui ont bioconcentré la substance à partir de l'eau contaminée à la concentration du CSH. Pour les eaux de surface ne servant pas de source d'eau potable, le CSH évite la contamination des organismes aquatiques jusqu'à des niveaux nuisibles à la santé. Le critère de santé humaine qui tient compte de la consommation d'eau et d'organismes aquatiques s'appelle critère d'eau brute (destinée à la consommation domestique), et le critère de santé humaine qui tient compte uniquement de la consommation d'organismes s'appelle critère de contamination d'organismes aquatiques (COA).

Les critères de santé humaine sont calculés à partir de valeurs de référence standard pour un humain. Ces valeurs sont définies pour un homme adulte moyen de 70 kg consommant 6,5 grammes de poisson et 2 litres d'eau brute par jour. Ces mêmes valeurs avaient été recommandées par l'U.S.EPA en 1980 puis reprises, à l'exception de la quantité de poissons, par toutes les agences des États américains qu'intéressait le calcul de critères de qualité. La valeur de 6,5 grammes provient d'une étude sur toute la population américaine et elle inclut la consommation de mollusques et de poissons d'eau douce et d'estuaires (U.S.EPA, 1980). Cette valeur est maintenant en voie de révision (U.S.EPA, 1990). En effet, la valeur de 6,5 grammes risque d'être sous-protectrice pour les gros consommateurs de poissons sportifs en provenance de régions contaminées, ou pour les enfants (*cf.* annexe 7). Cette valeur pourra être modifiée en fonction de nouvelles informations sur les habitudes alimentaires des pêcheurs québécois ou lors de l'évaluation d'un problème local où la quantité de poissons consommée par habitant peut être déterminée. Les justifications des trois valeurs de référence : poids corporel, quantité de poissons consommés et quantité d'eau bue, sont présentées aux annexes 5, 6 et 7 respectivement.

Une ingestion quotidienne supérieure aux quantités standard de 6,5 g de poisson ou de 0,01 l ou 2 l d'eau augmentera le risque individuel. Inversement, l'ingestion de quantités moindres devrait diminuer le risque encouru.

Ces procédures de calcul impliquent une exposition quotidienne moyenne pour toute la durée de vie. Une exposition de plus courte durée diminuera le risque ou augmentera la marge de sécurité.

Toutefois si on s'intéresse à un effet à court terme, la population cible peut devenir les enfants dont la consommation par unité de poids est plus élevée que celle des adultes. Il suffit de remplacer les valeurs de référence de l'adulte par des valeurs de référence pour l'enfant pour définir des critères aigus devant les protéger.

B.1 Critères de toxicité humaine pour les substances non cancérigènes

Le critère de toxicité humaine défini pour les substances non cancérigènes (CTH) est la concentration ambiante maximale d'une substance qui théoriquement n'entraînera aucun effet toxique chez les humains et leur progéniture lorsque exposés chroniquement pendant toute leur vie (MDNR, 1984).

Les CTH sont déterminés de façon à fournir une marge de sécurité adéquate face aux effets toxiques d'une substance ayant un seuil de toxicité; ils excluent les effets cancérigènes. Une réponse avec seuil de toxicité implique que l'organisme a une réserve physiologique qui doit être comblée avant l'apparition d'effets délétères. Pour les substances engendrant une réponse avec seuil, il existe une dose pour laquelle les organismes ne subiront aucun effet délétère significatif. D'un point de vue expérimental, une telle dose est bien connue sous le nom de NOAEL (No Observe Adverse Effect Level). Cette abréviation sera conservée tout au long du texte.

La première étape du calcul d'un CTH est la détermination de la dose sans effet délétère observable (NOAEL) pour les animaux de laboratoire ou pour l'humain. Bien qu'il soit préférable d'utiliser des données sur l'humain, elles sont rarement disponibles et l'on doit se rabattre sur les données toxicologiques animales. Une fois définie, la dose sans effet est divisée par un facteur d'incertitude approprié pour déterminer la quantité maximale de toxicité (QMT) pouvant être ingérée par l'humain. Elle est aussi connue sous les noms de dose de référence (DRf) ou de dose journalière admissible (DJA). Les facteurs d'incertitude sont nécessaires pour tenir compte des incertitudes reliées à l'extrapolation de données expérimentales animales ou de données de toxicité humaine de moindre qualité pour définir un niveau d'exposition acceptable pour la population humaine.

Parmi les facteurs qui contribuent à ces incertitudes on retrouve :

- . La variabilité interspécifique dans la réponse à un toxique. Le facteur d'incertitude tient compte de la possibilité d'une sensibilité plus grande chez les humains par rapport aux animaux de laboratoire.
- . La variabilité intraspécifique dans la susceptibilité à réagir aux effets d'un toxique. Cette variabilité, présente dans le « pool » génétique de la population humaine, n'est pas évaluée lors de l'utilisation de populations animales de laboratoire très homogènes.
- . La qualité et la quantité des données disponibles, *e.g.* données provenant d'un test de courte durée.

Généralement le facteur d'incertitude qui s'applique à un NOAEL expérimental varie entre 10 et 1 000. Les directives d'application de ces facteurs d'incertitude, recommandées par le National Academy of Science et reprises par le Department of Natural Resources du Michigan (MDNR, 1985), sont présentées à l'annexe 8.

Le Wisconsin (WDNR, 1988) ajoute un facteur supplémentaire de 10 lorsque les résultats des tests de cancérogénicité d'une substance ne démontrent pas avec certitude qu'elle doit être traitée comme telle, mais qu'un doute subsiste à son sujet. Ce sont les substances classées à titre de substances « possiblement » cancérogènes pour l'humain.

Pour plusieurs substances chimiques, ces données toxicologiques (NOAEL, LOAEL) n'existent pas et il faudrait plusieurs années d'expérimentation avant de les obtenir. Dans le but de permettre tout de même la formulation d'objectifs de rejet sécuritaires pour ces substances, le Michigan DNR (1984) a mis au point une procédure pour calculer un CTH à partir d'une seule donnée de toxicité aiguë, à savoir une dose létale par voie orale (DL50-orale) pour le rat. La procédure nécessite l'utilisation d'un facteur de conversion aigu/chronique. La valeur et la justification de ce facteur d'incertitude, développées par le MDNR (1984), sont présentées à l'annexe 9. Il va sans dire que la parution ou la génération de nouvelles données à partir de tests de longue durée permettra la révision de ces critères préliminaires. D'ici là, il est convenu que l'approche du Michigan nous permet d'être sécuritaire la plupart du temps.

À partir des données toxicologiques (*e.g.* NOAEL, DL50) et des facteurs de sécurité une quantité maximale de toxiques (QMT) peut être estimée. Cette QMT étant la quantité d'une substance pouvant être ingérée chroniquement durant toute la vie par toutes les voies d'absorption, il devient important de définir la proportion, K, de cette QMT attribuable à l'eau de surface par le biais de la consommation d'eau et d'organismes aquatiques. Il existe peu d'information concernant la contribution relative réelle de chacune des voies d'exposition (air, poissons, alimentation sans poisson, eau, absorption cutanée) surtout pour les composés organiques. Pour cette raison, les organismes environnementaux ont utilisé leur meilleur jugement professionnel pour estimer la contribution relative des eaux de surface par rapport aux autres voies d'exposition. Cette contribution relative de la consommation d'eau et d'organismes aquatiques, lorsque non connue, est fixée à 20 % pour les pesticides et à 50 % pour les autres substances. La justification de ces valeurs telle que présentée par l'OEPA (Shulec et Heitzman, 1986) est présentée à l'annexe 10.

PROCÉDURE

L'étape la plus déterminante du calcul d'un critère de toxicité humaine est probablement le choix des données toxicologiques. Si plusieurs QMT peuvent être calculées à partir de plusieurs séries de données, il faudra choisir celle tirée du protocole expérimental le plus pertinent à l'objectif visé (*e.g.* exposition par voie orale vs exposition cutanée). Il est aussi possible d'utiliser des QMT déjà calculées; leurs dénominations les plus courantes sont : dose de référence (DRf) ou dose journalière admissible (DJA). La source la plus utile est la banque de données IRIS (Integrated Risk Information System) dans laquelle sont présentes les DRf qui ont reçu l'approbation de toute la communauté scientifique de l'U.S.EPA. En plus de permettre le calcul de nouveaux critères de santé humaine, les données contenues dans IRIS doivent servir à la mise à jour des critères de santé humaine publiés en 1980 par l'U.S.EPA.

Lorsqu'une QMT n'est pas disponible, il faut l'établir à partir des données toxicologiques présentes dans la littérature. Pour évaluer l'acceptabilité et la qualité des données toxicologiques humaine ou animale, le MENVIQ se réfère aux lignes directrices contenues dans les documents suivants :

- "Guidelines for Mutagenicity Risk Assessment" (51FR34006, September 24, 1986)
- "Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemicals Mixtures" (51FR34014, September 24, 1986)
- "Guidelines for the Health Assessment of Suspect Development Toxicants" (51FR34028, September 24, 1986)
- "Guidelines for Exposure Assessment" (51FR34042, September 24, 1986)
- Tout autre document interne ou externe jugé approprié.

Si pour une substance spécifique, les données existantes sont douteuses ou contradictoires, le MENVIQ s'appuiera sur le consensus établi par plusieurs experts pour déterminer lesquelles sont les plus valables.

Si plus d'une QMT a pu être calculée à partir de données jugées de même valeur, alors la plus faible QMT sera généralement sélectionnée.

Le CTH doit être calculé à partir de données toxicologiques appropriées selon la formule suivante (modifiée du MDNR, 1985) :

$$CTH = \frac{QMT \times K}{Vh + (N \times FBC)}$$

Où : QMT = quantité (en mg/j) maximale du toxique n'ayant aucun effet chez l'humain lorsque ingéré quotidiennement sur une base chronique.

Vh = volume d'eau consommé quotidiennement (en l/j) (Vh = 2,0 litres pour les eaux destinées à l'alimentation; Vh = 0,01 litre pour l'ingestion accidentelle d'eau lors d'activités récréatives; cf. annexe 7).

N = quantité moyenne de chair d'organismes aquatiques consommée quotidiennement (N = 0,0065 kg/j; cf. annexe 6).

K = pourcentage de l'exposition dû à l'ingestion d'eau et d'organismes aquatiques (cf. annexe 10).

FBC = facteur de bioconcentration tel que déterminé à la section G (en l/kg).

La QMT doit être calculée par une des méthodes suivantes selon le type et la qualité des données de toxicité disponibles.

(1) S'il existe une DRf, dose de référence, dans la banque de données IRIS, alors

$$QMT = DRf$$

(2) S'il existe une CMT, concentration maximale d'un toxique (connue sous les noms de MCL ou MCLG) scientifiquement valable, provenant du National Interim Primary Drinking Water Regulation, alors

$$QMT = CMT \text{ (mg/l)} \times Vh$$

où : Vh = volume d'eau consommé quotidiennement par l'humain (Vh = 2,0 l)

- (3) S'il existe un NOAEL chronique ou subaigu pour l'humain exposé à l'eau potable contaminée, alors

$$QMT = \frac{NOAEL (mg/l) \times Vh}{FI}$$

où : FI = facteur d'incertitude (FI = 10 - 100; cf. annexe 8).

- (4) S'il existe une DJA (Dose journalière admissible) scientifiquement valable, alors

$$QMT = DJA$$

- (5) S'il existe un NOAEL chronique ou subaigu pour une espèce de mammifère exposée à de l'eau contaminée, alors

$$QMT = \frac{NOAEL (mg/l) \times \frac{Va}{Pa} \times Ph}{FI}$$

Où : Va = volume d'eau consommé par l'animal quotidiennement (l)

Pa = poids de l'animal (kg)

Ph = poids moyen d'un adulte (70 kg; cf. annexe 5)

FI = facteur d'incertitude (FI = 100 – 1 000 dépendamment de la qualité de l'étude; cf. annexe 8)

- (6) S'il existe un NOAEL chronique ou subaigu pour une espèce de mammifère exposée à de la nourriture contaminée, alors

$$QMT = \frac{NOAEL (ppm) \times \frac{Na}{Pa} \times Ph}{FI}$$

où : Na = quantité de nourriture consommée quotidiennement par l'animal

- (7) S'il existe un NOAEL chronique ou subaigu pour une espèce de mammifère exposée à une substance toxique par gavage, alors

$$QMT = \frac{NOAEL (mg/kg) \times F \times Ph}{FI}$$

où : F = nombre de jours de traitement par semaine, exprimé sous la forme d'une fraction, généralement 5 jours sur 7.

NOTE : Les effets de gavage peuvent entraîner des réponses pharmacocinétiques autres que celles occasionnées par l'ingestion d'eau et de nourriture contaminées; les résultats du CTH peuvent alors ne pas être appropriés dans la prédiction des concentrations sécuritaires pour le cycle de vie humaine.

- (8) S'il existe une DL50 (voie orale) pour le rat, alors

$$QMT = \frac{DL50 (mg/kg) \times M \times Ph}{100}$$

où : M = facteur de correction aigu/chronique pour le rat (M = 0,0001; cf. annexe 9).

- (9) Les CTH calculés sont plus fiables lorsque les données utilisées proviennent d'une étude sur l'ingestion du contaminant. Cependant, si de telles données ne sont pas disponibles, il peut être utile d'avoir recours aux données provenant d'autres sources d'exposition. L'utilisation de ces données dépendra des propriétés pharmacologiques et toxicologiques de chaque substance chimique.
- (10) S'il n'existe aucun NOAEL, un LOAEL peut y être substitué. Un facteur d'incertitude supplémentaire de 10 est alors ajouté à chacune des équations précédentes où le NOAEL est requis.
- (11) Si une étude ne spécifie pas les quantités d'eau et de nourriture consommées ou le poids corporel des animaux testés, des valeurs normalisées tirées d'ouvrages de référence appropriés peuvent être utilisées.

B.2 Critères basés sur le risque de cancer

Le critère basé sur le risque de cancer (CRC) est la concentration maximale d'une substance qui théoriquement produira au plus un cas supplémentaire de cancer selon un risque donné. Le risque est la probabilité qu'une personne développe un cancer à un moment donné durant sa vie par suite d'une exposition continue à la substance.

On définit l'effet cancérigène comme un phénomène sans seuil, c'est-à-dire que même à dose extrêmement faible, il peut y avoir augmentation de l'incidence de la réponse toxique (tumeur). Pour obtenir une protection maximale par rapport aux cancérigènes, la concentration dans l'eau devrait être zéro. Mais généralement cette politique de « non-rejet » n'est pas toujours considérée techniquement ou économiquement faisable (MDNR, 1984).

À des fins de contrôle il faut donc définir une concentration à laquelle la réponse est assez faible pour être considérée comme négligeable ou acceptable. La détermination d'une telle concentration nécessite la sélection (1) des données permettant de mettre en évidence l'effet cancérigène, (2) d'un modèle d'extrapolation pour estimer les faibles niveaux de risque et (3) d'un risque jugé « acceptable ».

Puisqu'il existe peu de tests qui nous permettent de prédire la cancérigénécité d'une substance, une approche sécuritaire est adoptée pour la sélection des données. Toute substance chimique démontrée cancérigène chez une espèce animale à partir d'une étude de bonne qualité est traitée comme un toxique sans seuil (Michigan DNR, 1984, Shulec et Heitzman, 1986). Toutefois, il demeure possible de traiter un cancérigène différemment si les données révèlent plutôt la présence d'un mécanisme avec seuil et que l'agent n'interagit pas directement sur l'ADN.

Par ailleurs, même si le mot cancer de par sa définition strictement pathologique signifie la présence obligatoire de tumeurs malignes, les substances qui causent des tumeurs bénignes sont aussi traités comme des cancérigènes. En effet, rien ne prouve que les substances chimiques capables d'induire des tumeurs bénignes ne peuvent induire des tumeurs malignes, ou que ces tumeurs bénignes ne peuvent évoluer en tumeurs malignes (MDNR, 1984).

S'il existe des données épidémiologiques chez l'humain, elles devraient être préférentiellement utilisées pour l'estimation du risque. Cependant il n'existe pas de lignes directrices pour évaluer chacun des cas puisque les études épidémiologiques sont souvent très différentes et non standardisées. L'analyse doit se faire cas par cas.

Il reste que les données concernant les humains sont rares. Nous serons sûrement plus susceptibles de définir pour les nouveaux paramètres des critères à partir de données expérimentales animales. Le risque sera alors extrapolé à partir de données animales et d'un modèle mathématique.

Le choix de ce modèle ne peut se faire strictement sur une base scientifique car la validité de chacun des modèles et la supériorité de l'un par rapport aux autres n'a pu être clairement démontrée jusqu'à présent. Néanmoins le modèle multistade linéarisé Global 79 (Crump et Watson, 1979 dans U.S.EPA, 1980) jouit d'une vaste acceptation de la part des organismes gouvernementaux. En effet, l'EPA américaine (U.S.EPA, 1980), l'Organisation mondiale de la santé (WHO, 1984), le Michigan DNR (1984), l'Ohio EPA (Shulec et Heitzman, 1986), le Wisconsin DNR (1988) et le New York SDEC (1986) ont employé jusqu'à présent ce modèle dans l'évaluation de risque.

La procédure d'extrapolation à partir de ce modèle est sensiblement la même que celle décrite dans la référence U.S.EPA, 1980. L'utilisation de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % donne une estimation plausible de la limite supérieure du risque. Néanmoins, parce qu'il y a un grand nombre d'incertitudes reliées à cette estimation, le risque réel peut varier de cette limite supérieure jusqu'à des niveaux nettement inférieurs et même avoisinant zéro. Toutefois il n'est pas possible d'en faire la preuve.

Finalement, la sélection d'un niveau acceptable de risque est difficile et souvent controversée; la perception du risque et le degré d'acceptation de la part du public ne sont pas aisément évalués à partir des données statistiques disponibles, de la connaissance des coûts et bénéfices pour réduire ces risques et du degré de risque volontaire versus involontaire. Des estimations de risques acceptés sont données à l'annexe 11.

En se basant sur les risques quotidiens courants que nous prenons ou que nous subissons, les organismes environnementaux ont porté leur choix sur les risques de 1 sur 10^5 ou de 1 sur 10^6 individus. Le choix d'un risque provient d'un jugement de valeur. Les critères utilisés pour la formulation d'objectifs environnementaux de rejet sécuritaires seront des valeurs associées à un risque de un cas de cancer supplémentaire sur 1 million d'individus relié à la présence de substances chimiques.

La procédure telle que décrite par le Michigan comporte plusieurs hypothèses sécuritaires dont l'utilisation d'un modèle linéaire et la sélection de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %. D'autres hypothèses telles l'utilisation dans le modèle de la totalité des animaux ayant des tumeurs malignes et bénignes pour un organe cible, ainsi que la sélection de l'estimation du potentiel cancérigène (q_1^*) la plus élevée ajoutent un facteur de sécurité. On suppose aussi, jusqu'à preuve du contraire, qu'il faille ajuster le potentiel cancérigène par un facteur de sensibilité pour passer de l'animal à l'humain. Sur une base de surface corporelle, les effets observés chez l'humain seront du même ordre de grandeur que ceux observés chez les animaux de laboratoire. Par conséquent, sur la base de leur poids corporel les humains auront une sensibilité de 5 à 13 fois plus élevée que les rats et les souris respectivement, (MDNR, 1984).

L'approche sécuritaire nous amène aussi à considérer tous les cancérigènes chez l'animal comme des cancérigènes pour l'humain. En effet, puisque tous les cancérigènes chez l'humain sont aussi des cancérigènes chez l'animal à l'exception de l'arsenic, il est préférable d'adopter cette approche plutôt que d'attendre la preuve de la cancérigénécité chez l'humain.

Les limites et les incertitudes rattachées à l'évaluation du risque sont réelles. Le choix d'un modèle mathématique d'extrapolation plutôt qu'un autre peut modifier grandement le risque associé à la substance. Par ailleurs, la validité des modèles ne peut être assurée, ce qui démontre bien la limite des méthodologies prédictives disponibles jusqu'à ce jour.

D'autres incertitudes sur le risque sont rattachées aux conditions environnementales auxquelles est exposée la population. Des facteurs tels l'alimentation, le stress, le sexe, l'âge et l'exposition à la substance par d'autres voies peuvent modifier la réponse cancérigène. De plus, la variabilité génétique peut entraîner des différences de susceptibilité entre différents sous-groupes. Parce qu'il existe toutes ces contraintes, la valeur prédictive de l'analyse de risque demeure toujours incertaine. Malgré cela le Ministère croit que l'approche retenue devrait être suffisamment sécuritaire dans la majorité des cas.

PROCÉDURE

Malgré l'importance que peut avoir le choix d'un modèle d'extrapolation et d'un niveau de risque jugé acceptable, la sélection des données toxicologiques reste une étape importante de la détermination des critères basés sur le risque de cancer.

Pour évaluer le potentiel cancérigène d'une substance et la qualité des données existantes, le MENVIQ se réfère, entre autres, aux lignes directrices contenues dans les documents suivants :

- "Guidelines for Carcinogen Risk Assessment" (51FR33992, September 24, 1986)
- Tout autre document interne ou externe au Ministère jugé approprié.

Concrètement, le MENVIQ utilise les doses correspondant à un niveau de risque qui ont déjà été déterminées par les organismes qui sont dotés des outils nécessaires à leur calcul. Ces doses se retrouvent dans la littérature et les banques de données sous l'appellation q_1^* . La principale source est la banque de données IRIS dans laquelle sont présents les q_1^* provenant d'un consensus à l'échelle de l'U.S.EPA. Comme pour les critères basés sur la toxicité humaine, ces valeurs de q_1^* contenues dans IRIS doivent servir à la mise à jour des critères basés sur le risque de cancer publiés en 1980 et 1984 par l'U.S.EPA ainsi qu'au calcul de nouveaux critères.

Si pour une substance spécifique, une valeur de q_1^* n'a pas été déterminée ou semble douteuse, le MENVIQ s'appuiera sur le consensus établi par plusieurs experts afin de déterminer l'estimé le plus scientifiquement valable.

La concentration maximale associée à un risque de cancer de 10^{-6} peut être calculée avec l'équation suivante (MDNR, 1985) :

$$CRC = \frac{DOSE \times Ph}{V_h + (N \times FBC)}$$

où : Dose = dose quotidienne déterminée en (i), (ii) ou (iii) (mg/kg/j)

Ph = poids moyen d'un adulte (70 kg)

Vh = volume d'eau consommé quotidiennement par l'humain (l/j),
(Vh = 2,0 l pour les eaux utilisées à des fins d'alimentation ou
Vh = 0,01 l; cf. annexe 7).

N = quantité moyenne de chair d'organismes aquatiques consommée
quotidiennement (N = 0,0065 kg/j; cf. annexe 6).

FBC = facteur de bioconcentration tel que déterminé à la section G (l/kg).

- (i) La dose doit être déterminée à partir de données épidémiologiques appropriées chez l'humain à chaque fois que cela est possible.
- (ii) Lorsqu'il n'existe pas de données épidémiologiques adéquates, toutes les substances cancérigènes sont traitées comme des substances sans seuil, à moins qu'il soit clairement démontré que le phénomène est à seuil. La dose correspond à la concentration qui cause un cas de cancer supplémentaire au-dessus du niveau de base dans une population d'un million d'individus exposés à cette concentration. La procédure présentée ici est donnée à titre d'exemple. Elle est tirée presque intégralement du MDNR (1985). Un exemple détaillé est aussi présenté à la section G du document.
 - (A) Les données animales sont utilisées dans un modèle d'extrapolation à faibles doses. Jusqu'ici, le modèle linéaire (linearized multistage model), le Global 79 tel que mis au point par Crump et Watson (U.S.EPA, 1980) a généralement été employé, à moins qu'il y ait eu suffisamment d'évidences pour appuyer l'utilisation d'un autre modèle.
 - (B) Le choix des données à utiliser dans le modèle se fait sur la base de la durée et de la voie d'exposition, du type de tumeur, de l'espèce et de la signification statistique. Le critère sera défini à partir de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la dose correspondante à un excès de risque de 1 sur 10^6 .
 - (C) La limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % d'un risque de 1 sur 100 est divisée par la dose du maximum de vraisemblance correspondant au même risque, pour obtenir la pente q_1^* . Plus le q_1^* est élevé, plus le potentiel de cancérigénécité est fort. Si une même étude rapporte plusieurs types de

tumeurs induites par une substance, le q_1^* sera calculé à partir du type de tumeur entraînant la réponse la plus élevée. Si deux études ou plus, de qualité égale, rapportent des résultats différents selon l'espèce, la race, le sexe ou le type de tumeur, généralement le q_1^* sera calculé à partir des données donnant l'estimation la plus élevée. Si deux études ou plus sont identiques aux niveaux des espèces, de la race, du sexe et du type de tumeur et sont d'égale qualité, la moyenne géométrique des q_1^* sera utilisée.

(D) La dose correspondant à un cas de cancer supplémentaire chez 1 million d'animaux de laboratoire exposés est déterminée en divisant 10^{-6} par q_1^* .

(E) La dose animale devra être convertie en dose pour l'humain à partir d'un facteur de conversion basé sur le rapport des surfaces corporelles :

$$\text{dose humaine (mg/kg/jour)} = \left(\frac{\text{Poids de l'animal (kg)}}{\text{Poids de l'humain (kg)}} \right)^{0,33} \times \text{dose animale (mg/kg/jour)}$$

à moins qu'il soit démontré qu'une autre relation est mieux adaptée.

(F) Les doses sont ajustées pour devenir des moyennes journalières pour toute la durée de vie. Si la dose correspond à une fraction de la durée de vie, alors la dose moyenne pour la durée de vie est calculée à partir de la dose totale. Si la durée de l'expérience (T_e) est inférieure à la durée du cycle de vie naturel de l'animal testé (T), la pente q_1^* est multipliée par un facteur

$$\left(\frac{T}{T_e} \right)^3$$

(iii) Lorsqu'il n'y a pas de données épidémiologiques humaines et que les données indiquent de façon prépondérante que le mécanisme d'induction de cancer implique un seuil et qu'il n'interagit pas avec l'ADN, la dose sera calculée à partir de données animales en appliquant un facteur de sécurité approprié à un seuil de toxicité.

(A) Ce seuil de toxicité devra être déterminé cas par cas.

(B) Le facteur de sécurité devra être déterminé partir de l'évaluation des propriétés toxicologiques et pharmacologiques tels le mécanisme de

cancérogénicité, le nombre et le type de tumeurs induites, le nombre d'animaux testés et affectés, les considérations métaboliques, les observations épidémiologiques chez l'humain, l'étendue des données supportant l'hypothèse d'un mécanisme non génétique et toute autre information pertinente.

- (C) Un facteur de sensibilité spécifique devra être utilisé pour tenir compte des différences dans la réponse des animaux testés par rapport aux humains.

- C -

CRITÈRE DE FAUNE TERRESTRE

Chapitre en révision

C. CRITÈRE DE FAUNE TERRESTRE

Le critère de faune terrestre (CFT) est défini comme étant la plus haute concentration d'un contaminant qui ne causera pas de réduction significative dans la croissance, la reproduction, la viabilité ou l'utilité (commerciale et/ou récréative) d'une population d'organismes qui s'abreuvent dans les eaux réceptrices, pendant plusieurs générations.

Il se calcule à partir de données toxicologiques sur les mammifères et/ou sur les oiseaux. Une dose sans effet délétère observable (NOAEL) est définie à partir de ces données toxicologiques (*cf.* discussion sur les NOAEL à la section C.1). Les données portant sur des espèces résidentes du Québec devraient être préférentiellement utilisées. Cependant dans la plupart des cas il faudra se rabattre sur les données toxicologiques disponibles provenant d'animaux de laboratoire (*e.g.* rats). Le NOAEL défini expérimentalement est ensuite divisé par un facteur d'incertitude variant de 10 à 100. Ce facteur d'incertitude basé sur le meilleur jugement professionnel s'applique pour tenir compte :

- 1) de la variabilité interspécifique, puisque les données d'une seule espèce servent à prédire la concentration acceptable pour toute la faune;
- 2) de la faiblesse des données ou du protocole expérimental.

Lorsqu'il est impossible d'obtenir un NOAEL, le CFT peut être calculé à partir d'un LOAEL ou d'une DL50-orale pour le rat (*cf.* discussion sur LOAEL et DL-50 à la section C.1).

La procédure du MDNR (1984) pour le calcul d'un critère pour la faune sauvage et domestique (bétail) ne tient pas compte de sources d'exposition autres que l'ingestion d'eau. Pour les substances bioaccumulables il y a un risque additionnel pour la faune terrestre dont la nourriture est principalement composée d'organismes aquatiques. De même, l'exposition par contact cutané n'est pas évaluée.

PROCÉDURE

Le CFT doit être calculé à partir d'une des équations suivantes en fonction du type et de la qualité des données toxicologiques disponibles (MDNR, 1985). Lorsque des données toxicologiques existent, et pour les mammifères et pour les oiseaux, un CFT doit être calculé pour chacun des deux groupes. Le CFT final sera la plus basse d'entre les deux valeurs. Pour les organismes terrestres dont le régime alimentaire est principalement composé d'organismes aquatiques (*e.g.* aigle pêcheur, héron, vison, etc.), il faut tenir compte du facteur de bioconcentration de la substance. Il faut alors utiliser les équations présentées au point 7. Les variables contenues dans les équations ci-dessous sont définies pour les espèces testées ou les espèces à protéger selon le cas.

1. Si un NOAEL chronique ou subaigu existe pour une espèce de mammifères ou d'oiseaux exposée à de l'eau contaminée, alors

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL (mg/l)}}{\text{FI}}$$

où : FI = facteur d'incertitude (FI = 10 - 100)

2. Si un NOAEL chronique ou subaigu existe pour une espèce de mammifères ou d'oiseaux exposée à de la nourriture contaminée, alors

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL (ppm)} \times C \times \frac{\text{Pa}}{\text{Va}}}{\text{FI}}$$

où : C = poids de nourriture consommée quotidiennement, exprimé sous la forme d'une fraction du poids de l'animal testé.

Pa = poids de l'animal (kg)

Va = volume d'eau consommé quotidiennement par l'animal (l)

3. Si un NOAEL chronique ou subaigu existe pour une espèce de mammifères ou d'oiseaux exposée à une substance toxique par gavage, alors

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL (mg/kg)} \times \frac{\text{Pa}}{\text{Va}} \times \text{F}}{\text{FI}}$$

où: F = nombre de jours de traitement par semaine, exprimé sous la forme d'une fraction, généralement 5 jours sur 7.

4. Si une DL50 (voie orale) existe pour le rat, alors

$$\text{CFT} = \frac{\text{DL50 (mg/kg)} \times \frac{\text{Pa}}{\text{Va}} \times \text{M}}{10}$$

où : M = facteur de correction aigu/chronique pour le rat (M = 0,0001; cf. annexe 9).

5. Les CFT sont calculés à partir de données résultant d'une exposition par voie orale. Cependant, si de telles données ne sont pas disponibles, l'utilisation de données provenant d'une autre source d'exposition dépendra des propriétés pharmacologiques et toxicologiques de chaque produit.
6. S'il n'existe aucun NOAEL, le plus faible niveau entraînant un effet néfaste (LOAEL) peut être substitué dans les équations 1-2-3. Un facteur d'incertitude supplémentaire de 10 est ajouté. Ce facteur provient d'une étude comparative des LOAEL et des NOAEL obtenus de mêmes expérimentations (Shulec et Heitzman, 1986).
7. Ces critères ne tiennent pas compte de l'ingestion d'organismes aquatiques contaminés. Pour toutes les espèces de mammifères et d'oiseaux dont le régime alimentaire est principalement composé d'organismes aquatiques, le critère doit inclure le facteur de bioconcentration de la substance concernée. On aura alors,

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL (mg/l)} \times \text{Va} \times 1/\text{FI}}{\text{Va} + (\text{N} \times \text{FBC})}$$

ou

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL (mg/kg)} \times \text{Pa} \times 1/\text{FI}}{\text{Va} + (\text{N} \times \text{FBC})}$$

où : N = quantité de nourriture consommée quotidiennement (kg).

8. Si les quantités d'eau et de nourriture consommées par les animaux testés ne sont pas connues, il est possible de les estimer à partir des équations allométriques suivantes (Maschwitz, 1988, Wisconsin DNR, 1988) :

pour les mammifères :

$$\text{N} = 0,0687 \times (\text{Pa})^{0,82}$$

$$\text{Va} = 0,099 \times (\text{Pa})^{0,90}$$

où : N = quantité de nourriture consommée quotidiennement (kg)

Pa = poids moyen de l'animal testé (kg)

Va = volume d'eau consommé quotidiennement (l)

pour les oiseaux :

$$\text{N} = 0,0582 \times (\text{Pa})^{0,65}$$

$$\text{Va} = 0,059 \times (\text{Pa})^{0,67}$$

- D -

CRITÈRE ORGANOLEPTIQUE

Chapitre en révision

D. CRITÈRE ORGANOLEPTIQUE

Le critère organoleptique est la concentration à ne pas dépasser pour protéger les eaux de surface des effets organoleptiques indésirables (goût et/ou odeur de l'eau ou de la chair de poisson). Il est calculé à partir de seuils organoleptiques et d'un facteur de sécurité.

Ces seuils peuvent se définir de plusieurs façons :

- (1) La plus basse concentration d'une substance dans l'eau qui nuit au goût ou à l'odeur de l'eau.
- (2) La plus basse concentration d'une substance dans le poisson qui nuit au goût et à l'odeur de sa chair.
- (3) La plus basse concentration d'une substance dans l'eau qui nuit au goût et à l'odeur de la chair des poissons.

La justification de la valeur et de l'utilisation du facteur de sécurité a été développée par l'Ohio EPA (Shulec et Heitzman, 1986). Un facteur de sécurité de 10 est souvent utilisé pour tenir compte de la variabilité intraspécifique (*i. e.* interindividuelle). L'Organisation mondiale de la santé (WHO, 1984) recommande que la concentration d'une substance qui nuit au goût ou à l'odeur de l'eau, doit être maintenue significativement en deçà du seuil organoleptique, car ce seuil est défini par la concentration à laquelle 50 % des individus d'un groupe détectent la détérioration de l'eau. En divisant le seuil par 10, nous sommes cohérents avec cette recommandation. Finalement, l'utilisation d'un facteur d'incertitude de 10 n'est pas trop conservatrice puisqu'il a été démontré que 5 % de la population peut détecter les modifications de goût et d'odeur à des concentrations aussi faibles que 1 % du seuil organoleptique (Coes *et al.* 1974 dans Shulec et Heitzman, 1986).

PROCÉDURE

Le critère organoleptique (CO) doit être déterminé à partir d'une des méthodes suivantes selon le type et la qualité des données disponibles :

(1) Lorsqu'il existe une concentration seuil pour l'eau, alors

$$\text{CO (mg/L eau)} = \frac{\text{SO (mg/l)}}{10}$$

où : 10 = facteur d'incertitude appliqué pour tenir compte de la variabilité intraspécifique.

SO = seuil organoleptique (OTRC: Organoleptic Threshold Response Concentration).

(2) Lorsqu'il existe une concentration seuil pour le poisson, alors

$$\text{CO (mg/l eau)} = \frac{\text{SO (mg/kg) / 10}}{\text{FBC (l/kg)}}$$

- E -

FACTEUR DE BIOCONCENTRATION

Chapitre en révision

E. FACTEUR DE BIOCONCENTRATION

Une propriété critique des substances chimiques ayant une influence majeure sur le calcul des niveaux acceptables est la capacité des composés organiques non polaires persistants de s'accumuler dans les organismes aquatiques. Cette accumulation peut entraîner le dépassement de plusieurs ordres de grandeurs la concentration dans l'eau.

Pour les substances chimiques toxiques cette bioaccumulation dans les organismes accroît l'exposition subie par les consommateurs. Cette augmentation de l'exposition au contaminant et l'accroissement du risque associé doivent être considérés dans la détermination d'une concentration acceptable pour la protection du milieu et de ses usages. Dans ce contexte le facteur de bioconcentration est un élément-clé dans le calcul d'une concentration acceptable.

Le terme bioconcentration réfère au processus par lequel les substances chimiques sont concentrées dans les tissus des organismes aquatiques directement à partir de l'eau par voies branchiales et épithéliales. Il diffère du terme bioaccumulation qui inclut aussi le transfert du contaminant par voie nutritive. Il est rarement possible de pouvoir estimer le facteur de bioaccumulation; pour cette raison nous ne ferons référence qu'au terme FBC dans le texte et dans les équations. La bioconcentration est alors considérée comme la voie majeure d'accumulation chez les organismes. Cependant cette hypothèse ne tient pas pour toutes les substances chimiques ni dans toutes les situations écologiques. Malheureusement, il n'est pas possible d'identifier de façon rigoureuse les substances pour lesquelles l'hypothèse s'avère fausse ni de quantifier l'ampleur de la sous-estimation. Lorsque la biomagnification a un impact majeur connu, le FBC devrait être ajusté pour en tenir compte.

Un facteur de sécurité supplémentaire est ajouté par l'utilisation d'un FBC pour le poisson entier tandis que généralement seule la chair est consommée par l'humain. Une correction finale est apportée pour tenir compte du contenu en lipides des espèces d'eau froide, principalement de la truite arc-en-ciel pour l'eau douce. Les FBC sont corrigés pour un pourcentage de lipides égal à 10; cette même valeur est retenue par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1989) et le Minnesota PCA (Maschwitz, 1988). D'après l'U.S.EPA (Stephan *et al.* 1985), le même pourcentage de lipides de 10 % s'applique pour les espèces d'eau salée d'importance commerciale. La justification de ces valeurs est présentée à l'annexe 12.

PROCÉDURE

Le choix ou le calcul d'un facteur de bioconcentration pour la détermination de critères de qualité de l'eau doit suivre les lignes directrices suivantes (modifiées du MDNR, 1985). D'après Stephan *et al.* (1985) les facteurs de bioconcentration mesurés pour une substance sont souvent semblables pour l'eau douce et l'eau salée. Lorsque les données semblent indiquer qu'ils sont en effet similaires, ils peuvent être utilisés de manière interchangeable. Le facteur de bioconcentration final (FBC_f), standardisé pour refléter un contenu en lipides dans la chair de poisson de 10 %, doit être déterminé par ordre de préférence par :

- (a) Le FBC mesuré (FBC_m) à l'état d'équilibre, par un test de laboratoire standardisé dont la durée doit être suffisante pour que la concentration de la substance atteigne l'état d'équilibre dans l'organisme. S'il existe plus d'un FBC_m, la moyenne géométrique de ceux-ci est calculée.
- (b) S'il existe des FBC_m mesurés par d'autres tests de laboratoire, il devra être le plus élevé parmi ceux-ci :
 - (i) la projection du FBC_m à l'état d'équilibre calculée à partir des données du test;
 - (ii) le FBC_m le plus élevé rapporté durant l'étude;
 - (iii) le FBC_m à l'état d'équilibre apparent, c'est-à-dire lorsque l'état d'équilibre semble atteint, mais que la durée du test est plus courte que celle du test standard;
 - (iv) le FBC_m obtenu en divisant la concentration maximale mesurée dans un tissu de l'organisme divisé par la concentration nominale dans l'eau.

NOTE : Généralement le FBC est calculé à partir du poids de tissus humides. Toutefois, si de tels FBC ne sont pas disponibles, un FBC calculé à partir du poids de tissus secs peut être converti en terme de poids de tissus humides en multipliant le FBC de poids sec par 0,1 pour le plancton et par 0,2 pour les espèces individuelles de poissons ou d'invertébrés (Stephan *et al.* 1985).

- (c) S'il n'existe pas de FBC provenant de tests de laboratoire, un FBC_m mesuré dans le milieu ambiant pourra être utilisé à titre de FBC_m, si les conditions suivantes sont respectées :

(i) les données montrent que la concentration de la substance dans l'eau est demeurée relativement constante pendant la durée de l'étude;

(ii) les mécanismes qui réduisent la biodisponibilité de la substance (précipitation, adsorption, volatilisation) sont négligeables;

(iii) la concentration à laquelle les organismes sont exposés est inférieure à la concentration causant un effet toxique sur les organismes testés;

(iv) les valeurs ambiantes mesurées reflètent sensiblement les valeurs rapportées pour des substances similaires ou les valeurs calculées avec des équations de régression.

(d) S'il n'existe pas de FBC_m provenant de tests de laboratoire ou de terrain, un FBC calculé (FBC_c), est extrapolé à partir du coefficient de partition octanol-eau (Poe) avec l'équation suivante (Veith et Kosian, 1983) :

$$\log FBC_c = 0,79 \log Poe - 0,40$$

NOTE : Plusieurs autres équations ont été développées, souvent à partir de différents groupes de substances chimiques. Si une équation semble plus adéquate pour une substance particulière, cette équation devrait être utilisée au lieu de celle ci-dessus.

(e) S'il n'existe pas de valeur de Poe mesurée pour une substance chimique d'intérêt, le FBC_c est extrapolé à partir de l'équation suivante (Kenaga et Goring, 1980) :

$$\log FBC_c = 2,791 - 0,564 \log S$$

où : S = solubilité de la substance dans l'eau (en ppm)

NOTE : Plusieurs autres équations ont été développées, souvent à partir de différents groupes de substances chimiques. Si une équation semble plus adéquate pour une substance particulière, cette équation devrait être utilisée au lieu de celle ci-dessus.

(f) Le FBC final, (FBC_f), sera obtenu en normalisant le FBC pour un pourcentage de lipides de 10 % comme ceci :

(i) pour les facteurs de bioconcentration mesurés :

$$FBC_f = FBC_m (10/Lip.)$$

où : Lip. = pourcentage de lipides contenu dans l'espèce de poisson testée

(ii) pour les facteurs de bioconcentration calculés :

$$FBC_f = FBC_c (10/6,0)$$

où : 6,0 = pourcentage moyen de lipide utilisé pour développer l'équation de régression

(h) Le facteur de bioconcentration final (FBC_f) calculé ci-dessus doit être réévalué en fonction de l'ajustement nécessaire pour tenir compte de l'effet d'accumulation par la chaîne trophique, si cela est possible.

- F -

AUTRES CONSIDÉRATIONS

F. AUTRES CONSIDÉRATIONS

La méthodologie ne traite pas spécifiquement des effets sur les végétaux terrestres et aquatiques ainsi que sur les microorganismes. Les protocoles et procédures servant à leur définir des niveaux sécuritaires ne sont pas standardisés. Toutefois, il semble que dans la plupart des situations, les valeurs calculées pour la faune aquatique, la faune terrestre ou la santé humaine sont suffisamment sécuritaires pour les plantes et les microorganismes (MDNR, 1984).

- G -

EXEMPLE DE CALCUL

G. EXEMPLE DE CALCUL

Dans les pages qui suivent est présenté un exemple de calcul détaillé, tiré du MDNR (1984), définissant un niveau acceptable pour la substance toxique hypothétique x dans une eau réceptrice non utilisée à des fins d'alimentation en eau.

La concentration maximale d'une substance dans les eaux de surface, après le mélange du rejet avec le volume d'eau spécifié par la procédure du MENVIQ ne doit pas dépasser le plus contraignant des critères suivants :

- Critère de toxicité aquatique aiguë et chronique - exemple 1
- Critère de faune terrestre - exemple 2
- Critère de contamination d'organismes aquatiques basé sur la toxicité - exemple 3
- Critère de contamination d'organismes aquatiques basé sur le risque de cancer - exemple 4
- Critère organoleptique - exemple 5

Un exemple de calcul de facteur de bioconcentration nécessaire au calcul des critères de contamination d'organismes aquatiques est présenté à l'exemple 6.

Exemple 1 - CALCUL DES CRITERES DE TOXICITES AQUATIQUE AIGUE ET CHRONIQUE

Données de toxicité aiguë

<i>ESPÈCES</i>	<i>CL₅₀ ou CE₅₀</i>	<i>Durée au test</i>	<i>TAME</i>	<i>TAMG</i>
Truite arc-en-ciel	590 µg/l*	96 h	586	586
Truite arc-en-ciel	510 µg/l	96 h		
Truite arc-en-ciel	670 µg/l	96 h		
Méné tête-de-boule	820 µg/l	96 h	820	820
Crapet arlequin	685 µg/l	96 h	685	685
Achigan à grande bouche	705 µg/l	96 h	705	705
Perchaude	935 µg/l	96 h	935	935
Daphnia magna	640 µg/l**	48 h	617	617
Daphnia magna	595 µg/l	48 h		
Amphipode	1 210 µg/l	96 h	1 210	1 210
Écrevisse	2 140 µg/l	96 h	2 140	2 140

Données de toxicité chronique

<i>ESPÈCES</i>	<i>CMAT</i>	<i>TYPE DE TEST</i>
Truite arc-en-ciel	39 µg/l*	embryon-larve
Daphnia magna	70 µg/l**	cycle de vie complet

* même étude sur la truite arc-en-ciel

** même étude sur la ~~Daphnia magna~~

CALCUL DE LA VALEUR AIGUË FINALE

N = Nombre total de TAMG de la série de données = 8

T = 4

	<u>Rang</u>	TAMG	ln TAMG	(ln TAMG) ²	P=R/(N+1)	\sqrt{P}
	4	705	6,5582	43,0100	0,44444	0,66667
	3	685	6,5294	42,6333	0,33333	0,57735
	2	617	6,4249	41,2789	0,22222	0,47140
	1	586	6,3733	40,6192	0,11111	0,33333
Total			25,8858	167,5414	1,11110	2,04875

$$S^2 = \frac{167,5414 - (25,8858)^2/4}{1,11110 - (2,04875)^2/4} = 0,3682$$

$$S = 0,6068$$

$$L = [25,8858 - (0,6068)(2,04875)]/4 = 6,1607$$

$$A = (0,6068)(\sqrt{0,05}) + 6,1607 = 6,2964$$

$$VAF = e6,2964 = 543 \mu\text{g/l}$$

CALCUL DU RATIO DE TOXICITÉS AIGUË/CHRONIQUE

Truite arc-en-ciel 590 / 39 = 15,1

D. magna 640 / 70 = 9,1 $\bar{x} = 11,7$

CALCUL DU CRITÈRE DE TOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE

$$\text{CTAC} = 543 / 11,7 = 46 \mu\text{g/l}$$

CALCUL DU CRITÈRE DE TOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË

$$\text{CTAA} = 543 / 2 = 271,5 \mu\text{g/l}$$

Exemple 2 CALCUL DU CRITÈRE DE FAUNE TERRESTRE

Le CFT pour la substance x est dérivé d'une étude où des groupes de 25 rats mâles et femelles ont été gavés à la substance x à des concentrations de 15, 150, 450 et 1 250 mg/kg/jour, 5 jours par semaine, pendant 6 mois. Aucun effet n'a été observé à 15 mg/kg/jour, alors que des effets toxiques ont été observés à des doses plus élevées.

Données

NOAEL quotidien = 15 mg/kg

Nombre de jours de traitement par semaine (F) = 5/7

Poids du rat (Pa) = 0,350 kg

Volume d'eau consommée par jour par le rat (Va) = 0,049 l

Facteur d'incertitude (FI) = 100 (cycle de vie non complet; variabilité interspécifique)

Calculs

$$\text{CFT} = \frac{\text{NOAEL} \times F \times \text{Pa}/\text{Va}}{\text{FI}}$$

$$\text{CFT} = \frac{15 \text{ mg/kg} \times 5/7 \times 0,350 \text{ kg}/0,049 \text{ l}}{100} = 0,765 \text{ mg/l}$$

Ce critère protégera la faune sauvage et le bétail qui s'abreuvent dans les eaux réceptrices. Cependant il ne sera pas suffisamment sécuritaire pour la faune qui se nourrit principalement d'organismes aquatiques.

Exemple 3 CALCUL DU CRITÈRE DE CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES (COA)

Le COA est calculé à partir de la même étude que celle décrite à l'exemple 2.

Données

NOAEL quotidien = 15 mg/kg

Nombre de jours de traitement par semaine (F) = 5/7

Poids d'un humain (Ph) = 70 kg

Facteur d'incertitude (FI) = 1 000 (pas de données de toxicité humaine; test sur le cycle de vie animale non complet)

Facteur de bioconcentration (FBC) = 118 (voir exemple 5)

Calculs

$$QMT = \frac{NOAEL \times F \times Ph}{FI}$$

$$QMT = \frac{15 \text{ mg/kg} \times 5/7 \times 70 \text{ kg}}{1\ 000} = 0,75 \text{ mg}$$

$$COA = \frac{QMT}{0,01 \text{ l} + (0,0065 \text{ kg} \times FBC)}$$

$$COA = \frac{0,75 \text{ mg}}{0,01 \text{ l} + (0,0065 \text{ kg} \times 118 \text{ l/kg})} = 0,965 \text{ mg/l}$$

Exemple 4 CALCUL DU CRITÈRE BASÉ SUR LE RISQUE DE CANCER (1×10^{-6})

Des groupes de 50 rats mâles et 50 rats femelles de type Fisher 344 ont été gavés 5 jours par semaine, pendant 104 semaines, avec la substance x véhiculée dans de l'huile de maïs. Les doses moyennes pour toute la durée de l'étude sont de 169 et 339 mg/kg/jour pour les mâles et les femelles respectivement.

Cependant, puisque les doses ont été administrées 5 jours par semaine, les doses moyennes journalières sont calculées avec $169 \times 5/7 = 121$ et $339 \times 5/7 = 242$ mg/kg/jour. Des groupes témoins de 20 animaux de chaque sexe ont reçu essentiellement de l'huile de maïs non contaminée.

Sous ces conditions de bioessais, la substance x s'est révélée cancérigène pour les rats mâles et femelles, en induisant une augmentation statistiquement significative du nombre de carcinomes hépatocellulaires.

Chez les mâles, les résultats obtenus sont :

témoin	dose faible	dose élevée	poids moyen
0/20	16/48	40/45	0,4 kg
2/20	18/49	37/49	0,35 kg

Pour les rats mâles, le potentiel cancérigène q_1^* est calculé en divisant la limite de l'intervalle de confiance à 95 % pour un niveau de risque de 1 dans 100 par la dose estimée par la méthode des maximums de vraisemblance. Ces deux valeurs sont calculées par le modèle multistade dont on a joint des exemples de sorties informatiques (figure 2).

FIGURE 2 EXEMPLE D'UNE SORTIE INFORMATIQUE DU MODELE D'EXTRAPOLATION
"MULTISTADE" (MDNR, 1984)

chemical 2 hepatocellular carcinomas male rats
TITLE : CHEMICAL 2 HEPATOCELLULAR CARCINOMAS MALE RATS

7
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100
101
102
103
104
105
106
107
108
109
110
111
112
113
114
115
116
117
118
119
120
121
122
123
124
125
126
127
128
129
130
131
132
133
134
135
136
137
138
139
140
141
142
143
144
145
146
147
148
149
150
151
152
153
154
155
156
157
158
159
160
161
162
163
164
165
166
167
168
169
170
171
172
173
174
175
176
177
178
179
180
181
182
183
184
185
186
187
188
189
190
191
192
193
194
195
196
197
198
199
200
201
202
203
204
205
206
207
208
209
210
211
212
213
214
215
216
217
218
219
220
221
222
223
224
225
226
227
228
229
230
231
232
233
234
235
236
237
238
239
240
241
242
243
244
245
246
247
248
249
250
251
252
253
254
255
256
257
258
259
260
261
262
263
264
265
266
267
268
269
270
271
272
273
274
275
276
277
278
279
280
281
282
283
284
285
286
287
288
289
290
291
292
293
294
295
296
297
298
299
300
301
302
303
304
305
306
307
308
309
310
311
312
313
314
315
316
317
318
319
320
321
322
323
324
325
326
327
328
329
330
331
332
333
334
335
336
337
338
339
340
341
342
343
344
345
346
347
348
349
350
351
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363
364
365
366
367
368
369
370
371
372
373
374
375
376
377
378
379
380
381
382
383
384
385
386
387
388
389
390
391
392
393
394
395
396
397
398
399
400
401
402
403
404
405
406
407
408
409
410
411
412
413
414
415
416
417
418
419
420
421
422
423
424
425
426
427
428
429
430
431
432
433
434
435
436
437
438
439
440
441
442
443
444
445
446
447
448
449
450
451
452
453
454
455
456
457
458
459
460
461
462
463
464
465
466
467
468
469
470
471
472
473
474
475
476
477
478
479
480
481
482
483
484
485
486
487
488
489
490
491
492
493
494
495
496
497
498
499
500
501
502
503
504
505
506
507
508
509
510
511
512
513
514
515
516
517
518
519
520
521
522
523
524
525
526
527
528
529
530
531
532
533
534
535
536
537
538
539
540
541
542
543
544
545
546
547
548
549
550
551
552
553
554
555
556
557
558
559
560
561
562
563
564
565
566
567
568
569
570
571
572
573
574
575
576
577
578
579
580
581
582
583
584
585
586
587
588
589
590
591
592
593
594
595
596
597
598
599
600
601
602
603
604
605
606
607
608
609
610
611
612
613
614
615
616
617
618
619
620
621
622
623
624
625
626
627
628
629
630
631
632
633
634
635
636
637
638
639
640
641
642
643
644
645
646
647
648
649
650
651
652
653
654
655
656
657
658
659
660
661
662
663
664
665
666
667
668
669
670
671
672
673
674
675
676
677
678
679
680
681
682
683
684
685
686
687
688
689
690
691
692
693
694
695
696
697
698
699
700
701
702
703
704
705
706
707
708
709
710
711
712
713
714
715
716
717
718
719
720
721
722
723
724
725
726
727
728
729
730
731
732
733
734
735
736
737
738
739
740
741
742
743
744
745
746
747
748
749
750
751
752
753
754
755
756
757
758
759
760
761
762
763
764
765
766
767
768
769
770
771
772
773
774
775
776
777
778
779
780
781
782
783
784
785
786
787
788
789
790
791
792
793
794
795
796
797
798
799
800
801
802
803
804
805
806
807
808
809
810
811
812
813
814
815
816
817
818
819
820
821
822
823
824
825
826
827
828
829
830
831
832
833
834
835
836
837
838
839
840
841
842
843
844
845
846
847
848
849
850
851
852
853
854
855
856
857
858
859
860
861
862
863
864
865
866
867
868
869
870
871
872
873
874
875
876
877
878
879
880
881
882
883
884
885
886
887
888
889
890
891
892
893
894
895
896
897
898
899
900
901
902
903
904
905
906
907
908
909
910
911
912
913
914
915
916
917
918
919
920
921
922
923
924
925
926
927
928
929
930
931
932
933
934
935
936
937
938
939
940
941
942
943
944
945
946
947
948
949
950
951
952
953
954
955
956
957
958
959
960
961
962
963
964
965
966
967
968
969
970
971
972
973
974
975
976
977
978
979
980
981
982
983
984
985
986
987
988
989
990
991
992
993
994
995
996
997
998
999
1000

KOP = 1 GRADIENT NOYES = 7

THE COEFFICIENTS OF THE POLYNOMIAL OF DEGREE 2 THAT MAXIMIZES THE LIKELIHOOD OF THE DATA ARE :
Q(0) = 0.0000000000+00
Q(1) = 0.0000000000+00
Q(2) = 0.33299686770-02

TEST OF HYPOTHESIS: Q(1) = 0
PH(>TEST STATISTIC) = 0.5000000000+00
LIKELIHOOD RATIO 0.0000000000+00

CONFIDENCE LIMITS BASED ON THE MULTI-STAGE MODEL (KOP = 1)

UPPER CONFIDENCE LIMITS FOR Q(1) :
90% 95% 97.5% 99%
0.159222D-02 0.237071D-02 0.310030D-02 0.399995D-02

CONFIDENCE LIMITS FOR A RISK OF 0.100000D-00 W.L.E. DOSE = 0.5626942631D+02

UPPER CONFIDENCE LIMITS ON EXTRA RISK:
90% 95% 97.5% 99%
0.177101D+00 0.212358D+00 0.244028D+00 0.281332D+00

LOWER CONFIDENCE LIMITS ON SAFE DOSE:
90% 95% 97.5% 99%
0.372119D+02 0.309701D+02 0.264625D+02 0.222273D+02

CONFIDENCE LIMITS FOR A RISK OF 0.100000D-01 W.L.E. DOSE = 0.1737291573D+02

UPPER CONFIDENCE LIMITS ON EXTRA RISK:
90% 95% 97.5% 99%
0.370095D-01 0.399454D-01 0.419119D-01 0.464596D-01

LOWER CONFIDENCE LIMITS ON SAFE DOSE:
90% 95% 97.5% 99%
0.564557D+01 0.401316D+01 0.313609D+01 0.246215D+01

FIGURE 2 (SUITE)

chemical x hepatocellular carcinomas female rats
 TITLE : CHEMICAL X HEPATOCELLULAR CARCINOMAS FEMALE RATS

3
 3,1
 20,49,49
 2,18,37
 0,121,242
 CLASS { 1 } HAS 20 MEMBERS WITH 2 RESPONSES TO DOSE OF 0.00000
 CLASS { 2 } HAS 49 MEMBERS WITH 18 RESPONSES TO DOSE OF 121.00000
 CLASS { 3 } HAS 49 MEMBERS WITH 37 RESPONSES TO DOSE OF 242.00000
 00049
 1

KOP = 1 GRADIENT MOVES = 12

THE COEFFICIENTS OF THE POLYNOMIAL OF DEGREE 2 THAT MAXIMIZES THE LIKELIHOOD OF THE DATA ARE :

Q (0) = 0.1053605157D+00
 Q (1) = 0.4476742983D-01
 Q (2) = 0.2037456378D-04

TEST OF HYPOTHESIS: Q (1) = 0

PS (>TEST STATISTIC) = 0.4216851400D+00

LIKELIHOOD RATIO 0.3903957552D-01

CONFIDENCE LIMITS BASED ON THE MULTI-STAGE MODEL (KOP = 1)

UPPER CONFIDENCE LIMITS FOR Q (1) :
 90% 95% 97.5% 99%
 0.346479D-02 0.437334D-02 0.511831D-02 0.564400D-02

CONFIDENCE LIMITS FOR A RISK OF 0.100000D+00 A.L.E. DOSE = 3.6175915714D+02

UPPER CONFIDENCE LIMITS ON EXTRA RISK:
 90% 95% 97.5% 99%
 0.253004D+00 0.293764D+00 0.325521D+00 0.347148D+00
 LOWER CONFIDENCE LIMITS ON SAFE DOSE:
 90% 95% 97.5% 99%
 0.263317D+02 0.218644D+02 0.191285D+02 0.175497D+02

CONFIDENCE LIMITS FOR A RISK OF 0.100000D-01 A.L.E. DOSE = 0.1379237384D+02

UPPER CONFIDENCE LIMITS ON EXTRA RISK:
 90% 95% 97.5% 99%
 0.503517D-01 0.521775D-01 0.717442D-01 0.784959D-01
 LOWER CONFIDENCE LIMITS ON SAFE DOSE:
 90% 95% 97.5% 99%
 0.285295D+01 0.227400D+01 0.194844D+01 0.176379D+01

$$q_1^* = \frac{0,499458 \times 10^{-1}}{0,173728 \times 10^2} = 2,875 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg/jour)}^{-1}$$

Cette valeur est multipliée par un facteur de correction pour tenir compte de l'extrapolation de l'animal à l'être humain :

$$\sqrt[3]{70/0,40} = 5,59 \text{ et } q_1^* \text{ devient } 1,61 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/jour)}^{-1}$$

Pour les rats femelles, le q_1^* déterminé à partir du modèle multistade est :

$$q_1^* = \frac{0,621775 \times 10^{-1}}{0,137924 \times 10^2} = 4,51 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg/jour)}^{-1}$$

Il est multiplié par un facteur de correction $\sqrt[3]{70/0,35} = 5,85$ et devient $q_1^* = 2,64 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/jour)}^{-1}$

Utilisant les résultats des rats femelles puisqu'ils donnent l'estimation la plus haute de q_1^* , la dose quotidienne correspondant à un risque de 1×10^{-6} devient :

$$\text{Dose quotidienne} = \frac{1 \times 10^{-6}}{2,64 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg)}^{-1}} = 3,79 \times 10^{-5} \text{ mg/kg}$$

Avec le FBC de 118 (exemple 5), la concentration dans l'eau à un risque de 10^{-6} , pour une eau de surface non utilisée à des fins d'alimentation est de :

$$\text{CRC} = \frac{3,79 \times 10^{-5} \text{ mg/kg} \times 70 \text{ kg}}{0,01 \text{ l} + (0,0065 \text{ kg} \times 118 \text{ l/kg})} = 3,41 \times 10^{-3} \text{ mg/l} = 3,4 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Exemple 5 CALCUL DU CRITÈRE ORGANOLEPTIQUE

Des seuils organoleptiques sont publiés dans la littérature :

- . Seuil organoleptique pour l'eau : 3 mg/l

- . Seuil organoleptique pour la chair de poisson : 120 mg/kg

Le critère organoleptique (CO) est alors déterminé par :

$$\text{CO} = \frac{\text{seuil (mg/l)}}{10} = \frac{3 \text{ mg/l}}{10} = 0,3 \text{ mg/l}$$

$$\text{CO} = \frac{\text{seuil (mg/kg)}}{\text{FBC(l/kg)} \times 10} = \frac{120 \text{ mg/kg}}{118 \text{ l/kg} \times 10} = 0,1 \text{ mg/l}$$

Exemple 6 CALCUL DU FACTEUR DE BIOCONCENTRATION

Une recherche dans la littérature scientifique nous montre qu'il n'existe pas de FBC mesuré à l'état d'équilibre pour la substance x. Une étude publie un coefficient de partition pour la substance. La valeur mesurée de Poe est de 713,6. Un FBC est calculé selon les équations proposées.

$$\text{Poe} = 713,6$$

$$\log \text{Poe} = 2,85$$

$$\log \text{FBC}_c = 0,79 \log \text{Poe} - 0,4$$

$$\log \text{FBC}_c = 0,79 (2,85) - 0,4$$

$$\log \text{FBC}_c = 1,85$$

$$\text{FBC}_c = 71,0$$

AJUSTEMENT pour le % de lipides

$$\text{FBC}_f = \text{FBC}_c \frac{(10,0)}{6,0}$$

$$\text{FBC}_f = 71 \frac{(10)}{6}$$

$$\text{FBC}_f = 118,4$$

RÉFÉRENCES

- GORMAN, D.J., 1987. *The Basis of the Derived Limits for the Emission of Radionuclides in Air Borne and Liquid Effluents from Ontario Hydro's Facilities*, Safety Services Department, R-0, 146 p.
- Gouvernement du Canada, 1983. *Condition physique et mode de vie au Canada*, Rapport de l'Enquête sur la condition physique au Canada. Ottawa, Canada, 75 p.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP), 1979. *Radionuclide Release into the Environment: Assessment of Doses to Man*, A report of Committee 4 of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 76 p.
- MASCHWITZ, D.E., 1988. *Guidelines for the Development and Application of Water Quality Criteria for Toxic Substances; Draft*, Minnesota Pollution Control Agency, Division of Water Quality, Program Development Section, 46 p.
- Michigan Department of Natural Resources, 1984. *Staff Report: Support Document for the Proposed Rule 57 package*. Environmental Protection Bureau, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, 55 p.
- Michigan Department of Natural Resources, 1985. *Guidelines for Rule 57(2)*, Environmental Protection Bureau, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, 32 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1990a. *Critères de qualité de l'eau*, ministère de l'Environnement du Québec, Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, Québec, 423 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1990c. *Méthodologie de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, Préliminaire*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale des interventions industrielles et Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- New York State Department of Environmental Conservation, 1986. *Water Quality Regulations Surface Water and Groundwater. Classifications and Standards*, New York State Codes, Rules and Regulations, Title 6, chapter X, Parts 700-705.

- Ontario Ministry of the Environment, 1989. *Ontario's Water Quality Objective. Development Process. Draft*, Aquatic Criteria Development Committee, Environment Ontario, 36 p.
- Santé et Bien-être social Canada, 1989. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Pièces à l'appui*, Préparées par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, Ottawa, 114 p.
- SHULEC, P. et R. Heitzman, 1986. *Water Quality Criteria Development Guidelines for Toxic Chemicals. Draft*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Standards and Toxic Section, 25 p.
- STEPHAN, C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman et N.A. Brungs, 1985. *Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses*, National Technical Information Service, Springfield, Virginia, 98 p.
- TOFT, P., 1987. "Guidelines for Canadian Drinking Water Quality", In: *Treatment of Drinking Water for Organics Contaminants*, P.M. Huck et P. Toft, eds. Pergamon Press, pp. 7-16.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1976. *Quality Criteria for Water*, Office of Water and Hazardous Material, Washington D.C., 257 p., EPA-440/9-76-023.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1980. "Water Quality Criteria Documents; availability; Notice of Water Quality Criteria Documents", *Federal Register* Part V, Vol. 45, No. 231, pp. 79318-79377.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1985. "National Primary Drinking Water Regulations; Synthetic Organic Chemicals, Inorganic Chemicals and Microorganisms; Proposed Rules". *Federal Register* Vol. 50, No. 219, pp. 46935-47022.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1990. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control. Draft, Revised*, Office of Water Enforcement and Permits, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C., 458 p.
- Wisconsin Natural Resources Board (WNRB), 1988. *NR 105 Water Quality Criteria for Toxics*, Wisconsin Natural Resources Board, 57 p.

WONG, M. P. et R. A. Kent, 1988. *Developing Canadian Water Quality Pesticide Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Draft*, Water Quality Branch, Inland Waters Directorate. Environment Canada, Ottawa, Ontario, 12 pages.

ZEMANSKY, G.M. et P.E. Ross, 1987. *Illinois Aquatic Toxicity Data Base*, (non publié), 43 p.

ANNEXES

ANNEXE 1 : SÉLECTION DES DONNÉES DE TOXICITÉ POUR LE CALCUL DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE

I. Résultats non utilisés pour le calcul des critères (Stephan *et al.* 1985)

- Les tests utilisant des organismes unicellulaires ne sont pas des tests de toxicité aiguë, même lorsque leur durée est de 96 heures ou moins.
- Les résultats douteux, publiés ou non, lorsque :
 - il n'y a pas d'échantillon contrôle;
 - trop d'organismes sont morts dans l'échantillonnage;
 - le test est effectué avec une eau déionisée sans sels ajoutés;
 - l'eau de dilution contient des concentrations en carbone organique total ou en matières en suspension de plus de 5 mg/l, à moins qu'une relation entre la toxicité aiguë ou chronique et le COT ou les MES montre que ces paramètres n'affectent pas la toxicité.
- Les résultats provenant de tests sur des mélanges ou des concentrés émulsifiés.
- Les résultats pour des substances hautement volatiles, hydrolisables ou dégradables provenant de tests autres que les tests à écoulement continu où les concentrations sont mesurées.
- Les données sur les espèces dont la population d'origine ne se situe pas en Amérique du Nord;
- Les données sur les organismes ayant été préalablement en contact avec des concentrations substantielles de polluants.
- Les données provenant de tests sur Artemia salina car cette espèce ne vit que dans des milieux où la salinité s'élève à plus de 35 g/kg.

- Les données suivantes:
 - les CE50 basés sur des effets peu sévères pour les poissons telles : la réduction des dépôts calcaires (anneaux de croissance) et la réduction de la croissance;
 - les données du stade plus résistant, si les données disponibles indiquent qu'un ou plusieurs stades du cycle vital sont au moins de un à deux fois plus résistants qu'un ou plusieurs autres stades pour la même espèce. Une espèce sera protégée de la toxicité aiguë seulement si tous les stades de son cycle vital sont protégés;
 - les valeurs aiguës qui semblent douteuses par rapport aux autres données aiguës et chroniques pour la même espèce et pour d'autres espèces appartenant au même genre;
 - les données provenant de tests aigus où les organismes ont été nourris, à l'exception des tests effectués avec des espèces d'annélides et de mysidacés d'eau salée, à moins qu'il soit démontré que la présence de nourriture n'affecte pas la toxicité de la substance testée.

REMARQUES :

Si les tests sont effectués adéquatement, les valeurs de toxicité aiguë rapportées sous la forme « plus grand que » et les valeurs se situant au-dessus de la solubilité du matériel testé doivent être utilisées. Leur rejet diminuerait inutilement la valeur aiguë finale.

Les données provenant de tests sur les espèces résidentes sont préférées.

II. Données de toxicité pour le calcul des critères de vie aquatique (tiré de Stephan *et al.* 1985)

II.1 Données de toxicité aiguë (par ordre de préférence):

- | | |
|------------------------|--|
| Daphnies et cladocères | <ul style="list-style-type: none"> (1) CE50 – 48 h basé sur le % d'organismes immobiles additionné du % d'organismes morts. (2) CL50 - 48 h (3) CE50 ou CL50 > 48 h si les animaux ne sont pas nourris et si les animaux du contrôle sont sains. |
|------------------------|--|

<p>Emryons et larves de bernacles, mollusques bivalves (palourdes, moules, huîtres, pétoncles), oursins, homards, crabes, crevettes et ormeaux</p>	<p>(1) CE50 - 96 h basé sur le % d'organismes avec une coquille non complètement développée additionné du % d'organismes morts.</p> <p>(2) la valeur la plus basse entre la CE50 - 96 h basé sur le % d'organismes avec une coquille non complètement développée et la CL50-96 h</p> <p>(3) CE50 ou CL50 mesurée à la fin d'un test dont la durée se situe entre 48 et 96 h</p>
<p>Poissons</p>	<p>(1) CE50 – 96 h basé sur le % d'organismes immobiles additionné du % d'organismes morts.</p> <p>(2) CL50 – 96 h provenant de tests dynamiques où la concentration a été mesurée.</p> <p>(3) CL50 – 96 h de tests à écoulement continu où la concentration n'a pas été mesurée, et des tests statiques avec ou sans renouvellement.</p>

Les données aiguës provenant de tests impliquant d'autres espèces d'eaux douce ou salée, ou utilisant des stades de vie plus avancés pour les bernacles, les mollusques bivalves, les oursins de mer, les homards, les crabes, les crevettes et les ormeaux, doivent être des CE50 - 96 h basés sur le pourcentage d'organismes ayant perdu le sens de l'équilibre, additionné du pourcentage d'organismes immobiles ainsi que du pourcentage d'organismes morts. Si cette valeur ne peut être obtenue, alors la CL50 - 96 h sera utilisée.

II.2 Données de toxicité chronique (par ordre de préférence) :

Les données de toxicité chronique devraient, par ordre de préférence, provenir de tests impliquant :

- (1) Le cycle de vie complet de l'organisme où au moins deux individus par espèce sont exposés par concentration testée. Afin de s'assurer que chacun des stades du cycle de vie et chacun des processus vitaux subissent l'exposition, les tests avec les poissons doivent débuter avec les embryons ou les jeunes nouvellement éclos (< 48 h), et se prolonger jusqu'à la maturation et la reproduction. Ils ne devraient pas se terminer plus tôt que 24 h après l'éclosion de la génération suivante (90 jours pour les salmonidés). Les tests impliquant des daphnies

doivent débuter avec des jeunes de moins de 24 h et ne pas se terminer avant 21 jours. Les tests avec les mysidacés doivent débuter avec des jeunes de moins de 24 h et se prolonger jusqu'à sept jours après le temps médian de la première ponte mesuré dans les contrôles.

Chez les poissons, les données doivent être obtenues et analysées en fonction de la survie et de la croissance des adultes et des jeunes, de la maturation des mâles et des femelles, de la quantité d'oeufs pondus par femelle, de la viabilité des embryons (pour les salmonidés) de l'éclosion.

Chez les daphnidés, les données doivent porter sur le taux de survie des jeunes par femelle.

- (2) Une partie du cycle de vie de l'organisme où au moins deux individus par espèce sont exposés par concentration testée.

Ces tests peuvent être effectués avec des espèces de poissons qui requièrent plus d'un an pour atteindre leur maturité sexuelle en autant que tous les stades majeurs puissent être exposés à la substance en moins de 15 mois.

Le test doit débuter avec des jeunes immatures de moins de 2 mois, avant l'activation du développement des gonades et se prolonger jusqu'à la maturation et la reproduction. Il ne doit pas se terminer moins de 24 h après l'éclosion de la génération suivante (90 jours pour les salmonidés).

Les données doivent être obtenues et analysées fonction de la survie et de la croissance des adultes et des jeunes, de la maturation des mâles et des femelles, du nombre d'oeufs pondus par femelle, de la viabilité des embryons (salmonidés seulement) et de l'éclosion.

- (3) Les stades de vie initiaux de l'organisme. La durée de l'exposition des stades initiaux doit être de 28 à 32 jours (et jusqu'à 60 jours après l'éclosion pour les salmonidés) en commençant immédiatement après la fertilisation jusqu'au développement de l'embryon, de la larve et du jeune juvénile.

Les données doivent être obtenues et analysées en fonction de la survie et de la croissance.

NOTE : Les résultats provenant d'un test de toxicité impliquant des stades de vie initiaux sont utilisés à titre prédictif des résultats de tests impliquant le cycle de vie complet ou partiel de l'organisme. Par conséquent, lorsque les données d'un test de cycle de vie complet ou partiel sont disponibles, les résultats d'un test de stade de vie

initiaux pour une même espèce ne doivent pas être utilisés. Par ailleurs, les résultats de tests de stade de vie initiaux dans lesquels il y a une augmentation significative de la mortalité ou de l'apparition d'anormalités vers la fin du test, ne doivent pas être utilisés, car ces résultats ne sont probablement pas de bonnes prédictions des résultats attendus avec des tests de cycle complet ou partiel.

Une valeur chronique peut être obtenue en calculant la moyenne géométrique des valeurs chroniques supérieure et inférieure d'un test de toxicité chronique. La valeur chronique inférieure est la plus haute concentration testée par un test approprié qui ne cause pas, au niveau d'aucun paramètre biologique spécifié précédemment, un nombre inacceptable d'effets toxiques, et sous laquelle aucune des autres concentrations testées ne cause d'effets inacceptables. La valeur chronique supérieure est la plus basse concentration testée à l'aide d'un test approprié qui cause un nombre inacceptable d'effets toxiques sur un ou plusieurs des paramètres biologiques de mesure et au-dessus de laquelle toutes les concentrations causent cet effet.

III. Données nécessaires pour le calcul de facteurs de conversion de toxicité aiguë/chronique pour la vie aquatique

Stephan *et al.* (1985) recommandent pour l'EPA que :

pour chaque valeur chronique pour laquelle il existe au moins une valeur aiguë, un ratio aigu/chronique (RAC) soit calculé. Le numérateur sera la moyenne géométrique des résultats aigus provenant de tests à écoulement continu utilisant la même eau de dilution (tests statiques acceptés pour les daphnies). Pour les poissons, les tests aigus doivent avoir été réalisés avec des juvéniles. Préférentiellement le test aigu doit provenir de la même étude que le test chronique. Autrement le test aigu doit avoir été effectué dans le même laboratoire avec la même eau de dilution ou encore le test aigu peut avoir été effectué dans un autre laboratoire mais avec la même eau de dilution.

On peut aussi calculer un RAC avec les données de deux laboratoires utilisant des eaux de dilution différentes si l'on est assuré que les caractéristiques physicochimiques n'affectent en rien la toxicité de la substance.

Si les RAC calculés pour plus d'une espèce pour une même substance diffèrent de plus d'un ordre de grandeur, ils ne doivent pas être utilisés (Stephan *et al.* 1985).

ANNEXE 2 : JUSTIFICATION DU REGROUPEMENT DES DONNÉES DE TOXICITÉ AQUATIQUE PAR GENRE

La plupart des États qui ont opté pour une approche du type de celle de l'U.S.EPA pour le calcul de critères de vie aquatique ont aussi adopté l'utilisation des moyennes géométriques des données de toxicité aquatique en les regroupant par genre plutôt que par espèce.

Cette façon de faire a pris place pour tenter de réduire le biais que peut entraîner une répartition inégale des données (*i. e.* un grand nombre de données pour une espèce par rapport à une seule donnée pour une autre espèce). Cette procédure est acceptable, car en moyenne les espèces d'un même genre auront des réponses toxicologiques semblables par rapport aux réponses d'espèces de genres différents (Stephan *et al.*, 1985).

ANNEXE 3 : JUSTIFICATION DES FACTEURS DE SENSIBILITÉ SPÉCIFIQUES

Les procédures utilisées pour déterminer les facteurs de sensibilité à partir de données sur les combinaisons truite arc-en-ciel/daphnie, méné tête-de-boule/daphnie ainsi que crapet arlequin/daphnie ont été définies par le Michigan DNR (1984) et l'Ohio EPA (Shulec et Heitzman, 1986).

Les facteurs de sensibilité spécifiques sont déterminés à partir des substances chimiques (tableau 1) pour lesquelles les données aiguës minimales nécessaires à l'application de la procédure modifiée de l'U.S.EPA (méthode 2 dans le document) pour le calcul de la VAF sont disponibles. Le logarithme (ln) d'une VAF pour une TAME spécifique est déterminée à partir d'une analyse de régression par la méthode des moindres carrés entre les ln VAF et ln TAME; la TAME retenue étant la plus sensible pour chacune des 3 combinaisons d'organismes (tableaux 2, 3, 4). Les équations du tableau 5 servent à déterminer, pour une TAME donnée, l'intervalle de confiance à 80 % pour des valeurs prédites du ln VAF. La formule pour calculer la limite de l'intervalle de confiance à 80 % est :

$$80 \% \text{ C.L. } \ln (\text{VAF}) = \ln (\text{VAF}) - (t_{n,.8})(S^2_{y.x})\left(1 + \frac{1}{n} \frac{((\ln(\text{TAME})-x)^2)}{s_x^2(n-1)}\right)$$

où :

VAF = VAF calculée pour une TAME à partir de l'équation de régression du tableau 3;

$$t_{n,.8} = 0,851;$$

TABLEAU 1 : DONNÉES UTILISÉES POUR LE CALCUL DES FACTEURS DE SENSIBILITÉ SPÉCIFIQUES
(ADAPTÉ DU MICHIGAN DNR, 1984)

SUBSTANCE	VAF (µg/l)	TRUITE ARC-EN-CIEL DAPHNIE		MÉNÉ TÊTE-DE-BOULE DAPHNIE		CRAPET ARLEQUIN DAPHNIE	
		TAME (µg/l)	ESPÈCES SENSIBLES	TAME (µg/l)	ESPÈCES SENSIBLES	TAME (µg/l)	ESPÈCES SENSIBLES
Plomb*	115,00	2 400,000	Daphnie	2 400,000	Daphnie	2 400,000	Daphnie
Lindane	2,10	32,000	Truite	67,000	Méné	56,000	Crapet
Heptachlore	0,90	11,700	Truite	42,000	Daphnie	18,000	Crapet
Cadmium*	27,00	93,000	Daphnie	93,000	Daphnie	93,000	Daphnie
Phosmète	0,70	7,800	Daphnie	7,800	Daphnie	7,800	Daphnie
Chlordane	2,60	20,000	Daphnie	20,000	Daphnie	20,000	Daphnie
DDD	0,50	3,200	Daphnie	3,200	Daphnie	-----	-----
Parathion Éthyle	0,07	0,420	Daphnie	0,420	Daphnie	0,420	Daphnie
Toxaphène	1,70	9,200	Truite	10,000	Daphnie	3,700	Crapet
Phosphamidon	2,00	9,400	Daphnie	9,400	Daphnie	9,400	Daphnie
Dieldrine	0,48	2,100	Truite	17,700	Méné	12,100	Crapet
Endrine	0,18	0,710	Truite	0,410	Méné	1,000	Crapet
Fénitrothion	2,90	11,000	Daphnie	11,000	Daphnie	11,000	Daphnie
Hexabenzène	5,00	18,000	Truite	125,000	Méné	67,000	Crapet
Arsenic	408,00	1 348,000	Daphnie	1 348,000	Daphnie	1 348,000	Daphnie
Sélénium	258,00	710,000	Daphnie	710,000	Daphnie	710,000	Daphnie
Glyphosate	1 330,00	3 000,000	Daphnie	2 300,000	Méné	3 000,000	Daphnie
Naled	0,16	0,350	Daphnie	0,350	Daphnie	0,350	Daphnie
Carbaryl	4,40	6,400	Daphnie	6,400	Daphnie	6,400	Daphnie
Endosulfan	0,23	0,340	Truite	0,880	Méné	2,600	Crapet
Chromium ⁺⁶	4 167,00	6 400,000	Daphnie	6 400,000	Daphnie	6 400,000	Daphnie
Mercure	3,40	5,000	Daphnie	5,000	Daphnie	5,000	Daphnie
Trichlorfon	0,12	0,180	Daphnie	0,180	Daphnie	0,180	Daphnie
Éthion	0,04	0,056	Daphnie	0,056	Daphnie	0,056	Daphnie
Méxacarbate	7,00	10,000	Daphnie	10,000	Daphnie	10,000	Daphnie
Pentachlorophénol	55,00	71,000	Truite	212,000	Méné	138,000	Crapet
Argent*	2,20	2,800	Daphnie	2,800	Daphnie	2,800	Daphnie
Malathion	0,79	1,000	Daphnie	1,000	Daphnie	1,000	Daphnie
Méthoxychlore	0,60	0,780	Daphnie	0,780	Daphnie	0,780	Daphnie
Trifluraline	33,00	41,000	Truite	105,000	Méné	58,000	Crapet
Fenthion	0,52	0,620	Daphnie	0,620	Daphnie	0,620	Daphnie
Parathion Méthyl	0,12	0,140	Daphnie	0,140	Daphnie	0,140	Daphnie
Dichlobénil	3 400,00	3 700,000	Daphnie	3 700,000	Daphnie	3 700,000	Daphnie
Phénol	10 150,00	10 200,000	Truite	14 000,000	Daphnie	14 000,000	Daphnie
Cyanure	45,00	46,000	Truite	83,000	Daphnie	83,000	Daphnie
Zinc*	800,00	749,000	Daphnie	749,000	Daphnie	749,000	Daphnie
Aldrine	4,30	4,000	Truite	21,000	Méné	7,200	Crapet
Chlorine	36,00	28,000	Daphnie	28,000	Daphnie	28,000	Daphnie
Cuivre*	43,00	30,000	Daphnie	30,000	Daphnie	30,000	Daphnie
DDT	0,90	0,360	Daphnie	0,360	Daphnie	0,360	Daphnie

* Dépend de la dureté - Dureté = 200 µg CaCO₃/l

** Pas de données pour le crapet arlequin

TABLEAU 2 : RÉGRESSION PAR LA MÉTHODE DES MOINDRES CARRÉS DU LOGARITHME DES VAF EN FONCTION DU LOGARITHME DES TAME (ADAPTÉ DU MDNR, 1984)

ANALYSE	DROITE DE RÉGRESSION	NIVEAU DE SIGNIFICATION	CORRÉLATION	R ²
Truite arc-en-ciel/Daphnie	$\ln(\text{VAF}) = -0,7479 + 0,9721 \ln(\text{TAME})$	<0,0001	0,9590	0,9197
Méné tête-de-boule/Daphnie	$\ln(\text{VAF}) = -0,9216 + 0,9405 \ln(\text{TAME})$	<0,0001	0,9376	0,8791
Crapet Arlequin/Daphnie	$\ln(\text{VAF}) = -0,8851 + 0,9598 \ln(\text{TAME})$	<0,0001	0,9459	0,8948

TABLEAU 3 : ÉQUATIONS DES DROITES DE RÉGRESSION DES FACTEURS DE SENSIBILITÉ SPÉCIFIQUES (ADAPTÉ DU MDNR, 1984)

ANALYSE	DROITE DE RÉGRESSION
Truite arc-en-ciel/Daphnie	$\text{VAF} = 0,4734 \text{TAME}^{0,9721}$
Méné tête-de-boule/Daphnie	$\text{VAF} = 0,3979 \text{TAME}^{0,9405}$
Crapet Arlequin/Daphnie	$\text{VAF} = 0,4127 \text{TAME}^{0,9598}$

TABLEAU 4 : PARAMÈTRES UTILISÉS DANS LES ÉQUATIONS DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE (ADAPTÉ DU MDNR, 1984)

ANALYSE	S ² _{y.x}	N	X	S _x ²
Truite arc-en-ciel/Daphnie	0,8688	40	2,1656	10,2648
Méné tête-de-boule/Daphnie	1,3086	40	2,8882	10,4829
Crapet Arlequin/Daphnie	1,1514	39	2,8587	10,3530

TABLEAU 5 : ÉQUATIONS DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 80 % DES FACTEURS DE SENSIBILITÉ SPÉCIFIQUES (ADAPTÉ DU MDNR, 1984)

ANALYSE	ÉQUATIONS DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 80 %
Truite arc-en-ciel/Daphnie	80 % I.C. $\ln(\text{VAF}) = \ln(\text{VAF}) - 0,7578 - 0,001847 (\ln(\text{TAME}) - 2,6156)^2$
Méné tête-de-boule/Daphnie	80 % I.C. $\ln(\text{VAF}) = \ln(\text{VAF}) - 1,1415 - 0,002724 (\ln(\text{TAME}) - 2,8882)^2$
Crapet Arlequin/Daphnie	80 % I.C. $\ln(\text{VAF}) = \ln(\text{VAF}) - 1,0050 - 0,002491 (\ln(\text{TAME}) - 2,8587)^2$

$s^2_{y.x}$ = carré moyen des erreurs de l'analyse de régression simple

$$s^2_{y.x} = \frac{(\sum y^2 - (\sum y)^2/N) - \left(\frac{(\sum xy - (\sum x)(\sum y)/N)^2}{\sum x^2 - (\sum x)^2/N} \right)}{N-2}$$

N = nombre de paires de données utilisées dans l'analyse de régression;

TAME = TAME spécifique pour laquelle la limite à 80 % pour la VAF est calculée;

\bar{x} = moyenne des ln TAME;

S_x^2 = variance des ln TAME.

$$S_x^2 = \frac{1}{N-1} \left(\sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{N} \right)$$

La division de la TAME par la limite de confiance à 80 % de la VAF prédite nous donne les séries de ratios présentées aux tableaux 6,7 et 8. À partir de ces données, des facteurs de sensibilité de 10 pour les combinaisons tête-de-boule/daphnie et crapet arlequin/daphnie et de 5 pour la combinaison truite arc-en-ciel/daphnie ont été choisis pour simplifier les calculs. Les VAF calculées avec cette méthode donneront une approximation adéquate des VAF déterminées à partir de la méthode de Stephan *et al.* (MDNR, 1985).

TABLEAU 6 : ESTIMATION DES VAF ET DES RATIOS TAME/VAF POUR DES TAME SPÉCIFIQUES DE TRUITE ARC-EN-CIEL/DAPHNIE (ADAPTÉ DU MICHIGAN DNR, 1984)

TAME	INTERVALLE DE CONFIANCE À 80 % DE LA VAF	RATIO TAME 80 % I.C. VAF
0,056	0,01	4,4
0,420	0,09	4,5
1,490	0,32	4,6
4,020	0,86	4,7
9,320	1,94	4,8
19,500	3,98	4,9
37,770	7,55	5,0
69,000	13,53	5,1
120,200	23,12	5,2
201,200	37,96	5,3
325,600	60,30	5,4
512,000	93,09	5,5
785,000	140,18	5,6
1 177,000	206,49	5,7
1 730,000	298,27	5,8
2 497,000	423,21	5,9
3 546,000	591,00	6,0
4 964,000	813,76	6,1
6 856,000	1 105,79	6,2
9 350,000	1 484,13	6,3
10 200,000	1 611,70	6,3

TABLEAU 7 : ESTIMATION DES VAF ET DES RATIOS TAME/VAF POUR DES TAME SPÉCIFIQUES DE MÉNÉ TÊTE-DE-BOULE/DAPHNIE (ADAPTÉ DU MICHIGAN DNR, 1984)

TAME	INTERVALLE DE CONFIANCE À 80 % DE LA VAF	RATIO TAME 80 % I.C. VAF
0,056	0,01	7,22
0,270	0,03	7,60
0,940	0,12	8,00
2,670	0,32	8,40
6,530	0,74	8,80
14,330	1,56	9,20
28,850	3,01	9,60
39,940	4,08	9,80
54,500	5,45	10,00
97,400	9,36	10,40
166,000	15,37	10,80
272,000	24,35	11,20
432,000	37,24	11,60
666,000	55,49	12,00
1 000,000	80,63	12,40
1 468,000	114,66	12,80
2 105,000	159,46	13,20
2 968,000	213,22	13,60
3 505,000	253,95	13,80
4 114,000	293,85	14,00
5 620,000	390,26	14,40
7 590,000	512,68	14,80
10 060,000	661,82	15,20
14 000,000	892,46	15,69

TABLEAU 8 : ESTIMATION DES VAF ET DES RATIOS TAME/VAF POUR DES TAME SPÉCIFIQUES DE CRAPET ARLEQUIN/DAPHNIE (ADAPTÉ DU MICHIGAN DNR, 1984)

TAME	INTERVALLE DE CONFIANCE À 80 % DE LA VAF	RATIO TAME 80 % I.C. VAF
0,056	0,01	6,40
0,270	0,04	6,56
0,940	0,14	6,74
2,670	0,38	6,95
6,530	0,91	7,16
14,330	1,94	7,37
28,850	3,80	7,58
39,940	5,19	7,69
54,500	6,99	7,80
97,400	12,15	8,02
166,000	20,16	8,23
272,000	32,19	8,45
432,000	49,84	8,67
666,000	74,95	8,89
1 000,000	109,86	9,10
1 468,000	157,52	9,32
2 105,000	220,78	9,53
2 968,000	304,43	9,75
3 505,000	355,58	9,86
4 114,000	412,90	9,96
5 620,000	552,18	10,18
7 590,000	730,28	10,39
10 060,000	948,71	10,60
14 000,000	1 288,94	10,86

ANNEXE 4 : JUSTIFICATION DU RATIO DE TOXICITÉ AIGUË/CHRONIQUE AQUATIQUE

Lorsqu'il n'existe pas suffisamment de données de toxicité aiguë et chronique pour le calcul d'un ratio aigu/chronique (RAC) spécifique, le CTAC est déterminé en divisant la VAF par un RAC général de 45. Ce ratio a été élaboré par le Michigan DNR (1984) dont voici la justification.

Le MDNR a rassemblé 50 RAC pour plusieurs poissons et invertébrés et pour plusieurs substances chimiques (tableau 9). Ces ratios ont été classés par ordre croissant et un rang centile a été assigné à chacun d'eux pour tracer la figure 3. Le RAC de 45 correspond approximativement au 80^e rang centile de ces ratios. Pour obtenir une protection plus grande il faudrait utiliser un RAC plus grand, ce que le MDNR et l'OEPA ne jugent pas nécessaire ou approprié. Ils considèrent qu'un CTAC calculé par la division de la VAF par 45 nous donne une marge de sécurité satisfaisante pour protéger les espèces aquatiques des effets chroniques de la substance concernée.

Il est difficile d'évaluer le pourcentage réel d'espèces qui sera protégé lorsqu'il est impossible d'utiliser la procédure modifiée de Stephan *et al.* à partir de données chroniques. Pour tenir compte de cette incertitude, le MDNR augmente la marge de sécurité en optant pour un RAC basé sur un intervalle de confiance à 80 %.

Selon ce dernier, le RAC de 45 est probablement supérieur à la plupart des ratios des substances chimiques industrielles (MDNR, 1984), bien qu'une étude de l'Illinois semble démontrer, à partir d'un nombre plus grand de RAC spécifiques, que la valeur de 45 est sous-évaluée, (Zemansky et Ross, 1987). Les États du Michigan, de l'Ohio et du Minnesota utilisent le facteur général de 45.

TABLEAU 9 : DONNÉES UTILISÉES POUR CALCULER UN FACTEUR DE CONVERSION AIGU/CHRONIQUE POUR LA VIE AQUATIQUE (ADAPTÉ DU MICHIGAN DNR, 1984)

PRODUIT	VALEUR CHRONIQUE	VALEUR AIGUË	RATIO C/A	RANG
HEXACHLOROCYCLOPENTADIÈNE	5,20	7,00	0,7429	1,89
ACROLÉINE	24,00	57,00	0,4211	3,77
CAPTANE	25,20	64,00	0,3938	5,66
ENDRINE	0,22	0,60	0,3667	7,54
HEXACHLOROÉTHANE	540,00	1 530,00	0,3529	9,43
PENTACHLOROPHÉNOL	116,00	364,00	0,3214	11,32
1,2,3,4 - TÉTRACHLOROBENZÈNE	318,00	1 070,00	0,2972	13,21
1,2,4 - TRICHLOROBENZÈNE	705,00	2 870,00	0,2456	15,09
BAYER 73	133,00	548,00	0,2427	16,98
ZINC	138,00	671,00	0,2057	18,87
LAS	870,00	4 350,00	0,2000	20,75
1,3 - DICHLOROBENZÈNE	1 510,00	7 790,00	0,1938	22,64
1,4 - DICHLOROBENZÈNE	763,00	4 000,00	0,1908	24,53
ARSENIC	912,00	5 278,00	0,1728	26,42
1,2 - DICHLOROÉTHANE	20 000,00	118 000,00	0,1695	28,3
PENTACHLOROÉTHANE	1 100,00	7 300,00	0,1507	30,19
2,4 - DIMÉTHYLPHÉNOL	2 475,00	16 750,00	0,1478	32,08
ANTIMOINE	2 939,00	20 291,00	0,1448	33,96
BPC	4,50	32,00	0,1406	35,85
1,1,2,2 - TÉTRACHLOROÉTHANE	2 400,00	20 300,00	0,1182	37,73
1,1,2 - TRICHLOROÉTHANE	9 400,00	81 700,00	0,1151	39,62
CUIVRE	14,50	131,00	0,1107	41,51
NAPHTALÈNE	620,00	6 600,00	0,0939	43,4
HEXACHLOROBUTADIÈNE	9,30	102,00	0,0912	45,28
BUTYL BENZYL PHTHALATE	311,00	3 494,00	0,0890	47,17
2,4,6 - TRICHLOROPHÉNOL	720,00	9 040,00	0,0796	49,06
TÉTRACHLORURE DE CARBONE	3 400,00	43 100,00	0,0789	50,94
LINDANE	8,10	104,00	0,0779	52,83
PHÉNOL	2 560,00	36 000,00	0,0711	54,72
CYANURE	16,00	233,00	0,0687	56,6
THALLIUM	86,00	1 280,00	0,0672	58,49
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE	840,00	13 460,00	0,0624	60,38
SÉLÉNIUM	159,00	2 500,00	0,0612	62,26
1,2 - DICHLOROPROPANE	8 100,00	139 300,00	0,0581	64,15
2,4 - DICHLOROPHÉNOL	365,00	8 230,00	0,0443	66,04
1,3 - DICHLOROPROPÈNE	5 700,00	131 100,00	0,0435	67,92
CARBARYL	0,38	9,00	0,0422	69,81
MALATHION	26,00	738,00	0,0352	71,7
NICKEL	130,00	4 355,00	0,0299	73,58
PLOMB	39,00	1 393,00	0,0279	75,47
ATRAZINE	187,00	6 900,00	0,0271	77,36
ENDOSULFAN	4,30	166,00	0,0259	79,25
TRIFLURALINE	4,20	193,00	0,0218	81,13
ARGENT	0,12	6,40	0,0188	83,02
DDT	0,74	48,00	0,0154	84,91
CHLORDANE	0,80	59,00	0,0136	86,79
CHROME +3	260,00	21 700,00	0,0120	88,68
CHROME +6	519,00	52 970,00	0,0098	90,57
MERCURE	0,52	74,00	0,0070	92,45
TOXAPHÈNE	0,14	22,00	0,0064	94,34
CADMIUM	2,40	414,00	0,0058	96,23
BÉRYLLIUM	5,30	2 500,00	0,0021	98,11

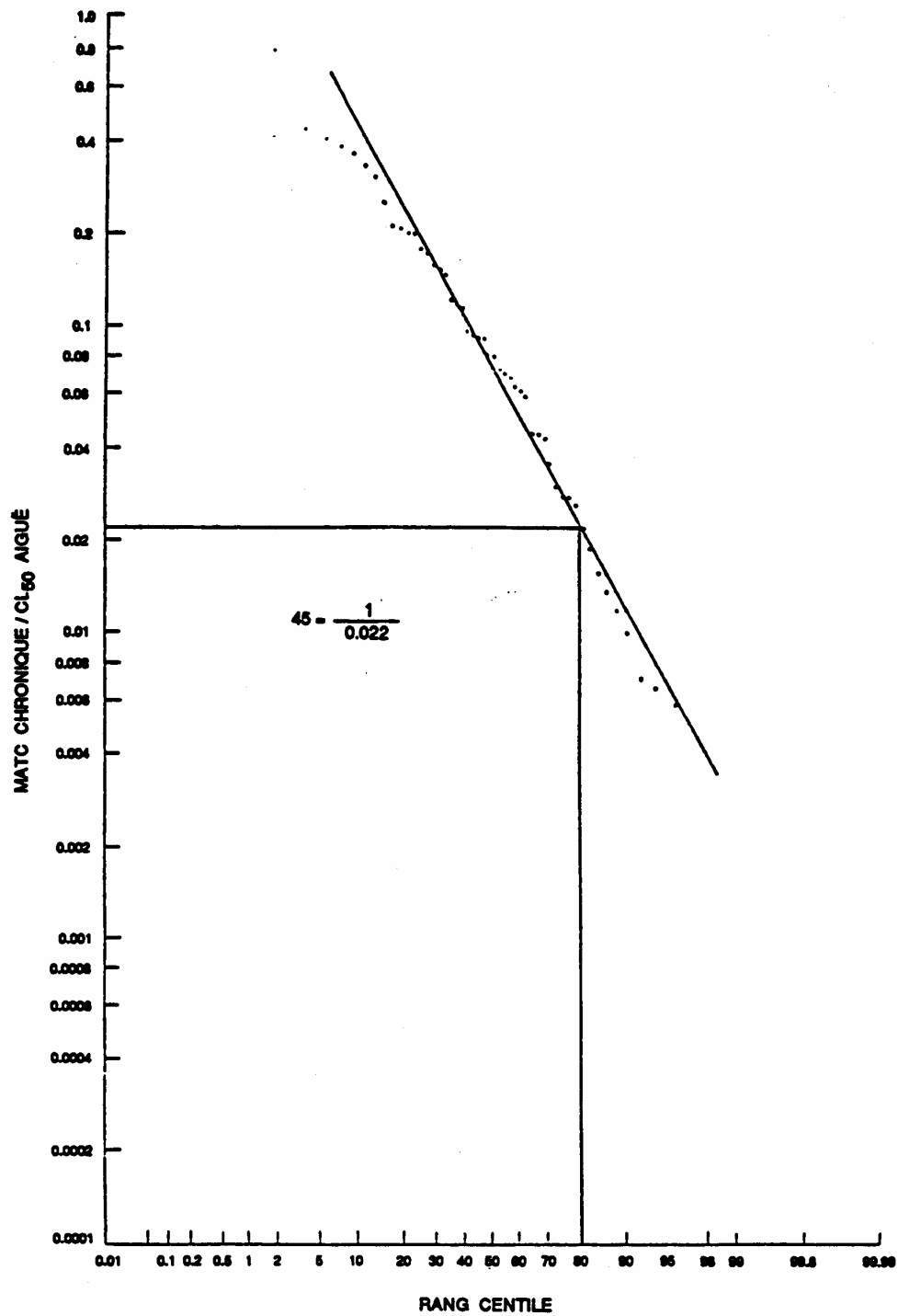


Figure 3 RELATION ENTRE LES DONNÉES DE TOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE (MATC) ET LES DONNÉES DE TOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË (CL₅₀). (adapté du MDNR,1984)

ANNEXE 5 : POIDS MOYENS CORPORELS

Un poids corporel moyen de 70 kg pour un homme adulte est utilisé dans le calcul des critères de santé humaine. Cette valeur a été utilisée par l'U.S.EPA (1980) pour déterminer les critères de qualité des eaux de surface et par le "Safe Drinking Water Committee of the National Research Council" (NAS, 1977 in: Shulec et Heitzman, 1986) pour calculer les niveaux sans effets dans l'eau potable. Ce même poids moyen est utilisé au Canada (Toft, 1987, Gorman, 1986). Les poids moyens corporels par classes d'âge au Canada sont listés ci-dessous. Le poids corporel moyen pour un enfant est estimé à 10 kg (U.S.EPA, 1985).

ÂGE (ANNÉES)	POIDS MOYEN (kg)	
	HOMMES	FEMMES
7	24,5	25,3
8	28,1	28,2
9	31,1	30,6
10	34,9	36,2
11	38,6	37,7
12	42,6	45,0
13	47,4	49,6
14	56,8	55,0
15	63,2	54,7
16	64,1	56,3
17	66,9	56,9
18	69,6	58,0
19	70,2	58,8
20-29	73,9	57,3
30-39	76,7	61,1
40-49	78,3	63,5
50-59	77,8	65,4
60 +	77,4	64,1

Tiré de: Gouvernement du Canada, 1983

ANNEXE 6 : QUANTITÉ DE POISSONS CONSOMMÉE QUOTIDIENNEMENT

La pêche et la consommation des prises sont des usages importants des cours d'eau du Québec : environ 1,2 million de Québécois s'adonnent à la pêche sportive chaque année. Dans ce contexte, il est approprié de définir un critère qui protège la santé de cette partie de la population qui pêche et consomme des poissons d'eau douce. Il est donc nécessaire de définir une quantité de poissons consommée quotidiennement par la population de pêcheurs.

Actuellement on ne peut définir avec certitude cette quantité pour le Québec. L'U.S.EPA (1980) ainsi que plusieurs organismes gouvernementaux américains et canadiens ont défini des quantités de poissons consommées qui reflètent les habitudes de leur population, chacun y allant de sa propre méthode d'estimation. Néanmoins toutes s'entendent pour protéger la population des pêcheurs, qui est particulièrement à risque.

En attendant les informations nécessaires à la définition de cette quantité pour le Québec (une collaboration avec le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec a été amorcée à ce sujet) et par souci de standardisation avec les critères déjà existants, l'approche de l'U.S.EPA est retenue avec sa valeur standard de 6,5 grammes d'organismes aquatiques consommés par personne par jour à titre de valeur plancher.

En effet, cette valeur de 6,5 grammes provient d'une étude sur toute la population et elle inclut la consommation de mollusques et de poissons d'eau douce et d'estuaire (U.S.EPA, 1980). Cette valeur risque d'être sous-protectrice pour les gros consommateurs de poissons sportifs en provenance de régions contaminées ou pour les enfants. En général des valeurs variant de 20 à 30 grammes par jour sont définies pour les pêcheurs par les autres organismes responsables de l'élaboration de critères (OEPA, 1986; NYSDEC, 1986; WDNR, 1988; MPCA, 1988; OMOE, 1989). Dans une publication récente de l'U.S.EPA (1990), l'organisme environnemental mentionne qu'il est aussi à réévaluer les valeurs de consommation de poisson. Il essayera prochainement de proposer deux valeurs pour le calcul de critères : 1) une valeur moyenne pour la population en général et 2) une valeur pour la protection des pêcheurs sportifs. La valeur de 6,5 g devra être modifiée en fonction de nouvelles informations sur les habitudes alimentaires des pêcheurs québécois ou lors de l'évaluation d'un problème local pour lequel la quantité de poissons consommée par habitant est connue.

ANNEXE 7 : QUANTITÉ D'EAU CONSOMMÉE QUOTIDIENNEMENT

Le volume d'eau consommé par jour par personne est défini à 2 litres d'eau brute pour les eaux de surface protégées à titre de source d'eau potable et à 0,01 litre d'eau brute pour toutes les autres eaux de surface. La valeur de 2 litres par jour a été proposée par l'U.S.EPA pour le calcul de standards d'eau potable, (U.S.EPA, 1976). Cette valeur est considérée comme étant représentative de la consommation liquide d'un homme adulte : elle a été estimée à partir d'une revue de littérature de l'U.S.EPA sur le sujet, (MDNR, 1984). Au Canada, Gorman (1986) estime à 1,95 litre la quantité d'eau ingérée par un homme adulte, tandis que Toft (1986) rapporte une valeur moyenne pour les adultes (hommes et femmes) de 1,5 litre/jour. La valeur de 2 litres est conservée puisque le poids moyen de 70 kg est défini pour un homme adulte. Il est important de ne pas sous-évaluer la réponse de ce groupe, car il demeure probablement le groupe le moins sensible; en effet, les femmes et les enfants sont des groupes plus à risques, car ils ont des ratios de litres d'eau consommés par kg de poids corporel plus élevés que ceux des hommes. Pour évaluer un critère de santé humaine pour un enfant, une valeur de 1 litre d'eau consommée par jour peut être utilisée (U.S.EPA, 1985).

La valeur de 0,01 litre d'eau par jour pour les eaux de surface non protégées à titre de source d'eau potable est présente dans le calcul du critère pour tenir compte de l'exposition accidentelle qui peut survenir par absorption cutanée ou par l'ingestion de petites quantités d'eau lors de la baignade ou d'autres activités récréatives. Elle a été proposée par le Michigan (MDNR, 1984) qui considère que même si ces expositions sont très variables et difficilement quantifiables, elles peuvent être sécuritairement prises en compte par l'addition de cette petite quantité d'eau quotidienne.

ANNEXE 8 : APPLICATION DES FACTEURS D'INCERTITUDE POUR LE CALCUL D'UNE QMT À PARTIR D'UN NOAEL HUMAIN OU ANIMAL

FI	EXEMPLE	TYPE DE RÉSULTAT	APPLICATION
10	NOAEL chronique humain	Résultats expérimentaux valides provenant d'études d'ingestion chronique chez l'humain.	Tient compte de la variabilité intraspécifique.
100	NOAEL subaigu humain ou NOAEL chronique mammifère	Résultats expérimentaux valides provenant d'études d'ingestion chez l'humain non disponibles ou insuffisants (i.e. résultats létaux seulement). Résultats chroniques valides d'ingestion chronique chez les mammifères.	Tient compte des variabilités intra et interspécifique.
1000	NOAEL subaigu mammifère	Aucune donnée sur la toxicité chez l'humain. Résultats insuffisants chez les animaux (i.e. pas de données chroniques).	Tient compte de l'extrapolation d'une donnée non chronique à une donnée chronique, en plus des variabilités intra et interspécifique.
100-10000	LOAEL	Pas de NOAEL disponible	Tient compte de l'extrapolation d'un LOAEL à un NOAEL.

Dans le cas où une donnée ne rencontre pas toutes les conditions d'une des catégories mentionnées dans le tableau et semble s'ajuster entre deux catégories, un facteur d'incertitude intermédiaire peut être utilisé. Un tel facteur d'incertitude devra être développé sur la base d'une échelle logarithmique (U.S.EPA, 1980; MDNR, 1985).

ANNEXE 9 : JUSTIFICATION DU FACTEUR DE CONVERSION AIGUË/CHRONIQUE POUR UNE DL50 DE RAT

La procédure se base sur une distribution lognormale des probabilités cumulatives des ratios de la dose sans effet mesurée expérimentalement sur la dose orale médiane létale pour le rat (NOAEL/DL50-orale), pour 17 substances chimiques différentes. Le graphique de la page suivante montre cette distribution. Le facteur aigu/chronique de 0,0001 est approximativement équivalent au 95^e rang centile de ces 17 ratios (figure 4). L'utilisation du 95^e percentile découle d'un jugement de valeur défini par le MDNR. Il permet selon lui d'obtenir une marge de sécurité appropriée.

L'application du facteur de conversion permet de prédire selon le MDNR et l'OEPA, des doses sans effet (NOAEL) sécuritaires à partir de doses médianes létales (DL50) et ce pour 95 % des substances chimiques. Pour les 5 % restants, les NOAEL prédits seront plus grands c'est-à-dire moins sécuritaires que les NOAEL expérimentaux.

Il est certain que plusieurs incertitudes découlent de l'estimation d'un CTH à partir de données de toxicité aiguë. Parmi celles-ci il y a la variabilité dans les mécanismes d'action des toxicités aiguë et chronique, les différences pharmacocinétiques pour des expositions de durées différentes, et les différentes mesures de toxicité (dose sans effet vs létalité). L'estimation d'un CTH à partir d'une donnée de toxicité aiguë ne représentera pas nécessairement bien la dose chronique réelle (NOAEL) (MDNR, 1984); cependant elle devrait nous donner un ordre de grandeur sécuritaire.

Par ailleurs, la détermination du facteur d'application aigu/chronique repose sur deux hypothèses. La première est que les données utilisées pour son extrapolation proviennent d'un échantillon représentatif de tous les types de toxiques. Puisque les ratios NOAEL/DL50 calculés sont très variables d'un paramètre à l'autre, on suppose qu'ils couvrent bien la gamme de variation possible. La seconde hypothèse suppose que les logarithmes des ratios sont normalement distribués.

NOTE : GRAPHIQUE NON UTILISÉ

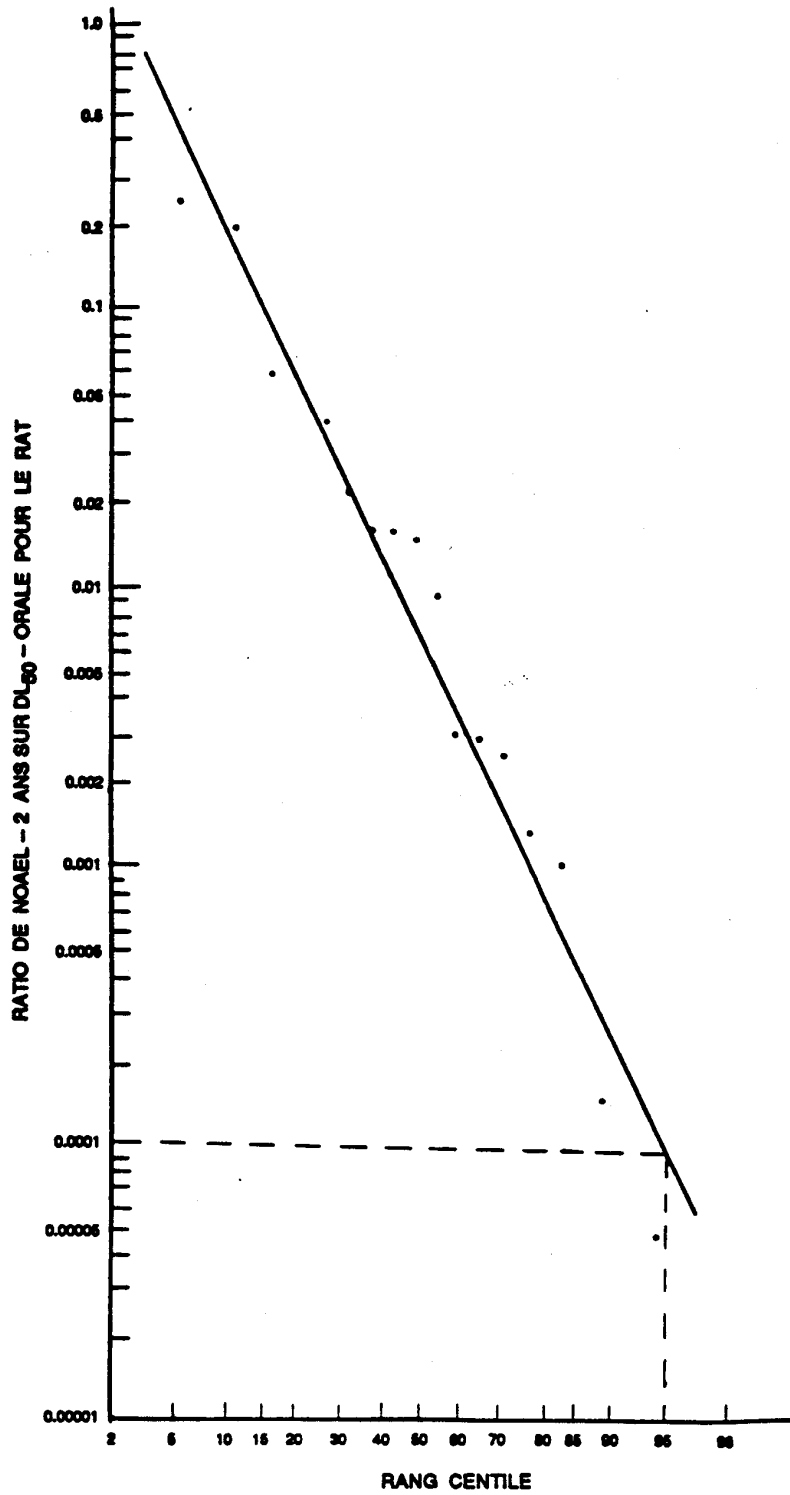


Figure 4 RANGS CENTILES DES RATIOS NOAEL - 2 ANS/DL₅₀ - ORALE POUR LE RAT, (adapté du MDNR, 1984)

ANNEXE 10 : PROPORTIONS DE LA QMT ATTRIBUABLES À LA CONSOMMATION D'EAU ET DE POISSONS CONTAMINÉS

La position adoptée par le MENVIQ se base sur l'argumentation de l'Ohio (Shulec et Heitzman, 1986) dont voici un résumé :

L'U.S.EPA recommande pour ces critères de qualité d'eau brute : « lorsqu'il n'est pas possible d'estimer raisonnablement la contribution relative d'une alimentation sans poisson et de l'air, on peut supposer que la moitié de l'exposition est due à l'eau et aux poissons et l'autre moitié aux autres sources d'exposition » (U.S.EPA, 1980). Cette recommandation semble acceptable comme première approximation de la contribution relative de substances autres que les pesticides. En effet, le phénomène doit être analysé différemment pour les pesticides qui souvent se retrouvent en quantité appréciable dans les aliments frais (*e.g.* fruits, légumes). L'Organisation mondiale de la santé recommande, pour les pesticides, que pas plus de 1 % de la QMT ne soit attribué à l'eau de boisson. Par ailleurs, le National Research Council (1977) ne fait pas de distinction entre les pesticides et les autres substances et 20 % de la QMT est alloué à l'eau de boisson pour les deux groupes. La proportion allouée par l'Ohio EPA et par le MENVIQ est un compromis entre ces deux approches; 20 % de la QMT est alloué à l'eau de boisson et à la consommation de poissons pour les pesticides et 50 % pour les autres substances. Ces valeurs seront utilisées lorsque la valeur proportion réelle n'est pas connue ou quantifiable.

ANNEXE 11 : RISQUES JOURNALIERS ET EXTRAPOLATIONS (adapté du MDNR, 1984)

	TEMPS POUR ACCUMULER 1 RISQUE DE MORTALITÉ SUR 100 000	MOYENNE ANNUELLE DU RISQUE PER CAPITA	EXTRAPOLATION DU RISQUE* POUR TOUTE LA DURÉE DE LA VIE
POUR UN HABITANT DES ÉTATS-UNIS			
ACCIDENT AVEC VÉHICULE À MOTE ¹	15 jours	2×10^{-7}	$1,4 \times 10^{-4}$
CHUTES	60 jours	6×10^{-7}	$4,2 \times 10^{-4}$
NOYADE	100 jours	4×10^{-7}	$2,8 \times 10^{-4}$
FEUX	130 jours	3×10^{-7}	2×10^{-4}
ARMES À FEU	360 jours	1×10^{-7}	7×10^{-5}
ÉLECTROCUTION	20 mois	5×10^{-7}	$3,5 \times 10^{-4}$
TORNADES	200 mois	6×10^{-7}	4×10^{-4}
INONDATIONS	200 mois	6×10^{-7}	4×10^{-4}
FOUDROIEMENT	20 années	5×10^{-7}	$3,5 \times 10^{-4}$
MORSURE OU PIQÛRE D'ANIMAL	40 années	2×10^{-7}	$1,4 \times 10^{-4}$

RISQUES RELIÉS À L'EMPLOI

GÉNÉRAL

MANUFACTURE	45 jours	8×10^{-7}	$5,6 \times 10^{-4}$
COMMERCE	70 jours	5×10^{-7}	$3,5 \times 10^{-4}$
SERVICE ET GOUVERNEMENT	35 jours	1×10^{-7}	7×10^{-5}
TRANSPORT ET SERVICES PUBLICS	10 jours	4×10^{-7}	3×10^{-4}
AGRICULTURE	150 heures	6×10^{-7}	4×10^{-4}
CONSTRUCTION	140 heures	6×10^{-7}	4×10^{-4}
EXPLOITATION MINÈRE	90 heures	1×10^{-7}	7×10^{-5}

SPÉCIFIQUE

MINAGE DU CHARBON (ACCIDENTS)	140 heures	6×10^{-7}	3×10^{-4}
POLICIER EN FONCTION	15 jours	2×10^{-7}	$1,4 \times 10^{-4}$
EMPLOYÉ DE CHEMIN DE FER	15 jours	2×10^{-7}	$1,4 \times 10^{-4}$
POMPIER	110 heures	8×10^{-7}	$5,4 \times 10^{-4}$

EXEMPLES DE RISQUE DE CANCER DE UN SUR UN MILLION

SOURCE DE RISQUE :

RAYONS COSMIQUES :

1 voyage transcontinental par air;
vivre 1,5 mois dans le Colorado comparativement à New York;
camper à 15 000 pieds pendant 6 jours comparativement au niveau de la mer;

AUTRES RADIATIONS :

exposition de 20 jours aux bruits de fond des radiations naturelles au niveau de la mer;
2,5 mois dans une construction en maçonnerie par rapport à une construction en bois;
1/7 d'une radiographie de la poitrine par un équipement moderne;

ALIMENTATION ET BOISSON :

40 boissons gazeuses diètes (saccharine);
6 livres de beurre d'arachides (aflatoxine);
180 pintes de lait (aflatoxine);
200 gallons d'eau potable provenant de Miami ou de la Nouvelle-Orléans;
90 livres de steak grillé (risque de cancer seulement);

TABAC :

2 cigarettes.

* Risque pour la durée de vie = $1 - (1-p)^70$

ANNEXE 12 : POURCENTAGES DE LIPIDES DANS LES POISSONS

Les pourcentages de lipides entre espèces de poissons et au sein d'une même espèce sont très variables, selon la saison et la situation géographique. Les méthodes qui servent à les évaluer sont aussi différentes d'un organisme environnemental à l'autre. Néanmoins, les valeurs sélectionnées par ces organismes pour le calcul d'un facteur de bioconcentration se situent toutes entre 9,6 et 11,4 % de lipides pour protéger les espèces d'eau douce froide, principalement la truite arc-en-ciel.

Ce sont généralement les espèces d'eau douce au plus fort pourcentage de lipides qui sont préférentiellement pêchées, consommées etensemencées au Québec (tableau 10). Le 80^e rang centile des pourcentages de lipides des espèces listées au tableau suivant correspond approximativement au pourcentage de lipides de la truite arc-en-ciel, soit 11,4 %. Le Minnesota PCA et le MOE de l'Ontario adoptent un pourcentage de lipides de 10 % pour protéger les espèces d'eau douce d'intérêt pour la consommation.

Pour les espèces marines, l'U.S.EPA recommande aussi un pourcentage de lipides de 10 % qui représente approximativement le pourcentage de lipides d'une espèce marine d'importance commerciale : le hareng de l'Atlantique, (Stephan *et al.* 1985).