

Québec, le 31 janvier 2018

Objet : Demande d'accès n° 2018-01-54 – Lettre réponse

---

Monsieur,

La présente fait suite à votre demande d'accès du 17 janvier dernier concernant la note technique sur 9 pesticides et sur le fer.

Vous trouverez en pièce jointe le document demandé. Il s'agit de :

- Recommandation de critères de qualité de l'eau pour le fer et pour la protection de la vie aquatique, document révisé en 2007, 25 pages.

Conformément à l'article 51 de la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels (RLRQ, chapitre A-2.1), vous pouvez demander la révision de cette décision auprès de la Commission d'accès à l'information. Vous trouverez en pièce jointe une note explicative concernant l'exercice de ce recours.

Pour obtenir des renseignements supplémentaires, vous pouvez communiquer avec M<sup>me</sup> Alexie Gauthier, analyste responsable de votre dossier, par courriel, à l'adresse [alexie.gauthier@mddelcc.gouv.qc.ca](mailto:alexie.gauthier@mddelcc.gouv.qc.ca), en mentionnant le numéro de votre dossier en objet.

Veuillez agréer, Monsieur, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

La directrice,

ORIGINAL SIGNÉ PAR

Pascale Porlier

p. j. (2)

Recommandation de critères de qualité de l'eau  
pour le fer pour la protection de la vie aquatique

**Isabelle Guay  
Marc-André Roy  
Pascal Simard**

**Juillet 2000**  
Rév. 2007

## Table des matières

	Page
<b>1.0 Introduction</b> .....	<b>2</b>
<b>2.0 Spéciation et toxicité du fer</b> .....	<b>3</b>
<b>3.0 Facteurs pouvant influencer la toxicité du fer</b> .....	<b>4</b>
3.1 Dureté de l'eau .....	<b>4</b>
3.2 Acidité de l'eau .....	<b>4</b>
3.3 Matières en suspension et matières organiques .....	<b>5</b>
3.4 Grosseur des particules (calibre) .....	<b>6</b>
<b>4.0 Recommandations et critères de qualité de l'eau existants</b> .....	<b>7</b>
<b>5.0 Calcul des critères de qualité de l'eau</b> .....	<b>8</b>
5.1 Calcul de la VAF et du CVAA par la méthode 2 .....	<b>9</b>
5.2 Calcul du ratio de toxicités aiguë/chronique (RAC).....	<b>10</b>
5.3 Calcul du critère chronique (CVAC).....	<b>10</b>
5.4 Recommandations.....	<b>10</b>

### Tableau synthèse

### Glossaire

### Références bibliographiques

### Annexes

Annexe 1 : Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer réalisés sur différentes espèces aquatiques d'Amérique du nord (pH > 4,5)

Annexe 2 : Résultats de tests de toxicité chronique sur le fer réalisés sur différentes espèces aquatiques d'Amérique du nord (pH > 4,5)

Annexe 3 : Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer réalisés sur différentes espèces d'eau salée d'Amérique du nord et classés selon leurs groupes taxinomiques respectifs

Annexe 4 : Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer servant au calcul du critère de protection de la vie aquatique

Annexe 5 : Résultats de tests de toxicité chronique sur le fer servant au calcul du critère de protection de la vie aquatique

## **1.0 Introduction**

Le fer est le quatrième élément le plus abondant, en terme de masse, dans la croûte terrestre. À la suite de l'érosion des sols, le fer se retrouve naturellement dans les cours d'eau et les lacs. Selon les données de terrain disponibles, les concentrations naturelles de fer pour l'ensemble des bassins versants du Québec (n=6815) sont représentées par le 5<sup>e</sup> et le 95<sup>e</sup> percentile, soit entre 0,05 mg/l et 1,0 mg/l respectivement (MENV, 2000). Ces valeurs englobent les zones d'activités minières et les zones peu minéralisées. Le fer joue un rôle important pour les organismes aquatiques de tous les niveaux de la chaîne alimentaire : d'une part, les plantes l'utilisent directement du milieu pour leur croissance et, d'autre part, il joue un rôle vital de transporteur d'oxygène chez les invertébrés et les vertébrés.

Les rejets industriels contribuent à l'augmentation de cet apport naturel de fer. Par exemple, les mines et les industries des secteurs de la métallurgie et de la chaîne inorganique rejettent des composés contenant du fer dans les cours d'eau. Le fer peut être rejeté sous forme de sulfate ( $\text{FeSO}_4$ ), traité avec de la chaux ou avec de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) (Sykora et al. 1972). Il peut devenir toxique pour certains organismes lorsque les concentrations deviennent trop élevées. L'objectif de cette étude est de trouver la concentration (le seuil) où le fer a des effets néfastes sur la vie aquatique afin de réévaluer selon les procédures standards (MENV, 1990, rév 1992) le critère de qualité de l'eau existant pour la protection de la vie aquatique (MEF, 1998).

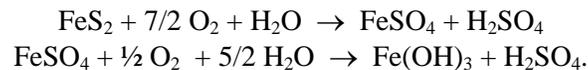
Pour ce faire, une revue de littérature a été menée dans le but de trouver le maximum de tests de toxicité réalisés avec du fer. Les recherches concernant la toxicité du fer à l'égard des organismes aquatiques n'abondent pas, ce métal n'étant pas considéré comme une substance prioritaire; ce qui ne l'empêche pas d'être problématique dans tout type d'effluent. Initialement, un critère de vie aquatique pour le fer dissous devait être élaboré en plus ou à la place d'un critère de qualité pour le fer total, mais il n'existe que très peu de données portant sur des tests réalisés avec le fer dissous. C'est pourquoi, seuls des critères de qualité en fer total sont finalement présentés dans ce rapport.

La première section consiste à présenter une brève analyse portant sur le comportement du fer dans l'eau permettant d'identifier la forme de fer la plus toxique et les effets potentiels de ses différents états d'oxydation, ce qui permet de déterminer par la suite un critère de qualité en fonction de la forme la plus appropriée. Aux sections suivantes sont présentés les facteurs environnementaux pouvant influencer la toxicité du fer, puis des recommandations et une revue des critères de qualité de l'eau existants pour le fer suivies de la présentation des nouveaux calculs de critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique.

## 2.0 Spéciation et toxicité du fer

Le fer est présent dans le milieu aquatique sous deux états d'oxydation ; soit sous la forme de fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ou de fer ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Le fer ferreux est dominant lorsque le pH est plus petit que 4,5 et lorsque la concentration d'oxygène dissous est faible, voire en conditions anoxiques (Loeffelman 1985). Le fer ferrique domine lorsque le pH de 4,5 subit une augmentation aussi faible que 0,5 unité (Gerhardt 1993) et que le milieu récepteur est relativement bien oxygéné. Un changement dans l'état d'oxydation du fer implique une modification de la solubilité de celui-ci. En effet, le  $\text{Fe}^{2+}$  est plus soluble que le  $\text{Fe}^{3+}$  ce qui suppose une biodisponibilité plus grande du  $\text{Fe}^{2+}$  soluble pour les organismes aquatiques. Pour cette raison, on pourrait s'attendre à ce que le fer ferreux soit plus toxique que le fer ferrique malgré les connaissances incertaines à ce sujet. Gerhardt (1993) conclut que le fer soluble semble plus toxique, tandis que Rousch, JM et al. (1997) affirment que l'effet du fer dissous est moins important que celui des précipitations causées par le fer ferrique. D'autres chercheurs, Moon et Lucostic 1979 (dans Rousch JM et al. 1997) appuient les résultats de Gerhardt.

Lorsque le fer est rejeté dans les cours d'eau naturels sous forme de sulfate ( $\text{FeSO}_4$ ) ou de pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), il réagit avec les composantes du milieu selon les réactions simplifiées (Sykora et al. 1973) suivantes:



Ainsi, le fer est oxydé en  $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$ . Ce composé peut réagir avec la matière organique en suspension et former des particules et/ou des colloïdes en suspension interagissant avec d'autres métaux (Laxen et Harrison 1981). Cet hydroxyde de fer peut précipiter et former une épaisse boue de couleur ocre sur les sédiments, ce qui diminue la pénétration de la lumière et empêche alors les algues de croître et diminue, du même coup, la production de l'écosystème (Maltby et al. 1987). Le précipité d'hydroxyde peut aussi colmater les branchies des poissons et des invertébrés benthiques entraînant une mortalité par suffocation chez certaines espèces (Loeffelman 1985). Ce précipité peut également interférer avec les processus respiratoires des œufs de poissons (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, 1979).

En résumé, le fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) se retrouvant en solution dans le milieu, est directement disponible pour les organismes aquatiques. Bien qu'il ne soit pas dominant à des pH naturels en milieu oxygéné, des petites quantités sont présentes et peuvent être toxiques pour les organismes. De façon contraire, le fer ferrique se retrouve principalement sous forme de particules et de colloïdes. Cette forme complexée du fer peut précipiter et avoir des effets toxiques directement sur les organismes ou, plus indirectement, en modifiant le substrat. Donc, les deux formes de fer ont des effets néfastes pour les écosystèmes mais agissent de façon bien différente.

### **3.0 Facteurs pouvant influencer la toxicité du fer**

#### **3.1 Dureté de l'eau**

La dureté est une mesure du pouvoir tampon d'un plan d'eau exprimée en mg de CaCO<sub>3</sub>/l. Selon les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, l'augmentation de la dureté a tendance à diminuer la toxicité des métaux par formation de complexes carbonatés et par l'antagonisme provoqué par le calcium (CCMRE 1987, p. IV-4). Les données ci-dessous sont celles qui permettent de vérifier si cette relation s'applique au fer.

Selon les résultats de Tomasik et al. (1995), la sensibilité de *Daphnia magna*, à un pH constant de 7,7, serait en fonction de la dureté de l'eau. Une CL<sub>50</sub> de 35 mg/l a été observée à une dureté de 100 mg/l de CaCO<sub>3</sub> comparativement à une CL<sub>50</sub> de 8 ou de 20 mg/l pour une dureté de 50 mg/l. Or, des baisses de pH de 7,7 à 6,65 pour 8 mg/l de fer, de 7,7 à 6,10 pour 30 mg/l de fer et jusqu'à 5,67 pour 40 mg/l de fer ont été observées. Tomasik et al. (1995) stipulent que ces baisses de pH auraient pu causer une certaine mortalité et expliquer, par le fait même, qu'on retrouve deux CL<sub>50</sub> pour la même dureté. Par ailleurs, aucune baisse de pH ne semble avoir été observée lors des tests à 100 mg/l de dureté. Remarquons que Christensen et Biesinger (1972) obtiennent, toujours pour *D. magna*, une CL<sub>50</sub> de 9,6 mg/l pour une dureté de 45,3 mg/l. Cette valeur se rapproche beaucoup de celle de Tomasik et al. (1995) de 8 mg/l pour une dureté semblable (50 mg/l). Par contre, quelques paramètres diffèrent comme la température et la durée des tests.

Les tests de toxicité de Martin et Holdich (1986) et de Maltby (1987) réalisés sur le crustacé *Asellus aquaticus* ne présentent pas le même patron de toxicité en fonction de la dureté que *D. magna*. Martin et Holdich (1986) obtiennent une CL<sub>50</sub> de 183 mg/l pour une dureté de 50 mg/l de CaCO<sub>3</sub>. Maltby (1987) obtient une CL<sub>50</sub> de 425,1 mg/l (moyenne géométrique des deux CL<sub>50</sub> des individus provenant d'un site non pollué) pour une dureté de 26,1 mg/l. Considérant que les caractéristiques de ces deux tests sont relativement semblables (pH de 6,75 et 7, température de 13°C et 15°C...), la toxicité du fer sur *A. aquaticus* augmente en fonction de la dureté. L'effet de la dureté sur la toxicité du fer n'est pas quantifiable puisque *D. magna* était moins sensible aux effets du fer lorsque la dureté de l'eau augmentait alors que *A. aquaticus* l'était plus. En ce qui concerne la faune ichthyenne, aucune étude consultée précise clairement les effets de la dureté de l'eau sur la toxicité du fer. La dureté ne pourra donc pas être prise en compte lors de la détermination du critère de qualité de l'eau.

#### **3.2 Acidité de l'eau**

L'effet du pH sur la toxicité du fer a été mesuré sur plusieurs espèces puisque celles-ci réagissent différemment à une variation de l'acidité de l'eau. Mentionnons que le pH peut varier suffisamment pour impliquer un changement dans la forme de fer. Maltby et al. (1987) ont testé la toxicité du fer sur *Asellus aquaticus* pour des pH de 4,5 et de 7. Afin de connaître l'effet d'un pH acide sur *A. aquaticus*, un test préliminaire de 198 heures, sans addition de fer, a été conduit pour des pH de 3,5 à 7,5. Après une analyse statistique, Maltby et al. (1987) ont conclu que l'effet du pH ne causait pas de mortalité significative sur cette espèce.

Gerhardt (1993) obtient les mêmes résultats avec un test chronique de 30 jours effectué avec un insecte tolérant aux conditions acides : l'acclimatation de *Leptophlebia marginata* s'est fait progressivement à partir d'un pH de 7, diminuant celui-ci de 0,5 unité par jour. Gerhardt (1993) ne fait pas mention de mortalité significative à la suite de cette diminution de pH. Les concentrations minimales produisant un effet observable (CMEO) sont de 10 mg/l de fer pour le milieu acide (pH de 4,5) et des valeurs dépassant

50 mg/l, soit la concentration la plus élevée testée, pour le pH neutre.

Dans leur étude, Mukhopadhyay et Konar (1984) ont fait varier le pH sans changer la forme de fer dominante. Ils ont testé un crustacé (*Cyclop viridis*), un poisson (*Tilapia mossambica*) et un ver (*Branchiura sowerbi*) pour une gamme de pH englobant plus ou moins les pH naturels et où le fer reste en majeure partie sous forme de fer ferrique. Les CL<sub>50</sub> obtenues, respectivement aux pH de 6,5, 7 et 8,5 sont les suivantes : 35,2, 33,5 et 36 mg/l pour *C. viridis*; 119,6, 83,2 et 117 mg/l pour *T. mossambica* et 580, 560 et 446 mg/l pour *B. sowerbi*. Ces résultats ne permettent pas de conclure à propos de l'effet du pH sur la toxicité du fer. Pour le crustacé, les CL<sub>50</sub> démontrent qu'il n'y a aucun effet causé par le changement de pH, sur la toxicité du fer. Par contre, pour les deux autres espèces, les CL<sub>50</sub> sont différentes; mais d'autres facteurs, telles que les conditions optimales de croissance des espèces, ont pu être responsables de ces variations.

En résumé, d'après les résultats de Maltby et al. (1987) et Gerhardt (1993), il semble évident que le Fe<sup>2+</sup> soluble est plus toxique que le Fe<sup>3+</sup> particulaire ou colloïdale le pH jouant un rôle très important dans la spéciation. Les expériences de Mukhopadhyay et Konar (1984) ne démontrent pas que le pH a un effet sur la toxicité du fer lorsque celui-ci ne change pas de forme.

La majorité des cours d'eau naturels du Québec ont un pH > 4,5, soit le 5<sup>e</sup> percentile de 6.6 et le 95<sup>e</sup> percentile de 8,4 (MENV, 2000) ; les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique seront calculés selon des concentrations de fer total et selon les données de toxicité qui couvrent les pH 6.0 – 8.5 inclusivement (6,0 ≤ pH ≤ 8,5) (section 2.0). Toutefois, dans le cas où le pH d'une rivière serait suffisamment acide pour qu'une grande quantité de fer ferreux se retrouve en solution, la valeur du critère de qualité ne serait plus suffisamment sécuritaire pour protéger les organismes aquatiques.

### **3.3 Matières en suspension et matières organiques**

Le fer est un métal ayant des propriétés complexantes, c'est-à-dire qu'il peut se lier à plusieurs autres molécules en suspension dans l'eau et il en résulte une modification de la toxicité du fer. Theis et Singer (1965, dans Loeffelman, 1985) affirment que les acides tanniques, les acides galliques, le pyrogallol et d'autres produits de la décomposition végétale préviennent l'oxydation du Fe<sup>2+</sup> pour quelques jours sous une pression partielle d'oxygène de 0,21 atmosphère. De plus, Gerhardt (1993) affirme que des agents de complexation tels que les acides humiques, la matière organique, l'argile et le carbonate de calcium diminuent la biodisponibilité des espèces ioniques. Les mécanismes modifiant la toxicité du fer sont complexes et trop peu de données sont disponibles pour les quantifier.

### **3.4 Grosseur des particules (calibre)**

Démontrée par Sykora et al. en 1973, la toxicité du précipité de fer ferrique qui se forme sous des conditions adéquates (pH > 4,5) est fonction de la taille des particules qui le compose, qui est elle-même fonction de la concentration initiale de Fe<sup>3+</sup> dans le milieu. C'est-à-dire qu'une augmentation de la concentration de fer ferrique engendre une augmentation de la grosseur des particules formant le précipité, ce qui a pour conséquence de diminuer la toxicité de ce dernier. La mortalité prénatale à faible concentration est causée par les particules d'hydroxyde de fer qui obstruent les pores du chorion, provoquant une diminution des échanges gazeux, alors qu'à forte concentration de fer ferrique, les particules deviennent trop grosses pour obstruer les pores respiratoires de l'œuf; la survie embryonnaire en est alors améliorée. En effet, la majorité des avortements se produisent lors du stade précédant l'éclosion, soit au moment où la demande en oxygène du fœtus et la perméabilité de la membrane de l'œuf sont très élevées, révélant ainsi une obstruction des pores respiratoires. Par exemple, la grosseur médiane des particules de fer à une concentration de 1,5 mg/l de fer est de 2,04 µm et peut obstruer les pores d'un diamètre de 1,3 µm chez le tête-de-boule. À l'inverse, les particules de fer à une concentration de 50 mg/l

ont une grosseur médiane de 5,36 µm; elles sont trop grosses pour obstruer les pores. Les particules plus grosses ne feront que s'adsorber à la membrane de l'oeuf n'ayant peu ou pas d'effet néfaste sur l'éclosion des oeufs. De plus, Sykora et al. démontrent ces affirmations en filtrant le milieu contenant 1,5 mg/l de fer : le succès d'éclosion passent alors de 23 % pour le milieu non filtré à 82 %, valeur identique à celle du contrôle, pour le milieu filtré. À la suite de ces observations, ils ont conclu que la précipitation de l'hydroxyde de fer affecte l'éclosion des oeufs de *Pimephales promelas* à une concentration de 1,5 mg/l (ce qui représente un succès d'éclosion de 23 %, comparativement à un succès de 82 % chez le témoin). Sykora et Smith (1976) ont mesuré l'effet de l'hydroxyde de fer sur les oeufs de *Salvelinus fontinalis* et *Onchorynchus kisutch*. Cependant, aucun effet néfaste n'a été reporté dans leurs observations.

#### **4.0 Recommandations et critères de qualité de l'eau existants**

En 1964, l'European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) publiait dans son rapport intitulé « Water Quality Criteria for European Freshwater Fish » qu'une concentration de fer acceptable ne devrait pas excéder 1,0 mg/l afin de préserver la vie aquatique. En 1972, le National Academy of Sciences (NAS) (Blue book) proposait, sur la base d'une revue de littérature, une concentration de fer soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) acceptable pour les prises d'eau domestique (eau brute) de 0,3 mg/l. Les auteurs stipulaient qu'à une telle concentration, il n'y avait pas de précipitation de l'hydroxyde ferrique, ce qui prévient les taches sur les vêtements et sur les cuves de toilettes, de même que le mauvais goût de l'eau potable relié à des concentrations supérieures de fer. Ce fait, basé sur de nombreuses expérimentations réalisées par différents auteurs, a servi par la suite de justification à cette recommandation pour les prises d'eau potable.

Dans son rapport annuel de 1974, le Great Lakes Water Quality Board (GLWQB), dans le cadre de la Commission mixte internationale (International Joint Commission (IJC)), publiait une concentration de fer total acceptable de 0,3 mg/l pour les prises d'eau domestique (eau brute). En 1976, l'U.S.EPA publiait dans son « Red book » une concentration de fer soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) acceptable de 0,3 mg/l pour les prises d'eau domestique ainsi qu'une concentration de 1,0 mg/L en fer total afin de préserver la vie aquatique. Dans sa publication de 1978, l'International Joint Commission redéfinit ce critère de protection de la vie aquatique à 0,3 mg/l de fer total dans un échantillon non filtré, contrairement à celui de 1,0 mg/l de fer total publié par l'U.S.EPA en 1976.

L'American Fisheries Society publiait en 1979 une critique du « Red book » de l'U.S.EPA. Dans cette publication, les auteurs stipulent que la concentration acceptable de fer total de 1,0 mg/l pour la protection de la vie aquatique doit être revue à la baisse puisqu'il a été démontré par Warnick et Bell en 1969 qu'une concentration de 0,32 mg/l est létale pour une espèce d'insecte aquatique (*Ephemera subvaria*). Cette société proposait alors un critère de qualité de 0,3 mg/l (et peut-être même inférieur à cette valeur) pour la protection de la vie aquatique. Les auteurs affirment également que la concentration de fer acceptable pour les prises d'eau domestique de 0,3 mg/l doit être mesurée en fer total et non en fer soluble comme le recommande l'U.S.EPA.

En 1979, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario publiait qu'une concentration de fer total acceptable ne devrait pas excéder 0,3 mg/l pour la protection de la vie aquatique. Selon ce ministère, ce critère est basé sur des expériences menées avec de l'eau potable (filtrée) au niveau des prises d'eau domestique (NAS, 1972). D'après ses conclusions, la concentration en fer soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) de 0,3 mg/l proposée par le National Academy of Sciences en 1972 n'empêche pas la formation de précipités d'hydroxyde ferrique dans un tel type d'eau. Afin de protéger à la fois les prises d'eau domestique et la vie aquatique, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario recommande une concentration de 0,3 mg/l en fer total comme critère de qualité.

Au Québec, la concentration acceptable en fer total de 0,3 mg/l est le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique actuellement en vigueur au ministère de l'Environnement du Québec (MEF, 1998) en accord avec les recommandations du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) (1987).

## **5.0 Calcul des critères de qualité de l'eau**

Une revue de littérature et des banques de données toxicologiques a été réalisée en 1998 afin de regrouper tous les résultats de tests de toxicité du fer sur les organismes aquatiques (annexes 1, 2 et 3). La méthode employée est celle décrite dans : « Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques » (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Pour définir des critères de qualité d'eau douce, seules les données obtenues pour des espèces aquatiques nord-américaines d'eau douce ont été retenues. De plus, compte tenu que la toxicité du fer varie en fonction du pH, les données retenues pour le calcul des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique proviennent de tests de toxicité réalisés à des pH variant entre 6,0 et 8,2. Les résultats souvent contradictoires ne permettent pas de statuer sur l'influence de la dureté de l'eau et de la présence ou de l'absence de matières organiques en suspension dans l'eau sur la toxicité du fer. Ainsi, la sélection des données ne se justifiera pas par ces paramètres.

Concernant les résultats des tests de toxicité aiguë (réalisés à un  $6,0 \leq \text{pH} \leq 8,5$ ), les CL50 et CE50 de durée variant de 48 à 96 heures selon les espèces testées sont présentées à l'annexe 4. Aucune donnée de terrain n'a été retenue pour le calcul des critères de qualité. Seules les données rapportées en fer extractible total ou en fer total (c'est-à-dire où il n'y a pas de filtration) servent au calcul des critères de qualité. Les résultats de test où il y a eu un précipité ont été conservés puisque ce phénomène représente un des effets néfastes du fer particulaire. Les résultats provenant de tests où il y avait un manque de renseignements concernant la méthode employée par les auteurs ou toutes autres conditions non adéquates dans le but de développer des critères de qualité de l'eau n'ont pas été retenus.

Concernant les résultats des tests de toxicité chronique (réalisés à un  $6,0 \leq \text{pH} \leq 8,5$ ), les CMEO/CSEO/CL<sub>50</sub> de durée variant de 7 jours à 20 mois, selon les espèces testées, sont présentées à l'annexe 5. Il n'existe pas suffisamment de données de toxicité chronique pour être en mesure d'utiliser la méthode 1 de calcul de critères de qualité de l'eau de la procédure du MENVIQ (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Par ailleurs, les données de toxicité aiguë couvrent 7 familles d'organismes aquatiques, dont les 6 familles minimales requises pour utiliser la méthode 2 de calcul de critères de qualité pour la vie aquatique (annexe 4). Il est également possible de déterminer un ratio de toxicité aiguë/chronique à partir des données retenues pour le calcul des critères de qualité (section 5.2) pour convertir la valeur aiguë finale en valeur chronique.

On peut penser qu'en étant les plus basses valeurs parmi toutes les données aiguës et chroniques rassemblées, les résultats de 0,3 mg/l de *Ephemerella subvaria* et de 0,9 mg/l de *Cyprinus carpio* proviennent de tests de toxicité plus sensibles que les tests aigus classiques (annexe 1). Ces résultats ont été plutôt regroupés avec les données de toxicité chronique au lieu d'être classés dans les données de toxicité aiguë. Ceci est en accord avec la façon dont tous les auteurs de la section 4 avaient interprété ces mêmes données, la valeur de 0,3 mg/l étant retenue comme la recommandation « chronique » de la plupart des juridictions. Les trois plus basses données aiguës deviennent alors celles de *Daphnia magna* (9,6 mg/l), de *Oncorhynchus mykiss* (18,3 mg/l) et de *Pimephales promelas* (18,7 mg/l).

### **5.1 Calcul de la valeur aiguë finale et du CVAA par la méthode 2 (en mg/l)**

N = Nombre total de TAMG de la série de données = 7

T = 3

Rang	TAMG	ln TAMG	(ln TAMG) <sup>2</sup>	P = R/(N+1)	√P
3	18,7	2,9285	8,5762	0,3750	0,6124
2	18,3	2,9069	8,4501	0,2500	0,5000
1	9,6	2,2618	5,1156	0,1250	0,3536
<b>Total</b>		<b>8,0972</b>	<b>22,1419</b>	<b>0,7500</b>	<b>1,4660</b>

$$S^2 = \frac{22,1419 - (8,0972)^2/3}{0,7500 - (1,4660)^2/3} = 8,5385$$

$$S = 2,9221$$

$$L = [8,0972 - (2,9221)(1,4660)]/3 = 1,2711$$

$$A = (2,9221)(0,05)^{1/2} + 1,2711 = 1,9245$$

$$\mathbf{VAF = e^{1,9245} = 6,8517 \text{ mg/l} = 6,9 \text{ mg/l}}$$

#### **Justification de la VAF calculée**

Puisque la valeur aiguë finale calculée est plus basse que l'ensemble des données aiguës retenues, cette valeur de 6,9 mg/l est conservée et permet d'établir un critère de qualité pour la vie aquatique aiguë (CVAA) de 3,4 mg/l.

#### **Calcul du critère de vie aquatique aiguë (CVAA) :**

$$\mathbf{CVAA = VAF/2 = 6,8517/2 = 3,4259 = 3,4 \text{ mg/l de fer extractible total}}$$

## 5.2 Calcul du ratio de toxicité aiguë/chronique

Ratio de toxicité aiguë/chronique calculé à partir des CSEO / CMEO mesurées par différents auteurs:

Auteur	Espèce	CSEO / CMEO (en mg/l)	Aiguë / Chronique	RAC
Biesinger et Christensen, 1972 (C) (A)	<i>Daphnia magna</i>	4,4	9,6 / 4,4	2,1818
Sykora et al, 1973 (C) Loeffelman, 1985 (A)	<i>Pimephales promelas</i>	1,5	18,7 / 1,5	12,4667
<b>Moyenne géométrique</b>				<b>5,21536192</b>

(A) = provenance de la donnée de toxicité aquatique aiguë

(C) = provenance de la donnée de toxicité aquatique chronique

## 5.3 Calcul du critère de vie aquatique chronique (CVAC) :

$$CVAC = VAF / RAC = 6,8517 / 5,2154 = 1,3137 \text{ mg/l}$$

Remarque : Il existe une donnée de toxicité chronique inférieure à ce CVAC calculé, soit d'une valeur de 0,3 mg/l pour l'insecte *Ephemerella subvaria*. Cette donnée n'a jamais été reproduite.

CVAC = 1,3 mg/L: Ce critère de qualité pourrait ne pas être protecteur pour l'éphémère *Ephemerella subvaria* si cette espèce est aussi sensible que certaines données l'indiquent.

## 5.4 Recommandations

Les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique pour le fer sont de 6,9 mg/l à respecter au tuyau en tout temps; de 3,4 mg/l pour la toxicité aiguë, à respecter en moyenne sur 1 heure à 1 journée; et de 1,3 mg/l pour les effets chroniques, à respecter en moyenne sur 4 à 7 jours (MEF, 1998).

## **Glossaire**

**CE<sub>50</sub>**: concentration ayant un effet néfaste pour 50% des individus

**CL<sub>50</sub>**: concentration létale pour 50% des individus

**CMEO**: concentration minimale ayant un effet observable

**CSEO**: concentration sans effet observable

**CVAA**: critère de toxicité aquatique aiguë

**CVAC**: critère de toxicité aquatique chronique

**D**: durée du test

**NM**: non mentionné

**O<sub>2</sub>**: Pourcentage de saturation de l'oxygène dans l'eau

**Pho** : photopériode

**RAC** : ratio de toxicité aigu/chronique

**SFe** : source de fer

**SV**: stade vital

**TAME**: toxicité aiguë moyenne par genre

**TAMG**: toxicité aiguë moyenne par genre

**TE** : type d'eau utilisé pour le test

**TT** : type de test - S : statique

**VAF** : valeur aiguë finale

## Références bibliographiques

Alam, MK and Maughan, OE, 1995. Acute toxicity of heavy metals to common carp (*Cyprinus carpio*). J. Environmental Sci. Health. A30(8): 1807-1816.

American Fisheries Society Water Quality Section, 1979. Members of the red book review steering committee. Review of the EPA red book: quality criteria for water. p. 121-125.

Biesinger, KE and Christensen, GM, 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. J. Fisheries Board Can. 29: 1691-1700.

Canadian Council of Resource and Environment Ministers (CCREM), 1987. Recommandation pour la qualité des eaux au Canada.

European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC). 1964. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. Technical report no. 1.

Gerhardt, A, 1993. Review of impact of heavy metals on stream invertebrates with special emphasis on acid conditions. Water, Air and Soil Pollution. 66:289-314.

Gerhardt, A, 1992. Effect of subacute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insecta: Ephemeroptera). Freshwater Biology. 27(1):79-84.

Great Lakes Water Quality Board (GLWQB), 1974. Appendix A, Water Quality Objectives Subcommittee report. For the International Joint Commission (IJC) p.102-103.

Great Lakes Water Quality Board (GLWQB), 1978. Iron. Group 2 (Appendix A). New and Revised Specific Water Quality Objectives. Proposed for the 1972 Agreement between the United States and Canada, GLWQB for the International Joint Commission (IJC) p.53-56.

Laxen, DPH and Harrison, RM, 1981. The physicochemical speciation of Cd, Pb, Cu, Fe and Mn in the final effluent of a sewage treatment works and its impact on speciation in the receiving river. Water Research. 15(9):1053-1065.

Loeffelman, PH, Van Hassel, JH, Arnold, TE and Hendricks, JC, 1985. A new approach for regulating iron in water quality standards. Aquatic toxicology and Hazard Assessment: Eighth Symposium. p. 137-152.

Maltby, L, Snart, JOH and Calow, P, 1987. Acute toxicity tests on the freshwater Isopod, *Asellus aquaticus* using FeSO<sub>4</sub>-7H<sub>2</sub>O with special reference to techniques and the possibility of intraspecific variation. Environmental Pollution. 43(4):271-279.

Martin, TR and Holdich, DM, 1986. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asselids and gammarids). Water Research. 20(9):1137-1147.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), 1990 (rév. 1992). Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques. p. 148.

Ministère de l'Environnement (MENV), 2000. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique

(BQMA), Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 1998. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, p. 179

Ministry of Environment and Energy (Ontario), 1979. Rationale for the establishment of Ontario's provincial water quality objectives. p. 81-85.

Mukhopadhyay, MK and Konar, SK, 1984. Toxicity of copper, zinc and iron to fish, plankton and worm. *GEOBIOS*. 11:204-207.

National Academy of Sciences (NAS), 1973. Committee on Water Quality Criteria. 1973. Water quality criteria 1972 (Blue book). p. 69.

Portmann, JE, 1972. Results of acute toxicity tests with marine organisms, using a standard method. *Marine Pollution and Sea Life*. p. 212-217.

Rousch, JM, Simmons, TW, Kerans, BL and Smith BP, 1997. Relative acute effects of low pH and high iron on the hatching and survival of the water mite (*Arrenurus manubriator*) and the aquatic insect (*Chironomus riparius*). *Environ. Toxicol. & Chem.* 16(10):2144-2150.

Smith, EJ and Sykora, JL, 1976. Early developmental effects of lime-neutralized iron hydroxide suspensions of brook trout and coho salmon. *Transaction of the American Fisheries Society*. 105 (2):308-312.

Smith, EJ, Sykora, JL and Shapiro, MA, 1973. Effect of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth and reproduction of fathead minnow (*Pimephales promelas*). *J. of Fish. Res. Board Can.* 30:1147-1153.

Sykora, JL, Smith, EJ, and Synak, M, 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspension on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). *Water Research*. 6:935-950.

Sykora, JL, Smith, EJ, Shapiro, MA and Synak, M, 1973. Chronic effect of ferric hydroxide on certain species of aquatic animals. p. 347-369.

Tomasik, P, Magadza, CHD, Mhizha, S and Chirume, A, 1995. The metal-metal interaction in biological systems. Part III. *Daphnia magna*. *Water, Air and Soil Pollution*. 82:695-711.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) 1976. Quality criteria for water. Red book. p. 78-81.

Warnick, SL and Bell, HL, 1969. The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. *J. of Water Pollution Control Federation*. 41(2):280-284.

**Annexe 1: Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer réalisés  
sur différentes espèces aquatiques d'Amérique du nord (pH >4,5)**

Données de toxicité aiguë:

Classe	Espèce	CL50 ou CE50 (mg/L)	pH	Durée	Condition	Stade vital	Remarque	Référence
<b>Oligochaete</b>	<i>Branchiura sowerbyi</i>	580,0	6,5	96 h	Statique	NR*	Durété: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	560,0	7,0	96 h	Statique	NR*	Durété: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	446,0	8,5	96 h	Statique	NR*	Durété: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
<b>Crustacé</b>	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	95,0	6,8	96 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)	Durété: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	143,0	6,8	48 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)	Durété: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	160,0	6,8	48 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)	Durété: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·6H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	120,0	6,8	96 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)	Durété: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·6H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Cyclops viridis</i>	35,2	6,5	96 h	Statique	NR*	Durété: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984

	<i>Cyclops viridis</i>	33,5	7,0	96 h	Statique	NR*	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Cyclops viridis</i>	36,0	8,5	96 h	Statique	NR*	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Daphnia magna</i>	35,0	7,7	24 h	Statique	NR*	Dureté: 100 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeCl <sub>3</sub>	Tomasik et al., 1995
	<i>Daphnia magna</i>	9,6	7,8	48 h	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeCl <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Christensen et Biesinger, 1972
<b>Osteichthes</b>	<i>Pimephales promelas</i>	14,4	6,0	96 h	Statique	35 mm	Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Pimephales promelas</i>	24,2	6,0	96 h	Statique	NR*	Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Pimephales promelas</i>	3,7	6,0	96 h	Statique	35 mm	BPA-reactive ferrous iron	Loeffelman, 1985
	<i>Pimephales promelas</i>	9,2	6,0	96 h	Statique	NR*	BPA-reactive ferrous iron	Loeffelman, 1985
	<i>Pimephales promelas</i>	9,9	6,0	96 h	Statique	NR*	HCL-reactive ferrous iron	Loeffelman, 1985
	<i>Cyprinus carpio</i>	0,6	7,1	96 h	Statique	3,5 cm	Taille: 3,5 cm	Alam et Maughan, 1995
	<i>Cyprinus carpio</i>	1,2	7,1	96 h	Statique	6 cm	Taille: 6 cm	Alam et Maughan, 1995
	<i>Cyprinus carpio</i>	2,3	7,1	96 h	Statique	6 cm	Taille: 6 cm	Alam et Maughan, 1995
	<i>Cyprinus carpio</i>	1,4	7,1	96 h	Statique	3,5 cm	Taille: 3,5 cm	Alam et Maughan, 1995
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4,4	6,0	96 h	Statique	NR*	BPA-reactive ferrous iron	Loeffelman, 1985
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	18,3	6,0	96 h	Statique	NR*	Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Tilapia mossambica</i>	119,6	6,5	96 h	Statique	70 mm	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984

<i>Tilapia mossambica</i>	83,2	7,0	96 h	Statique	70 mm	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984
<i>Tilapia mossambica</i>	118,0	8,5	96 h	Statique	70 mm	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984

NR\*: Non Reporté

**Annexe 2: Résultats de tests de toxicité chronique sur le fer réalisés  
sur différentes espèces aquatiques d'Amérique du nord (pH >4,5)**

Données de toxicité chronique

Classe	Espèce	Concentration (mg/L)	pH	CL50 / CSEO / CME0	Durée	Condition	Stade vital	Remarque	Référence
Insecte	<i>Acroneuria lycorias</i>	16,0	7,7	CL50	9 jours	Statique	NR*	Dureté: 48 mmol CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Warnick et Bell, 1969
	<i>Hydropsyche betteni</i>	16,0	8,1	CL50	7 jours	Statique	NR*	Dureté: 50 mmol CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Warnick et Bell, 1969
	<i>Cheumatopsyche sp.</i>	0,8	7,2	CME0	4 mois	Continu	Larve	Dureté: 143 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
	<i>Ephemerella subvaria</i>	0,3	8,2	CL50	96 h	Statique	NR*	Dureté: 48 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub> L'insecte a absorbé une certaine quantité de fer de façon significative	Warnick et Bell, 1969
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	5,9	7,7	CL50	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	4,4	7,7	CME0	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	5,2	7,7	CME0	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Gammarus minus</i>	3,0	7,2	CME0	98 jours	Cascade	Adulte	Dureté: 145 mg CaCO <sub>3</sub> /L	Sykora et al., 1973
Osteichthes	<i>Cyprinus carpio</i>	0,6	7,1	CL50	96 h	Statique	3,5 cm (juvénile)	Difficile d'évaluer la sensibilité des juvéniles	Alam et Maughan, 1995

<i>Cyprinus carpio</i>	1,4	7,1	CL50	96 h	Statique	3,5 cm (juvénile)	Difficile d'évaluer la sensibilité des juvéniles	Alam et Maughan, 1995
<i>Pimephales promelas</i>	6,0	7,1	CSEO	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Mortalité Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CSEO	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Aug. du poids Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al. 1973
<i>Pimephales promelas</i>	12,0	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Mortalité Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Pimephales promelas</i>	3,0	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Aug. du poids Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Éclosion Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Survie des fraies Source: FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al. 1973
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,2	6,0	CME0	NR*	NR*	NR*	Fer ferreux	Loeffelman, 1985
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	3,0	8,0	CSEO	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> -7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	12,0	8,0	CSEO	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Éclosion FeSO <sub>4</sub> -7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	3,0	8,0	CSEO	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>4</sub> -7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976

<i>Oncorhynchus kisutch</i>	6,0	8,0	CME0	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	12,0	8,0	CME0	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: �closion FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	6,0	8,0	CME0	90 jours	Continu	NR*	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	Sykora et Smith, 1976
<i>Salvelinus fontinalis</i>	12,0	7,2	CME0	20 mois	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 164 mmol CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Salvelinus fontinalis</i>	6,0	7,1	CSE0	11 mois	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 172 mmol CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>2</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Salvelinus fontinalis</i>	12,0	7,1	CME0	11 mois	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 172 mmol CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>2</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Salvelinus fontinalis</i>	50,0	7,1	CME0	11 mois	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 172 mmol CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>2</sub>	Sykora et al., 1973
<i>Salvelinus fontinalis</i>	6,0	7,2	CSE0	20 mois	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 164 mmol CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973

NR\*: Non Reporté

**Annexe 3: Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer réalisés sur différentes espèces d'eau salée d'Amérique du Nord et classés selon leurs groupes taxinomiques respectifs**

**Classe : Crustaceae**

**Famille : Crangonidae**

Espèce	TT	SV	D	CL <sub>50</sub>	CSEO	CMEO	TE	SFe	T(°C)	pH	Ca	O <sub>2</sub>	Pho	Remarques	Source
<i>Crangon crangon</i>	S	NM	48 h	33à100			NM	NM	15	NM	NM	AE	NM		Portmann (1972)

**Classe : Mastigophora (protozoaire)**

**Famille : Gymnodiniidae**

Espèce	TT	SV	D	CE <sub>50</sub>	CSEO	CMEO	TE	SFe	T(°C)	pH	Ca	O <sub>2</sub>	Pho	Remarque	Source
<i>Gymnodinium splendens</i>	S	culture en coissance	48 h	17,5			NM	NM	16	NM	NM	NM	NM	salinité=28 mg/l	Wilson (1980)
				0,9					20						
				> 30					24						
				26					28						
				> 30					30						
				3,7					16						
				1					30						
				1,1											

**Classe : Bivalvia**

**Famille : Cardiidae**

Espèce	TT	SV	D	CL <sub>50</sub>	CSEO	CMEO	TE	SFe	T(°C)	pH	Ca	O <sub>2</sub>	Pho	Remarque	Source
<i>Cardium edule</i>	S	NM	48 h	100à330			NM	NM	15	NM	NM	AE	NM		Portmann (1972)

**Annexe 4: Résultats de tests de toxicité aiguë sur le fer servant au calcul du critère de protection de la vie aquatique  
(6,0 ≤ pH ≤ 8,5)**

Classe	Espèce	CL50 ou CE50 (mg/L)	pH	Durée	Condition	Stade vital	TAME	TAMG	Remarque	Référence
<b>Oligochaete</b>	<i>Branchiura sowerbyi</i>	580,0	6,5	96 h	Statique	NR*			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	446,0	8,5	96 h	Statique	NR*	525,2	525,2	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	560,0	7,0	96 h	Statique	NR*			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
<b>Crustacé</b>	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	120,0	6,8	96 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)			Dureté: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·6H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Crangonyx pseudogracillis</i>	95,0	6,8	96 h	Statique-renouvel.	Adulte (4 mm)	106,8	106,8	Dureté: 50 mg de CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub> ·6H <sub>2</sub> O	Martin et Holdich, 1986
	<i>Cyclops viridis</i>	35,2	6,5	96 h	Statique	NR*			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Cyclops viridis</i>	36,0	8,5	96 h	Statique	NR*	34,9		Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984
	<i>Cyclops viridis</i>	33,5	7,0	96 h	Statique	NR*			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar, 1984

	<i>Daphnia magna</i>	9,6	7,8	48 h	Statique	0-24 heures	9,6	9,6	Dureté: 45,3 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeCl <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Biesinger et Christensen, 1972
<b>Osteichthes</b>	<i>Pimephales promelas</i>	14,4	6,0	96 h	Statique	35 mm			Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Pimephales promelas</i>	24,2	6,0	96 h	Statique	NR*	18,7	18,7	Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	18,3	6,0	96 h	Statique	NR*	18,3	18,3	Fer total	Loeffelman, 1985
	<i>Tilapia mossambica</i>	119,6	6,5	96 h	Statique	70 mm			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984
	<i>Tilapia mossambica</i>	118,0	8,5	96 h	Statique	70 mm	105,5	105,5	Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984
	<i>Tilapia mossambica</i>	83,2	7,0	96 h	Statique	70 mm			Dureté: 268 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub>	Mukhopadhyay et Konar 1984

NR\*: Non Reporté

**Annexe 5: Résultats de tests de toxicité chronique sur le fer servant au calcul du critère de protection de la vie aquatique**  
**(6,0 ≤ pH ≤ 8,5)**  
Données de toxicité chronique

Classe	Espèce	Concentration (mg/L)	pH	CL50 / CSEO / CME0	Durée	Condition	Stade vital	Remarque	Référence
<b>Insecte</b>	<i>Ephemerella subvaria</i>	0,3	8,2	CL50	96 h	Statique	NR*	Dureté: 48 mg de CaCO <sub>3</sub> /L Source de fer: FeSO <sub>4</sub> L'insecte a absorbé une certaine quantité de fer de façon significative	Warnick et Bell, 1969
	<i>Acroneuria lycorias</i>	16,0	7,7	CL50	9 jours	Statique	NR*	Dureté: 48 mmol CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Warnick et Bell, 1969
	<i>Hydropsyche betteni</i>	16,0	8,1	CL50	7 jours	Statique	NR*	Dureté: 50 mmol CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Warnick et Bell, 1969
	<i>Cheumatopsyche sp.</i>	0,8	7,2	CME0	4 mois	Continu	Larve	Dureté: 143 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeSO <sub>4</sub>	Sykora et al., 1973
<b>Crustacé</b>	<i>Daphnia magna</i>	5,9	7,7	CL50	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	4,4	7,7	CME0	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O Effet: <b>Baisse de 16% la reproduction</b>	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	5,2	7,7	CME0	21 jours	Statique	0-24 heures	Dureté: 45,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L FeCL <sub>3</sub> -6H <sub>2</sub> O Effet: <b>Baisse de 50% la reproduction</b>	Biesinger et Christensen, 1972
	<i>Gammarus minus</i>	3,0	7,2	CME0	98 jours	Cascade	Adulte	Dureté: 145 mg CaCO <sub>3</sub> /L	Sykora et al., 1973

<b>Osteichthes</b>	<i>Cyprinus carpio</i>	0,6	7,1	CL50	96 h	Statique	3,5 cm (juvénile)	Difficile d'évaluer la sensibilité des juvéniles	Alam et Maughan, 1995
	<i>Cyprinus carpio</i>	1,4	7,1	CL50	96 h	Statique	3,5 cm (juvénile)	Difficile d'évaluer la sensibilité des juvéniles	Alam et Maughan, 1995
	<i>Pimephales promelas</i>	6,0	7,1	CSEO	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: <b>Mortalité</b> Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	12,0	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: <b>Mortalité</b> Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CSEO	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Aug. du poids Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	3,0	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Aug. du poids Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Éclosion Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Survie des fraies Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973
	<i>Pimephales promelas</i>	1,5	7,1	CME0	365 jours	Continu	3 mois	Dureté: 170 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Survie des fraies Source: <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1973

<i>Oncorhynchus kisutch</i>	1,5	8,0	CSEO	90 jours	Continu	Alevin	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	3,0	8,1	CME0	90 jours	Continu	Alevin	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et Smith, 1976
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	12,0	8,1	CME0	90 jours	Continu	Alevin	Dureté: 167 mg CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Éclosion et survie <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et Smith, 1976
<i>Salvelinus fontinalis</i>	6,0	7,2	CSEO	35 semaines	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 124mg/L CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1972
<i>Salvelinus fontinalis</i>	12,0	7,2	CME0	35 semaines	Continu	3 mois (34 mm)	Dureté: 144 mg/L CaCO <sub>3</sub> /L Effet: Croissance <b>Fer en suspension neutralisé avec de la chaux</b>	Sykora et al., 1972

NR\*: Non Reporté