



Environment
Canada

Environnement
Canada

*Loi canadienne sur la protection
de l'environnement (1999)*

**Recommandations fédérales pour la qualité
de l'environnement**

Vanadium

Environnement et Changement climatique Canada

Date de publication :

Mai 2016

Introduction

Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent des points de référence relatifs à la qualité de l'environnement. Ces RFQE sont établies uniquement en fonction des effets ou des risques toxicologiques des substances ou des groupes de substances précis. En effet, elles ont trois fonctions. En premier lieu, les RFQE peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques retrouvées actuellement dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Et en troisième lieu, elles peuvent servir de mesures de rendement des activités de gestion des risques. Le recours aux RFQE est volontaire, à moins que celles-ci ne soient prévues par un permis ou d'autres outils de réglementation. Par conséquent, ces RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne constituent pas des limites d'effluents ou des valeurs « à ne jamais dépasser », mais elles peuvent être utilisées dans le calcul de ces limites. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement et Changement climatique, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. La présente fiche d'information décrit les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQE) qui visent la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs du vanadium (tableau 1). Cette fiche d'information a été largement basée sur le rapport d'évaluation préalable (REP) pour l'oxyde de vanadium publié dans le cadre du PGPC. Cependant, la RFQE obtenue ici (voir le tableau 1) est pour l'ion / groupement de vanadium et peut être appliquée à toutes les sources et formes de vanadium. Elle est basé sur des données et des informations identifiées jusqu'à Juin 2010 (GC 2010). Aucun RFQE n'a été développée pour les compartiments de tissus biologiques et les sédiments présentement.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité des eaux pour le vanadium

Vie aquatique	Valeur recommandée (µg/L)*
Eau douce	120
Eau de mer	5
*Quantité totale de vanadium	

Identité de la substance

Le vanadium ne se trouve pas sous forme métallique dans la nature, mais il apparaît sous forme de vanadate d'autres métaux (p. ex. cuivre, zinc, plomb, uranium, fer, manganèse). Le vanadium existe aux états d'oxydation de 1⁻ à 5⁺, et l'oxyde de vanadium (n° CAS : 1314-62-1) est le nom commun du pentaoxyde de divanadium (V₂O₅), la forme commerciale la plus répandue. L'Afrique du Sud abrite le dépôt le plus vaste du monde et produit près de la moitié de la quantité mondiale demandée d'oxyde de vanadium de grande pureté (≥ 99,5 %) (Perron, 2001; CIRC, 2006). Le Québec (lac Doré) compte le deuxième dépôt en importance de magnétite titanifère avec une teneur moyenne de 0,55 % de V₂O₅. Il n'est cependant pas exploité au Canada (Apella Resources, 2009).

Le gouvernement du Canada (GC 2010) a évalué les effets écologiques potentiels de l'oxyde de vanadium ou plus spécifiquement le pentaoxyde de divanadium [selon l'article 64 de la LCPE (1999)], y compris son potentiel de persistance et de bioaccumulation. Sur la base de cette évaluation, le gouvernement du Canada (2010) a conclu que l'oxyde de vanadium ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nuisible immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour

l'environnement essentiel pour la vie. It is concluded that vanadium oxide may be entering the environment in a quantity or concentration or under conditions that constitute or may constitute a danger in Canada to human life or health. L'oxyde de vanadium répond aux critères de la persistance, mais ne répond pas aux critères de potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (gouvernement du Canada, 2000).

Utilisations

En 2004, la production mondiale d'oxyde de vanadium était d'environ 86 200 tonnes (Woolery, 2005). L'oxyde de vanadium est principalement utilisé comme composant de formulation dans la production d'alliages métalliques (principalement le ferrovanadium), et comme catalyseur dans la fabrication d'acide sulfurique (Perron, 2001). Il est également utilisé comme catalyseur pour produire de l'anhydride maléique utilisé dans la fabrication de résines de polyester et de résines alkydes (Haber, 2009), comme électrolyte dans les batteries redox au vanadium (Magyar, 2003) et comme pigment dans la production de céramique et de verre (Motolese *et al.*, 1993; Moskalyk et Alfantazi, 2003; Vanitec, 2009). Au Canada, entre 1 et 10 000 tonnes de pentaoxyde de divanadium était utilisé en 2006, (Environnement Canada, 2009). La majorité de l'oxyde de vanadium (92 %) a servi à produire des alliages de ferrovanadium entrant dans la fabrication de l'acier trempé. L'oxyde de vanadium a aussi été largement utilisé comme catalyseur dans la fabrication d'acide sulfurique, pour le craquage catalytique et pour la réduction catalytique des émissions d'oxyde d'azote (NO_x) et de soufre provenant de centrales électriques (Environnement Canada, 2009). En ce qui concerne les utilisations mineures de l'oxyde de vanadium au Canada, mentionnons son utilisation comme agent oxydant et comme agent de protection contre la corrosion.

Le pentaoxyde de vanadium n'est actuellement pas exploité au Canada. Son rejet dans l'environnement canadien relève essentiellement d'émissions atmosphériques provenant de diverses activités industrielles, comme son rejet accidentel comme sous-produit issu de la combustion des combustibles fossiles tels que le pétrole et le charbon (GC 2010). Les sables bitumineux de l'Athabasca contiennent des concentrations plus élevées de vanadium que la plupart des huiles et donc il y a aussi un potentiel pour le vanadium de lessivage du coke dans l'environnement (Jensen -Fontaine et al. 2014). D'après les données les plus récentes de l'inventaire national des rejets de polluants (2012), 106 installations au Canada ont déclaré des rejets de vanadium et de ses composés, notamment 48 tonnes dans l'air, 1,2 tonnes dans l'eau et 36 tonnes dans le sol (Gouvernement du Canada, 2010). Les rejets les plus importants provenaient de raffineries de pétrole et de centrales électriques, probablement sous forme de sous-produits tels que des cendres volantes, des suies et des cendres résiduelles produite lors de la combustion de combustibles fossiles et de charbon.

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Le vanadium peut être présent sous divers états dans l'air ambiant, les eaux de surface, les sédiments et les sols. Étant un élément non gazeux avec une pression de vapeur négligeable, le vanadium est émis dans l'air principalement sous la forme d'oxyde, en tant que composant de particules fines (Gouvernement du Canada, 2010). Dans l'eau, ses concentrations sont influencées par plusieurs facteurs tels que l'altération chimique météorique des roches silicatées (Shiller et Mao, 2000), les réactions d'adsorption et de désorption entre les phases dissoute et particulaire (Harita *et al.*, 2005), les réactions d'oxydo-réduction (Wang et Wilhelmy, 2009), les concentrations aqueuses d'oxyhydroxydes ferriques et de dioxyde de manganèse (Harita *et al.*, 2005), les concentrations de H₂S (Wanty et Goldhaber, 1992) et la matière organique (Szalay et Szilágyi, 1967). Le vanadium est supposé être plus mobile dans des conditions d'oxydation que des conditions réductrices (Garrett, 2005), ce qui reflète probablement en partie la différence de mobilité entre la forme cationique réduite et la forme anionique oxydée. Les formes oxydées sont généralement moins mobiles dans des conditions acides que dans un milieu neutre ou alcalin (Reimann et deCaritat, 1998).

Les espèces cationiques dissoutes V(IV) (voir liste des acronymes et abréviations) VO²⁺ (vanadyle) et VO(OH)⁺ sont présentes en faibles concentrations dans les solutions oxiques (Harita *et al.*, 2005), mais pourraient se former à l'interface eau-sédiments où il est plus probable que des conditions anoxiques et réductrices existent. Étant donné que ces cations sont plus rapidement adsorbés aux particules ou complexés à la matière organique, ils sont plus susceptibles de se déposer dans les sédiments (Wang et Wilhelmy, 2009). La valeur des coefficients de partage sédiments en suspension-eau disponibles varie entre

3,15 et 5,47, et la valeur du coefficient de partage sédiments-eau est 2,28 (Gouvernement du Canada, 2010). Le comportement du vanadium dans les sols est également lié aux propriétés physico-chimiques du sol et du composé de vanadium présent dans ce milieu. La valeur des coefficients de partage sol-eau obtenus pour les sols au Canada varie entre 2,58 et 5,08 (Gouvernement du Canada, 2010).

Au cours d'expériences menées dans les rivières contaminées par les mines de métaux au Québec, le vanadium était accumulé par les organismes transplantés (*Hyalomma azteca*) en fonction de la quantité présente (Couillard *et al.*, 2008). Les résultats ont corroboré l'hypothèse que le vanadium dissous total est biodisponible et représente un bon précurseur de bioaccumulation du vanadium chez les organismes qui absorbent la majeure partie de ce métal dans la colonne d'eau (Borgmann *et al.*, 2007). Dans l'ensemble, le potentiel de bioaccumulation du vanadium dans les écosystèmes naturels est considéré comme faible d'après (i) les valeurs faibles à modérées des facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation (de 5 à 333), (ii) un facteur d'accumulation biote-sédiments et un facteur d'accumulation biote-sol inférieurs à 1 et (iii) l'absence de bioamplification du vanadium observée dans les réseaux alimentaires naturels dans le cadre des études de terrain réalisées (Gouvernement du Canada, 2010).

Concentrations ambiantes

A l'instar d'autres métaux, les données de surveillance pour le vanadium ont été seulement recueillies comme vanadium total et il n'est donc pas possible de déterminer la forme de vanadium mesurée ou si elle provient du composé de pentaoxyde. On a mesuré les concentrations de vanadium dans l'eau de rivières et de lacs canadiens (de 0,001 à 16,1 µg/L), dans les sédiments (de 5 à 730 mg/kg) et dans les sols (de 4 à 358 mg/kg) (Gouvernement du Canada, 2010).

Mode d'action

Le vanadium est considéré comme un élément trace essentiel (Markert, 1994, Nielsen, 1991) et il a été détecté dans des systèmes enzymatiques de bactéries, d'algues et d'invertébrés marins (PISSC, 2001). L'anion de vanadium (Vanadate) est biodisponible et pénètre dans les cellules vivantes par des systèmes échangeurs d'anions consacrés au phosphate dans le cadre d'un phénomène appelé mimétisme ionique (Gouvernement du Canada, 2010). Les vanadates ou ions de vanadyle sont connus pour être de puissants inhibiteurs de certaines phosphatases comme l'enzyme ATPase, la phosphotransférase, la nucléase et la kinase. La réaction d'inhibition de l'activité NA-K-ATPase a été observée dans les branchies de poissons et de crabes (Bell et Sargent, 1979; Holleland et Towle, 1990).

Toxicité pour les organismes aquatiques

Les données de toxicité aquatique chronique identifiées dans le rapport (GC 2010) et considérées comme acceptables pour le développement des Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau douce (RFQE) sont présentées dans le tableau 2. Toutes les données tirées d'études sérieuses effectuées sur des composés solubles de vanadium ont été prises en considération pour établir les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux, même si différentes espèces de vanadium peuvent exister en solution après la dissolution de ces composés. Les données sur la toxicité pour les organismes aquatiques sont résumées dans le rapport du gouvernement du Canada (2010).

Il est prouvé que la toxicité des métaux dépend du pH et de la force ionique des milieux externes (DiToro *et al.*, 2001). Par conséquent, les données sur la toxicité peuvent être normalisées pour les effets du pH, de la force ionique et du carbone organique dissous selon les besoins d'évaluation. Cependant, compte tenu des données disponibles, aucune normalisation de ce genre n'a été effectuée pour le vanadium en raison de l'absence d'équations appropriées pour tenir compte des facteurs qui influencent la toxicité. Par ailleurs, les résultats de la modélisation de la spéciation et d'études de terrain sur la spéciation des formes dissoutes de vanadium ont démontré que les facteurs qui influencent la toxicité sont peut-être moins importants pour les ions de vanadate (qui devraient être l'espèce dominante dans les eaux oxygénées) que pour certains métaux cationiques (Gouvernement du Canada, 2010).

Tableau 2. Paramètres ultimes de toxicité pour les organismes dulcicoles exposés au vanadium utilisés dans le calcul des Recommandations fédérales pour la qualité des eaux

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)*	Référence
Jordanelle de Floride (<i>Jordanella floridae</i>)	■	CMAT après 34 jours (croissance)	140	Holdway et Sprague (1979)
Algue (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	▲	CMAT après 7 jours (croissance)	320	Lee <i>et al.</i> (1979)
Algue (<i>Scenedesmus obliquus</i>)	▲	CMAT après 7 jours (croissance)	320	Lee <i>et al.</i> (1979)
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	CME0 après 28 jours (croissance)	480	Kimball (1978)
Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	■	CE ₁₀ après 30 jours (survie)	610**	Ernst et Garside (1987)
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	●	CE ₁₀ après 21 jours (reproduction)	1 000	Van Leeuwen <i>et al.</i> (1987)
Algue (<i>Navicula pelliculosa</i>)	▲	CME0 après 7 jours (croissance)	1 000	Lee <i>et al.</i> (1979)
Algue (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	▲	CE ₅₀ après 12 jours (croissance)	2 230	Fragašová <i>et al.</i> (1999)

Légende : ■ = Poissons; ● = Invertébrés; ▲ = Végétaux

*Quantité totale de vanadium

** Valeur calculée à partir des données fournies dans le document initial

Les critères acceptables pour le développement des RFQE (pour l'eau douce) débutent par ceux qui sont sans effet ou avec effet minimal et s'étendent aux critères à effets moyens avec des valeurs allant de 140 à 2230 µg V / L. La sensibilité au vanadium chevauchait entre les taxons. Les espèces les plus sensibles étaient le flagfish d'amérique (*Jordanella floridae*) et les espèces les moins sensibles sont les algues vertes (*Scenedesmus quadricauda*).

Les données sur la toxicité aiguë et chronique pour les organismes marins variaient respectivement de 50 à 6 500 µg/L et de 250 à 8 000 µg V/L (Gouvernement du Canada, 2010). Le plus faible paramètre de toxicité aiguë (50 µg V/L) était une concentration minimale avec effet observé après 48 heures sur le développement des larves d'huîtres (*Crassostrea gigas*), tandis que le plus faible paramètre de toxicité chronique (250 µg V/L) était une concentration minimale avec effet observé après 8 jours sur le taux de mortalité de la crevette des salines (*Artemia salina*).

Calculs des Recommandations fédérales pour la qualité des eaux

Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQEx) sont préférablement élaborées à l'aide des protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Dans le cas du vanadium, il était nécessaire d'établir une concentration estimée sans effet pour l'évaluation écologique préalable ainsi qu'une RFQEx, même si l'on ne disposait pas suffisamment de données sur la toxicité

chronique pour satisfaire minimalement les exigences de donnée du CCME pour les recommandations de type A ou B¹. Les RFQEx et les concentrations estimées sans effet (CESE) utilisées dans le processus d'évaluation écologique préalable, établissent toutes deux les niveaux auxquels aucun effet nocif sur l'environnement n'est prévu. Les RFQEx élaborées dans le présent document précisent les points de référence qui sont établis pour les écosystèmes aquatiques dans le but de protéger toutes les formes de vie aquatique pendant une période d'exposition indéfinie.

Eau douce

Dans l'eau douce, des études expérimentales sur la toxicité chronique ont fait l'objet d'un examen critique, et les données acceptables sur la toxicité (tableau 2) pour trois poissons, un invertébré et quatre espèces d'algue ont été utilisées afin de produire une courbe de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique (figure 1). Chacune des espèces, pour lesquelles on avait accès à des données « ad hoc » sur la toxicité, a été classée selon le niveau de vulnérabilité; on a également déterminé la position de chacune dans la distribution de la sensibilité des espèces.

Plusieurs fonctions de distribution cumulative ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression; le choix du meilleur modèle s'est fondé sur l'examen sur la validité de l'ajustement. Le modèle logistique était le modèle le plus approprié de tous les modèles testés. Le 5^e centile de la courbe de distribution de la sensibilité des espèces correspondait à 120 µg/L, avec des limites de confiance supérieure et inférieure respectives de 85 et de 170 µg/L.

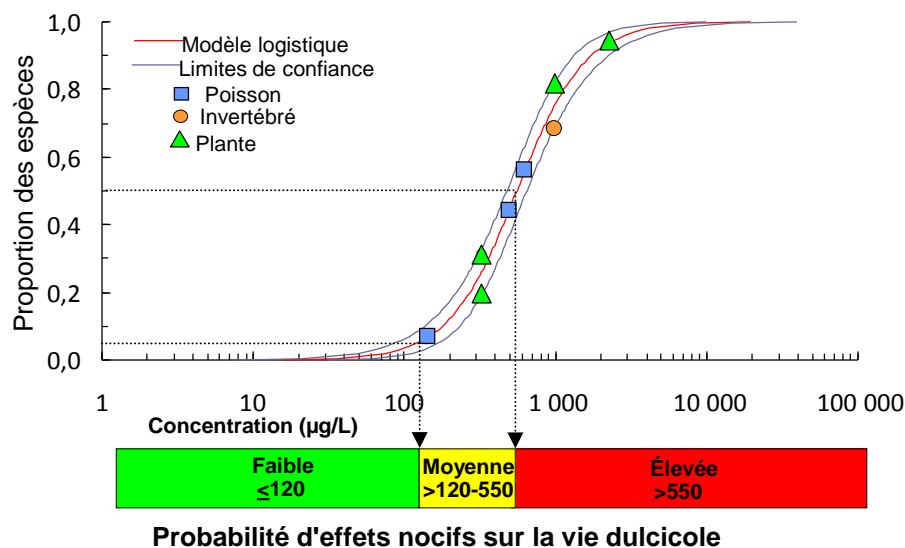


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (SSD) pour la toxicité chronique du vanadium et de la probabilité relative des effets nocifs pour la vie aquatique en eau douce. Les paramètres de toxicité

¹ Le CCME (2007) propose deux approches pour élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau, en fonction de la disponibilité et de la qualité des données disponibles. L'approche privilégiée est d'utiliser la distribution statistique de toutes les données acceptables pour développer des recommandations de type A. La deuxième approche est basée sur une extrapolation à partir du plus faible, acceptable critère d'effet toxicologique pour élaborer des recommandations de type B. Pour plus de détails sur les exigences minimales relatives aux recommandations du CCME voir CCME (2007).

chronique sont représentés pour les poissons (), les invertébrés () et les plantes ()

Le 5^e centile calculé à partir de la distribution de la sensibilité des espèces (de 120 µg/L) est sélectionné comme concentration estimée sans effet (CESE) et comme Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée à la toxicité chronique pour les organismes dulcicoles. Cette RFQEx représente la concentration au-dessous de laquelle la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique est faible ou nulle. Outre cette recommandation, deux autres gammes de concentration, qui doivent être utilisées dans le cadre de la gestion des risques, sont fournies (figure 1). À des concentrations qui se situent entre le 5^e et le 50^e centile de la distribution de la sensibilité des espèces (de 120 à 550 µg/L), il existe une probabilité moyenne d'effets nocifs sur la vie aquatique. La probabilité que les concentrations supérieures au 50^e centile (> 550 µg/L) aient des effets nocifs est plus élevée. Il se peut que les gestionnaires des risques trouvent utiles ces niveaux de concentration additionnels pour définir des objectifs de gestion des risques à court terme ou provisoires, lors d'une planification de gestion des risques par étapes. On peut également se servir de niveaux de concentration moyens à élevés pour fixer des objectifs provisoires visant une moindre protection lorsque les eaux sont déjà fortement dégradées ou lorsque des considérations d'ordre socioéconomique rendent difficile le respect de la RFQEx.

Eau de mer

Dans l'eau de mer, les études expérimentales sur la toxicité aiguë et chronique ont été examinées attentivement. Bien qu'une exposition chronique au vanadium soit prévue dans l'environnement, la valeur la plus aiguë de 50 µg/L de toxicité pour des larves d'huîtres a été choisie comme valeur critique de toxicité (VCT), et un facteur d'application de 10 a été appliqué pour obtenir une CESE et une RFQE de 5 µg/L pour les espèces marines. La RFQE pour la vie marine est inférieure à la RFQE pour la vie en eau douce étant donné le peu de données de toxicité marine. Par conséquent, il existe une incertitude plus élevée pour le seuil de toxicité et donc une approche prudente a été utilisée. Si des données marines supplémentaires deviennent disponibles, la RFQE pour la vie marine peut être révisé.

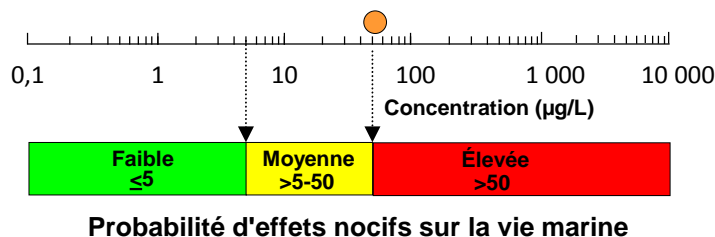


Figure 2. Probabilité relative d'effets nocifs du vanadium sur la vie aquatique marine.
La RFQE (5 µg / L) et la VCT (50 µg / L) sont indiquées par des flèches.

Trois étendues de concentration ont également été identifiées pour représenter les risques faibles, modérés et élevés d'effets nocifs sur la vie aquatique marine pour aider à la gestion des risques du vanadium (figure 2). À des concentrations de vanadium égales ou inférieures à la Recommandation fédérale pour la qualité des eaux liée aux organismes marins (≤ 5 µg/L), il y a un faible risque d'effets nocifs pour la vie aquatique. À des concentrations supérieures à la RFQEx liée aux organismes marins et à la valeur critique de toxicité de 50 µg/L, il y a un risque modéré d'effets nocifs pour la vie aquatique. Les concentrations du vanadium supérieures à 50 µg/L présentent un risque plus élevé de causer des effets nocifs pour la vie aquatique. Comme c'est le cas pour la gestion des eaux douces, il se peut que les gestionnaires des risques trouvent que ces échelles de concentrations supplémentaires sont utiles pour la planification de la gestion des risques.

Références

- Apella Resources. 2009. Lac Dore Vanadium Deposit. Vancouver (C.B.) : Apella Resources Inc. Accès : <http://www.apellaresources.com/properties/lac-dore-vanadium-deposit> [consulté le 28 septembre 2009].
- Bell, M.V., Sargent, J.R. 1979. The partial purification of sodium-plus-potassium ion-dependent adenosine triphosphatase from the gills of *Anguilla anguilla* and its inhibition by orthovanadate. *Biochemical Journal* 179:431-438.
- Borgmann, U., Couillard, Y., Grapentine, L. 2007. Relative contribution of food and water to 27 metals and metalloids accumulated by caged *Hyaella azteca* in two rivers affected by metal mining. *Environ. Pollut.* 145:753-765.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/>
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. P.C. 2000-348, 29 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- Canada. 2010. Ébauche d'évaluation préalable pour le Défi concernant le Pentoxyde de divanadium. Septembre 2010. Accès : http://www.ec.gc.ca/ese-ees/62A2DBA9-0636-4217-8D9B-36AFEB878179/batch9_1314-62-1_fr.pdf
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. In: *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, 1999. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Couillard, Y., Grapentine, L.C., Borgmann, U., Doyle, P., Masson, S. 2008. The amphipod *Hyaella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. *Environ. Pollut.* 156:1314-1324.
- DiToro, D.M., Allen, H.E., Bergman, H.L., Meyer, J.S., Paquin, P.R., Santore, R.C. 2001. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environ. Toxicol. and Chemistry* 20:2383-2396.
- [EC] Environnement Canada. 2009. Données sur les substances du lot 9 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances du groupe 12 du Défi*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.
- Ernst, W.R., Garside, E.T. 1987. Lethal effects of vanadium to two life stages of brook trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). *Revue canadienne de zoologie* 65:628-634.
- Fragašová, A., Bumbálová, A., Havránek, E. 1999. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu⁺, Cu²⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺, V⁵⁺) in fresh water alga *Scenedesmus quadricauda*. *Chemosphere* 38:1165-1173.
- Garrett, R.G. 2005. Natural distribution and abundance of elements. In: Selinus, O. (éd.) *Essentials of Medical Geology*. États-Unis : Elsevier. 832 p.
- Haber, J. 2009. Fifty years of my romance with vanadium oxide catalysts. *Catalysis Today* 142:100-113.
- Harita, Y., Hori, T., Sugiyama, M. 2005. Release of trace oxyanions from littoral sediments and suspended particles induced by pH increase in the epilimnion of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 50:636-645.
- Holdway, D.A., Sprague, J.B. 1979. Chronic toxicity of vanadium to flagfish. *Water Res.* 13:905-910.
- Holleland, T., Towle, D.W. 1990. Vanadate but not ouabain inhibits Na⁺ + K⁺-ATPase and sodium transport in tight crab gill (*Carcinus maenas*). *Comp. Biochem. Physiol.* 96B:177-181.
- [IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2006. Cobalt in Hard Metals and Cobalt Sulfate, Gallium Arsenide, Indium Phosphide and Vanadium Pentoxide. IARC Monograph.
- [INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur internet]. 2013. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. Accès: <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>
- Jensen-Fontaine, M., W.P. Norwood, M. Brown, D.G. Dixon and X.C. Le. 2014. Uptake and speciation of vanadium in the benthic invertebrate *Hyaella azteca*. *Environ. Sci. & Tech.* 48:731-738.
- Kimball, G.L. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Manuscrit, Department of Entomology, Fisheries and Wildlife, Université du Minnesota, Minneapolis (MN).
- Lee, K., Nalewajko, C., Jack, T.R. 1979. Effects of vanadium on freshwater algae. In: *Proceedings of the Fifth Annual Aquatic Toxicity Workshop*, November 7-9, 1978, Hamilton, Ontario. *Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.* 862:297-310.
- Magyar, M.J. 2003. Vanadium. US Geological survey minerals yearbook, 80.1-80.8.
- Markert, B. 1994. The biological system of the elements (BSE) for terrestrial plants (Glycophytes). *Sci. Total Environ.* 155:221-228.
- Moskalyk, R.R., Alfantazi, A.M. 2003. Processing of vanadium: a review. *Minerals Engineering* 16:793-805.
- Motolese, A., Truzzi, M., Giannini, A., Seidenari, S. 1993. Contact dermatitis and contact sensitization among enamellers and decorators in the ceramics industry. *Contact Dermatitis* 28:59-62.
- [NPRI] National Pollutant Release Inventory [database on the Internet]. 2012. Gatineau (QC): Environment Canada. Available from: <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>
- Nielsen, F.H. 1991. Nutritional requirements for boron, silicon, vanadium, nickel, and arsenic: current knowledge and speculation. *FASEB J.* 5:2661-2667.
- Perron, L. 2001. Vanadium. *Annuaire des minéraux du Canada* : 59.1-59.7
- [PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 2001. Vanadium pentoxide and other

- inorganic vanadium compounds. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la Santé. (Résumé succinct international sur l'évaluation des risques chimiques n° 29). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du travail et l'Organisation mondiale de la Santé, dans le cadre du Programme interorganisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques. Accès : <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad29.htm>
- Reimann, C., de Caritat, P. 1998. Chemical elements in the environment. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. 398 p.
- Shiller, A., Mao, L. 2000. Dissolved vanadium in rivers: effects of silicate weathering. *Chem. Geol.* 165:13-22.
- Szalay, A., Szilágyi, M. 1967. The association of vanadium with humic acids. *Geochim. Cosmochim. Acta* 31:1-6.
- Van Leeuwen, C.J., Niebeek, G., Rukeboer, M. 1987. Effects of chemical stress on the population dynamics of *Daphnia magna*: a comparison of two test procedures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 14:1-11.
- Vanitec. 2009. Vanadium facts. [consulté le 2 octobre 2009]. Accès : <http://www.vanitec.org/pages/en/information/vanadiumfacts/health.php>
- Wang, D., Wilhelmy, S.A.S. 2009. Vanadium speciation and cycling in coastal waters. *Marine Chemistry* 117:52-58.
- Wanty, R.B., Goldhaber, M.B. 1992. Thermodynamics and kinetics of reactions involving vanadium in natural systems: accumulation of vanadium in sedimentary rocks. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56:1471-1483.
- Woolery, M. 2005. Vanadium compounds. In: Kroschwitz, J.I., Howe-Grant, M. (éd.) Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, 4^e éd. New York (NY) : John Wiley and Sons. Vol. 20:1-16. Accès : <http://www.mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/home>

Liste des acronymes et des abréviations

- CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE – Concentration effective
CESE – Concentration estimée sans effet
CMAT – Concentration maximale acceptable de toxiques
CMEO – Concentration minimale avec effet observé
CSEO – Concentration sans effet observé
DSE – Distribution de la sensibilité des espèces
FABS – Facteur d'accumulation biote-sédiments
FBA – Facteur de bioaccumulation
FBC – Facteur de bioconcentration
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
RFQEx – Recommandations fédérales pour la qualité des eaux
V(IV) – Vanadium à l'état de valence 4
V(V) – Vanadium à l'état de valence 5
VCT – Valeur critique de toxicité